

Long-Term Analysis of the Forest Landscape Transformation in the Metropolitan Area of Rome Capital in Support of the Territorial Governance for Ecological Transition

ANALISI DI LUNGO PERIODO DELLA TRASFORMAZIONE DEL PAESAGGIO FORESTALE NELL'AREA METROPOLITANA DI ROMA CAPITALE A SUPPORTO DELLA GOVERNANCE DEL TERRITORIO PER LA TRANSIZIONE ECOLOGICA*

*Francesco Solano^{a,c}, Salvatore Praticò^b, Gianluca Piovesan^f, Alessio Argentieri^d,
Alessandra Terenzi^e, Salvatore Bonfanti^g, Giuseppe Modica^h*

^aDAFNE - Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali, Università della Tuscia, Via Santa Maria in Gradi 4, 01100 - Viterbo, Italia

^bDipartimento di Agraria, Università Mediterranea di Reggio Calabria, località Feo di Vito, 89124 - Reggio Calabria, Italia

^cDEB - Dipartimento di Scienze Ecologiche e Biologiche, Università della Tuscia, Via Santa Maria in Gradi 4, 01100 - Viterbo, Italia

^dDipartimento IV- Servizio 2 "Geologico e difesa del suolo-rischio idraulico e territoriale",

Città metropolitana di Roma Capitale, 00144 - Roma, Italia

salvatore.pratico@unirc.it

Abstract

Restoring the forest ecosystem's functionality is as an urgent action for biodiversity conservation and carbon mitigation as well as for achieving the 2030 Agenda of United Nations sustainability goals. By developing a landscape dynamics framework to guide future management and planning policies, we characterised the historical trend of forest area changes from 1936 to 2010 in the Metropolitan City of Rome Capital (Italy). Remote sensing-based products and historical forest maps, coupled with landscape pattern metrics and fragmentation analysis have been implemented. Two main forest landscape dynamics were reconstructed: I) the increase of forest cover fragmentation in the lowland areas; II) the rise in forest area by recently established forest in the interior sectors of the mountain landscape, mainly within protected areas. Results revealed the urgent need to establish new protected areas and rewilding spaces. The proposed framework can be used for testing the effectiveness of environmental planning and management in other forest landscapes to achieve the Agenda 2030 goals and EU 2030 Biodiversity Strategy.

KEY WORDS: *2030 Agenda of the United Nations, Forest Cover Changes, Forest Fragmentation, Global Tree Cover Data (GTCD), Landscape Metrics.*

1. Introduzione

Al giorno d'oggi, sono pochi gli ecosistemi terrestri nel mondo rimasti indisturbati a causa delle attività antropiche [1]; in particolare molti paesaggi forestali ne riflet-

tono la storia ecologica e socioeconomica [2, 3].

In Europa, le foreste sono utilizzate da millenni dall'uomo, che ne ha trasformato la composizione specifica, la struttura e la distribuzione [4], e di conseguenza i loro regimi di disturbo naturale e la funzionalità rispetto agli ecosi-

* Il documento nella sua interezza è frutto del lavoro congiunto degli autori. F. Solano: Conceptualization, Data curation, Investigation, Methodology, Software, Validation, Visualization, Writing - original draft, Writing - review & editing. S. Praticò: Data curation, Investigation, Methodology, Software, Validation, Visualization, Writing - original draft, Writing - review & editing. G. Piovesan: Conceptualization, Funding acquisition, Investigation, Methodology, Supervision, Writing - original draft, Writing - review & editing. Alessio Argentieri: Writing - review & editing. A. Terenzi: Writing - review & editing. S. Bonfanti: Writing - review & editing. G. Modica: Data curation, Methodology, Software, Supervision, Validation, Visualization, Writing - original draft, Writing - review & editing.

stemi naturali [5]. Nell'hotspot di biodiversità del Mediterraneo, l'attuale struttura e fisionomia delle foreste rimanenti è stata alterata, inoltre, da attività ricorrenti di degrado e deforestazione [6].

Dall'inizio del secolo scorso si è assistito ad una naturale espansione delle foreste in molte regioni temperate del mondo, a seguito dell'abbandono dell'agricoltura tradizionale di montagna, spinta da fattori socio-economici come l'immigrazione nelle aree urbane [7-10].

Nello stesso periodo, si sono verificate attività di deforestazione conseguenti all'espansione urbana e l'intensificazione dell'agricoltura in ambienti di pianura, per i quali è essenziale studiare i cambiamenti del paesaggio forestale per raggiungere gli obiettivi dell'Agenda 2030 delle Nazioni Unite (www.un.org/sustainabledevelopment/development-agenda), e migliorare le strategie di pianificazione e gestione per aumentarne la resilienza [11].

Nel quadro globale della conservazione della biodiversità e stoccaggio di carbonio, le aree protette sono riconosciute come pietre miliari della strategia di conservazione e possono contribuire a ridurre la perdita di foreste rispetto alle aree non protette [12], mantenendo livelli di biodiversità e sequestro di carbonio più elevati rispetto alle vicine aree dove si fa un uso alternativo del suolo [13], e possono essere viste come uno strumento insostituibile per garantire funzioni ecosistemiche complesse [14]. L'espansione e un'efficace gestione delle aree protette sono necessarie per mitigare la perdita di biodiversità [15], quindi descrivere e comprendere i cambiamenti ed i loro impatti a lungo termine sugli ecosistemi forestali è fondamentale per un'efficace pianificazione della gestione ambientale. Alcune soluzioni interessanti si stanno sviluppando grazie all'integrazione dell'ecologia storica e dei dati telerilevati. In questo ambito, vengono spesso proposte metriche e/o indici paesaggistici per valutare le caratteristiche del paesaggio e per monitorare i cambiamenti nell'uso del suolo [16-20]. A questo proposito, il telerilevamento rappresenta una fonte di dati alternativa per quantificare la copertura forestale e la sua variazione nel tempo [21, 22], poiché i dati possono coprire in modo coerente vaste aree [23-25] e la registrazione a lungo termine delle osservazioni satellitari consente di quantificare le tendenze della copertura forestale nel corso di diversi decenni [26-30]. Inoltre, sono emersi nuovi impulsi di ricerca, soprattutto dopo l'emergere di applicazioni del telerilevamento basate su piattaforme di cloud computing [31, 32].

Questo studio presenta un nuovo approccio attraverso l'uso integrato dei dati storici sulla copertura forestale, e dei prodotti basati sul telerilevamento, come supporto alle politiche ambientali volte alla gestione sostenibile delle foreste, secondo gli obiettivi di sviluppo sostenibile dell'Agenda 2030. Il metodo è stato testato e applicato in un importante e rappresentativo ambiente mediterraneo, l'area metropolitana di Roma Capitale.

Qui, diversi fattori hanno influenzato le dinamiche del paesaggio naturale e culturale durante la lunga storia di trasformazione del territorio. I cambiamenti a lungo termine della copertura forestale, insieme a metriche di paesaggio e analisi di frammentazione, sono stati utilizzati per identificare le dinamiche del paesaggio forestale e la loro distribuzione secondo un gradiente altitudinale e in relazione alle aree protette, per descrivere la loro efficacia come strumento per il raggiungimento degli obiettivi di sostenibilità. In questo contesto, il nostro lavoro suggerisce un modo innovativo per migliorare la conoscenza ambientale, per sviluppare una pianificazione e gestione del paesaggio incentrata sul ripristino dell'integrità bioecologica delle foreste e mirata a raggiungere gli obiettivi dell'Agenda 2030.

2. Metodologia

Il metodo proposto può essere riassunto nelle seguenti fasi principali: a) Acquisizione dei dati e derivazione delle mappe forestali; b) Classificazione altitudinale dell'area di studio; c) Analisi del cambiamento della copertura forestale; d) Restituzione carta di riferimento per la densità della copertura forestale; e) Metriche del paesaggio e analisi della frammentazione forestale; f) Dinamiche del paesaggio e sviluppo sostenibile (vedi Fig. 1).

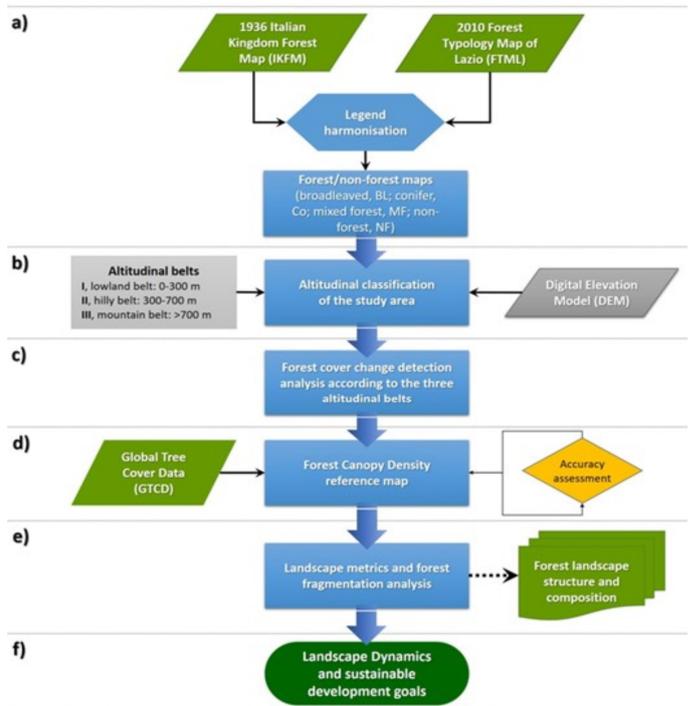


Fig. 1 - V Flusso di lavoro del metodo proposto mirato al raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile. (fonte: [33])

2.1. Area di studio

L'area metropolitana di Roma Capitale si estende per 5363 km² nella regione Lazio. Essa include il territorio di Roma e altri 120 comuni, e con oltre 4,3 milioni di abitanti rappresenta la più grande area metropolitana d'Italia (vedi Fig. 2a). L'Ente territoriale preposto all'esercizio di varie funzioni amministrative in campo ambientale è la Città metropolitana di Roma Capitale (CMRC), subentrata dal 2015 alla Provincia di Roma nell'esercizio delle funzioni di area vasta. La CMRC ha in particolare competenze in materia di difesa del suolo, utilizzo risorse agroforestali, gestione aree protette, opere idrauliche e di bonifica, le quali risultano significative in termini di interazioni tra attività antropiche e evoluzione della copertura forestale. L'area metropolitana si caratterizza per un'orografia complessa, con terreni pianeggianti, altipiani costieri e interni e zone montuose (fino ai 1854 m s.l.m. del Monte Autore) (vedi Fig. 2b). I dati più recenti sulla copertura del suolo [34] mostrano che l'area è occupata principalmente da terreni agricoli (56%) e aree edificate (14%), mentre le foreste naturali e seminaturali coprono circa il 27%. Le foreste di pianura sono prevalentemente occupate da querce caducifoglie (*Quercus cerris* L., *Q. pubescens* Willd.) e sempreverdi (*Quercus ilex* L.) insieme al carpino nero (*Ostrya carpinifolia* Scop.), mentre il castagno (*Castanea sativa* Mill.) e il faggio (*Fagus sylvatica* L.) dominano rispettivamente le foreste di collina e di montagna.

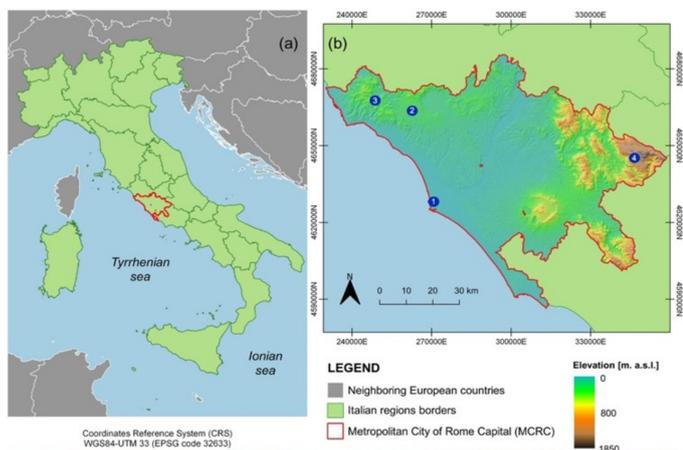


Fig. 2 - (a): localizzazione area di studio;
(b): distribuzione delle elevazioni nel territorio della CMRC.
(fonte: modificato da [33])

2.2. Acquisizione dati e derivazione delle mappe forestali

Per indagare le variazioni della copertura forestale nel tempo, abbiamo utilizzato i dati storici della Carta Forestale del Regno d'Italia del 1936 (CF1936) [35] e la Carta forestale su base tipologica della Regione Lazio del 2010 (CF2010) [36], in modo da analizzare un periodo di 74 anni.

I dati vettoriali digitali della CF1936 sono stati acquisiti tramite WebGIS (<http://carta1936.dicam.unitn.it/web->

gis/map1.php).

La CF2010 è stata ottenuta dal geoportale open data della Regione Lazio (<http://dati.lazio.it/catalog/it/dataset/carta-forestale-su-base-tipologica-della-regione-lazio>) in formato vettoriale digitale. Previa omogenizzazione delle legende di entrambi i set di dati, sono state estratte tre categorie forestali generali: latifoglie (BL), conifere (Co) e bosco misto (MF), aggiungendo una classe di aree non forestali (NF) ottenute sovrapponendo i due set di dati con il confine dell'area studio. Poiché la CF1936 include una classe denominata "foreste degradate", non presente nella CF2010 e non riconducibile ad altre categorie, si è deciso di analizzarla separatamente.

2.3. Classificazione altitudinale

L'area di studio è stata suddivisa in tre zone altitudinali principali, utilizzando un modello digitale delle elevazioni (DEM) con una risoluzione spaziale di 20 m x 20 m.

Il DEM è stato ricampionato secondo la definizione di area montana dell'Istituto Nazionale di Statistica [37], in tre fasce altitudinali: I) fascia di pianura, da 0 a 300 m s.l.m.; II) fascia collinare, da 300 a 700 m s.l.m.; III) fascia montana sopra i 700 m s.l.m. Per ciascuna dinamica forestale (espansione, perdita e persistenza), le variabili topografiche di altitudine e pendenza sono state estratte e confrontate statisticamente, applicando il test non parametrico di Kruskal-Wallis [38]. È stato utilizzato questo test non parametrico, perché la popolazione di riferimento non ha una distribuzione normale.

Le analisi statistiche sono state eseguite con il software statistico R [39].

2.4. Analisi del cambiamento della copertura forestale

I cambiamenti avvenuti nell'intervallo di tempo indagato (1936-2010), sono stati rilevati con un approccio di change detection [40] seguito da un confronto post-classificazione [33, 41] per l'analisi diacronica.

I dati vettoriali di copertura forestale (1936-2010) sono stati processati in ambiente GIS, ottenendo dati vettoriali unici, che mostrano i cambiamenti di copertura delle singole categorie. Si è quindi ottenuta una matrice di dati per quantificare le modifiche, riportando in righe il valore dei cambiamenti nelle categorie presenti nel 1936 e in colonne il numero di cambiamenti nelle categorie del 2010. Infine, questo set di dati è stato sovrapposto al DEM ricampionato per analizzare i cambiamenti all'interno delle diverse fasce altitudinali e convertito in formato vettoriale. Quindi, è stata implementata un'altra matrice di cambiamento simile alla precedente.

2.5. Mappatura della densità della copertura forestale

Per ricostruire le dinamiche della copertura forestale e

qualificarla da un punto di vista ecologico-funzionale, abbiamo utilizzato i dati sulla copertura arborea globale (GTCD). I dati GTCD per l'anno 2010 [23], in formato raster, hanno una risoluzione spaziale di 30 m x 30 m (<https://glad.umd.edu/dataset/global-2010-tree-cover-30-m>), dove ogni pixel rappresenta una stima della copertura percentuale massima della chioma arborea (1-100%). Definendo una soglia di copertura arborea superiore al 10%, con un'area maggiore di 0,49 ha, coerentemente con la definizione di bosco della FAO [42] il dato è stato ricampionato alla risoluzione spaziale di 20 m x 20 m con intervalli di classe ogni 10%. Tale processo consiste in una mera operazione geometrica che quindi non inficia le elaborazioni effettuate.

La mappa è stata successivamente valutata in termini di accuratezza e utilizzata come strato di riferimento per la densità della copertura forestale. Per garantire che la dimensione del campione fosse adeguata a produrre stime sufficientemente precise dell'area delle classi, si è proceduto al dimensionamento numerico del campione per ciascuna classe [43]. Pertanto, abbiamo calcolato la dimensione campionaria complessiva con un campionamento casuale stratificato [44], secondo il metodo proposto da Olofsson et al. [45].

La dimensione complessiva del campione è risultata di 1528 punti di campionamento. Come suggerito dalla FAO [46] e Congalton e Green [47], abbiamo assegnato una dimensione minima di 100 punti campionari a ciascuna fascia altitudinale; quindi, il numero rimanente di punti sono stati assegnati proporzionalmente, in base alla superficie di ciascuna fascia. I punti campionari sono stati generati e distribuiti casualmente in ciascuna fascia altitudinale (vedi Fig. 3), utilizzando il software QGIS [48].

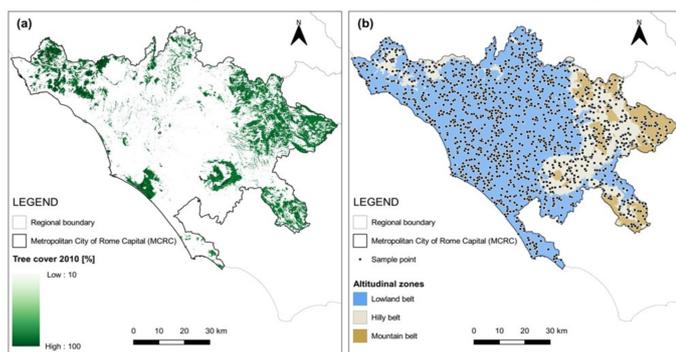


Fig. 3 - (a): Densità della copertura forestale della Città metropolitana di Roma Capitale derivata dai dati GTCD del 2010 [23]; (b) Classificazione dell'area di studio in fasce altitudinali con distribuzione dei punti campione utilizzati per la validazione della mappa di densità. (fonte: [33])

Per ogni punto campione, è stata generata una zona *buffer* quadrata di 70 x 70 m (0,49 ha) con una griglia sistematica di 5 x 5 punti ed utilizzata come riferimento di verità a terra. Sulla base di fotointerpretazione a video di immagini ad altissima risoluzione di Google Earth per l'anno 2010 [23, 49, 50], all'interno di ogni *buffer* sono state identificate aree forestali o non forestali contando

il numero di punti coperti da alberi. Quando le chiome degli alberi coprivano almeno tre punti della griglia (3/25 = copertura arborea >10%), il campione è stato classificato come foresta, altrimenti come non-foresta.

Una matrice di confusione [46, 47] è stata quindi prodotta per valutare l'accuratezza della mappa della densità della copertura forestale prodotta.

2.6. Metriche del paesaggio e analisi della frammentazione forestale

I cambiamenti della struttura e composizione del paesaggio forestale sono stati quantificati utilizzando metriche di dimensione, forma e margini, selezionando alcune variabili significative tra le molte disponibili in letteratura [17, 51]. È stata calcolata una serie di sette parametri a livello di classe e di paesaggio: il numero di patch (NP), la dimensione media della patch (MPS), la densità del margine (ED), il margine medio della patch (MPE), l'indice di forma medio (MSI), il rapporto area-perimetro medio (MPAR) e dimensione frattale media (MFRACT).

Per calcolare le metriche del paesaggio con la massima precisione, facendo riferimento ai dati di input, abbiamo utilizzato il modello di dati vettoriali e il plug-in V-Late per ArcGIS [52]. Quindi abbiamo calcolato la frammentazione forestale utilizzando il modello di frammentazione basato su raster di Riitters et al. [53, 54]. Secondo le sei classi di frammentazione, il paesaggio analizzato è classificato attraverso l'indice di frammentazione che combina due diversi indicatori: l'Indice di Densità (Pf) e l'Indice di Connettività (Pff). Pf rappresenta la proporzione (densità) dei pixel "foresta" che cadono nella finestra mobile definita. Pff è una misura della connettività del bosco.

Si ottiene dividendo il numero di coppie di pixel "foresta" nelle direzioni cardinali che cadono nella finestra mobile definita per il numero totale di coppie di pixel contenenti uno o due pixel "foresta". Maggiore è il valore di Pff, maggiore è il valore di connettività. Combinando le mappe Pf e Pff secondo le regole definite da Riitters et al. [53], si possono ottenere le seguenti sei categorie dell'indice di frammentazione forestale (FFI): (1) *interior* (Pf = 1.0); (2) *undetermined* (Density > 0.6 and Density = Connectivity); (3) *perforated* (Density > 0.6 and Density - Connectivity > 0); (4) *edge* (Pf > 0.6 and Density - Connectivity < 0); (5) *transitional* (0.4 < Density < 0.6); (6) *patch* (Density < 0.4). Le celle classificate come *interior* sono circondate da celle forestali. Pertanto, non sono frammentate cioè indisturbate. Le altre quattro categorie mostrano un certo grado di frammentazione in un gradiente dall'*interior* alle classi di frammentazione *perforated*, *edge*, *transitional* e di *patch*. Considerando la dipendenza dalla scala delle metriche spaziali e che una bassa risoluzione dei dati potrebbe portare a un'analisi imprecisa del modello del paesaggio [55], come dati di input, abbiamo utilizzato un raster con 10 m x 10 m di risoluzione geometrica. Inoltre, seguendo Riit-

ters et al. [53, 54] e altri studiosi [56, 57], la finestra mobile quadrata è stata fissata a 5 x 5 pixel.

2.7. Dinamiche del paesaggio e obiettivi di sviluppo sostenibile

I dati di cambiamento, densità e frammentazione della copertura forestale ottenuti sono stati analizzati per valutare le politiche di gestione ambientale a favore del raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite (ONU). In particolare, abbiamo ricostruito la dinamica dell'indice di copertura forestale (FCI) dato l'obiettivo di sviluppo 15.1.1 (Area forestale in proporzione alla superficie totale) dell'Agenda 2030 (<https://unstats.un.org/sdgs/metadata/?Testo&Obiettivo=15&Obiettivo>).

L'indice FCI è stato calcolato come il rapporto tra la copertura forestale e l'area totale di studio, analizzando l'aumento, la perdita e la persistenza di copertura tra il 1936 e il 2010. Una serie di indicatori di trasformazione del paesaggio forestale è stata utilizzata per valutare i progressi verso una gestione sostenibile delle risorse forestali (obiettivo 15.2.1). La copertura forestale netta durante i 74 anni analizzati è stata considerata un indicatore per il tracciamento del sotto-indicatore 1 ("tasso di variazione netta annuale della superficie forestale"). I dati sulla densità della copertura forestale sono stati considerati un proxy per descrivere il sotto-indicatore 2 ("stock di biomassa epigea in una foresta"). Integrando i risultati di FCI e tasso netto di variazione forestale e analizzandone le metriche all'interno delle aree protette ricadenti nel territorio della CMRC, è stato infine possibile valutarne la consistenza e l'efficacia nella gestione (sotto-indicatore 3, "Percentuale di superficie forestale situata all'interno di aree protette legalmente istituite"). Nella valutazione di questo indicatore, i parchi e le riserve naturali sono stati considerati separatamente dai siti Natura 2000.

3. Risultati

3.1. Cambiamenti della copertura forestale (1936-2010) nella Città metropolitana di Roma Capitale (CMRC)

La copertura forestale è aumentata, passando da 94.624 ha nel 1936 a 136.823 ha nel 2010, evidenziando un incremento dell'indice di copertura forestale (FCI) dal 17,6% al 25,5% (vedi Tab. 1).

L'andamento generale osservato corrisponde ad un aumento assoluto della copertura forestale del 44,6% (42.199 ha), del 7,9%, se riferito all'intera estensione dell'area di studio. Complessivamente si è registrato un aumento di copertura forestale che ha mostrato un incremento di 68.299 ha, a fronte di una perdita di

26.100 ha. La persistenza della copertura forestale ha coinvolto 68.524 ha sulla superficie forestale totale dell'area di studio. La classe forestale di latifoglie ha registrato il maggiore incremento areale, passando da 27.188 ha nel 1936 a 122.828 ha nel 2010 (guadagno di circa il 352%), seguita dalle conifere da 1626 ha a 4084 ha (+151%) (vedi Tab. 1).

Categoria copertura suolo	2010					
	NF	Co	BL	MF	Totale	
1936	NF	37.3401	2.169	57.804	8.325	441.700
	Co	744	764	109	8	1.626
	BL	4.402	117	22.403	264	27.188
	MF	20.953	1.033	42.511	1.313	65.811
	Totale	399.502	4.084	122.828	9.911	536.325

Tab. 1 - Matrice di contingenza che mostra la transizione tra le diverse categorie (valori in ha) dal 1936 al 2010 nell'area metropolitana di Roma Capitale. (NF): aree non forestali; (Co): conifere; (BL): latifoglie; (MF): boschi misti. (fonte: modificato da [33]).

3.2. Variazione della copertura forestale in base alla topografia

Le foreste si distribuiscono in modo non uniforme nelle tre fasce altitudinali. Nel 2010, l'FCI rappresentava circa il 13% della fascia I, il 47% nella fascia II e il 71% nella fascia III. Il più alto aumento di copertura forestale (nuove foreste) si è verificato (25%) nelle fasce collinari e montuose (vedi Fig. 4a).

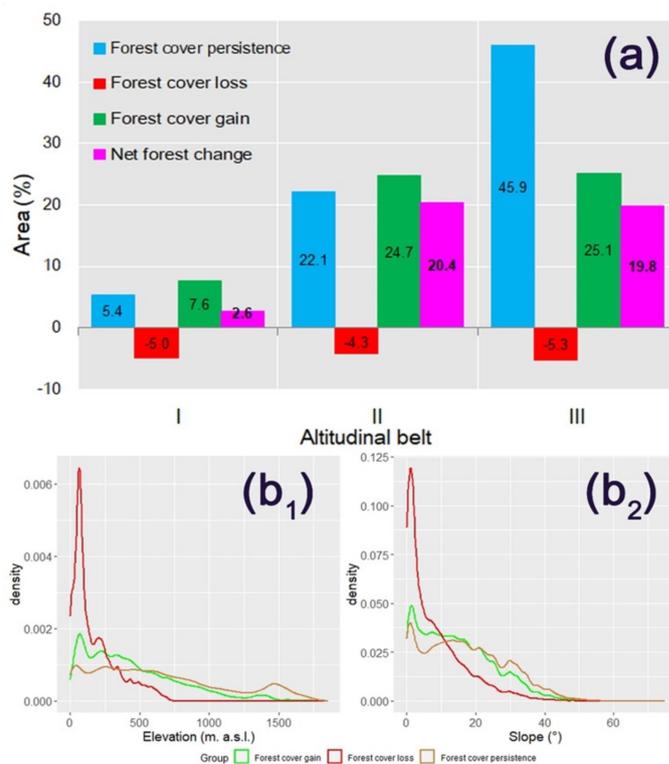


Fig. 4 - Percentuale di guadagno, perdita, persistenza e variazione netta della copertura forestale riferita alla superficie totale della singola fascia altitudinale (tra gli anni 1936 e 2010). (a); diagramma di distribuzione della copertura forestale nelle aree di guadagno, perdita e persistenza in riferimento alle differenze di elevazione (b1) e pendenza (b2). (fonte: [33]).

In confronto, la fascia di pianura ha mostrato l'incremento più lento dell'FCI (7%). La persistenza della copertura forestale ha una marcata distribuzione geografica con un forte andamento decrescente dalla fascia montana a quella di pianura (vedi Fig. 4b). Come mostrato dal test di Kruskal-Wallis (con $\alpha = 0,05$), le aree interessate dalle dinamiche di aumento, perdita o persistenza della copertura forestale hanno mostrato una differenza significativa per quanto riguarda i fattori topografici (quota e pendenza). La dinamica del cambiamento all'interno di ciascuna fascia altitudinale si traduce in un aumento netto generale (persistenza più guadagno di copertura forestale) nella superficie forestale. Infatti, la perdita di superficie più consistente - in valore assoluto - è localizzata a basse quote, principalmente in pianura e nelle fasce secondarie di bassa collina. Da un punto di vista compositivo, le foreste di latifoglie sono la categoria che ha avuto il maggior aumento di superficie in tutte e tre le fasce altitudinali (36.576 ha in totale). Nel 2010, la maggior parte delle foreste degradate nella fascia montana si è trasformata in foreste di latifoglie (1173 ha), mentre 516 ha sono stati deforestati. Una tendenza simile si è verificata nella fascia collinare, dove 708 ettari su 1068 sono diventati latifoglie e 333 ettari sono diventati aree non forestali. La tendenza opposta si è registrata nella fascia di pianura dove circa il 76% delle foreste degradate nel 1936 (628 ha) è stato deforestato, e solo il 22% (189 ha) si è trasformato in latifoglie (vedi Fig. 5).

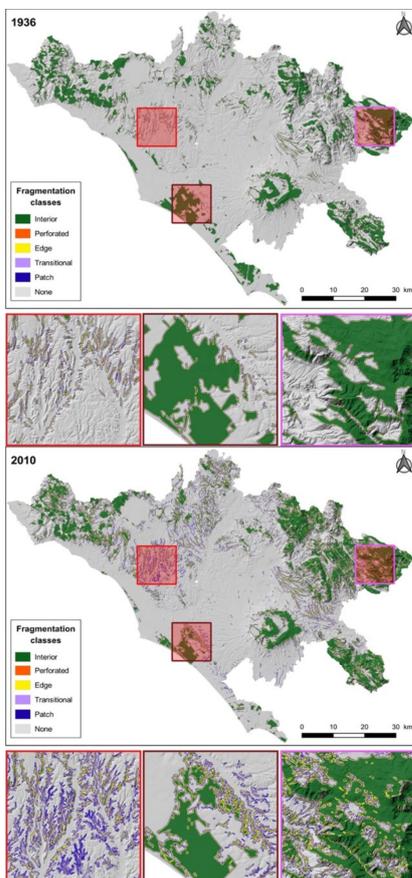


Fig. 5 - Mappa delle classi di frammentazione forestale dell'anno 1936 (in alto) e 2010 (in basso) nell'area di studio della CMRC. (fonte: modificato da [33]).

3.3. Stima della densità della copertura forestale

La stima della mappa di riferimento della densità della copertura forestale ha ottenuto un livello di accuratezza complessivo del 99,01% per la fascia altitudinale I, del 98,03% per la fascia altitudinale II e del 97,39% per la fascia altitudinale III. La PA per la classificazione "foresta" varia con l'aumentare della quota, da 98,95 ad un valore di 96,34. L'UA ha raggiunto i valori più alti nelle fasce II e III. La PA per la classificazione "non foresta" ha raggiunto un valore complessivo del 98% per tutte e tre le fasce altitudinali. Al contrario, l'UA diminuisce con l'altitudine, ma mostra comunque l'affidabilità del processo di classificazione.

3.4. Valutazione della densità della copertura forestale

Le densità della copertura nelle aree di espansione ha un valore medio del 46% (per l'intera area di studio). La classe di densità più diffusa nell'area di espansione è del 10%. Oltrepassando il valore del 60%, la frequenza della copertura diminuisce gradualmente fino a solo l'8%. Quindi aumenta di nuovo in frequenza per le classi > 70% dei valori di densità, con quest'ultima classe che copre il 12% della CMRC. Una densità della copertura del 100% è presente solo su una piccola parte dell'area di studio (0,2%; ~ 14 ha). Nelle aree di persistenza, la frequenza delle foreste di latifoglie aumenta con la densità della copertura. I valori minori di densità della copertura (tra il 10% e il 40%) sono distribuiti principalmente nella fascia pianeggiante (zona altitudinale I). Valori di densità della copertura più elevati sono principalmente distribuiti tra la fascia collinare e la fascia montana (zone II e III). La maggior parte dei boschi misti e di latifoglie sono governati a ceduo e questi tipi di bosco si trovano in corrispondenza di centri abitati medio-piccoli. Questi boschi, quindi, mantengono un valore di densità inferiore rispetto alle foreste montane che sono gestite secondo sistemi ad alto fusto. Inoltre, una maggiore densità della copertura forestale è un tratto distintivo delle aree protette (Parchi Naturali e Aree della rete Natura 2000) (vedi Fig. 6).

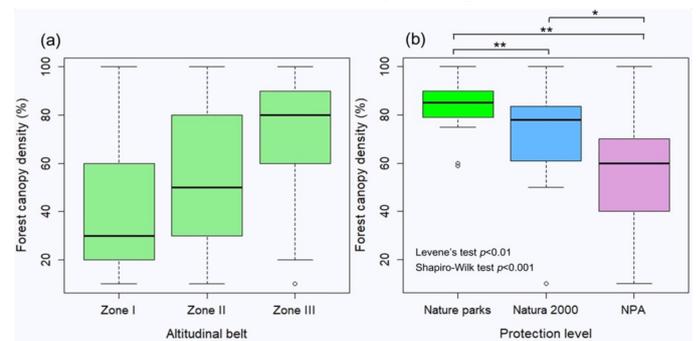


Fig. 6 - (a) Box plot del valore percentuale della densità della copertura forestale nelle tre zone altitudinali della CMRC e (b) distribuzione del valore percentuale della densità nei parchi naturali, aree Natura 2000 e aree non protette (NPA). Differenze statisticamente significative tra le densità della chioma forestale appartenenti a diversi livelli di protezione (test Mann-Whitney U, * = $p < 0,01$; ** = $p < 0,001$). (fonte: [33]).

3.5. Dinamiche del paesaggio forestale

Nel 1936 l'area forestale presentava una minore frammentazione rispetto al 2010. L'andamento generale dell'aumento della superficie forestale è legato anche alla crescita del numero di patch, come si riflette nella diminuzione metrica MPS, osservata per tutte le categorie forestali. L'MSI ha mostrato un aumento generale della variabilità dimensionale e delle singole categorie.

Anche la forma delle foreste è cambiata nettamente, con un aumento di MPAR e MFRACT per tutte le categorie, mostrando un aumento della complessità geometrica delle forme delle patch forestali. L'ED ha mostrato un margine totale diverso tra il 1936 e il 2010, con un aumento relativamente elevato per le foreste miste.

L'MPE ha mostrato un aumento considerevole per le foreste di latifoglie e una diminuzione per le foreste di conifere e miste. Due diverse dinamiche forestali hanno influenzato il paesaggio in questo periodo di tempo.

Da un lato si registra un lieve aumento delle aree *interior* (ovvero le aree forestali non interessate dalla frammentazione). Il processo dominante è stato un aumento significativo delle categorie di *edge* e *patch* che sono passate rispettivamente dal 3,15% al 6,94% e dal 2,40 al 6,42% della superficie totale, provocando un aumento delle metriche indicative della frammentazione del paesaggio. Mentre la categoria di transizione caratterizza la maggior parte delle nuove aree forestali del 2010, la categoria marginale interessa la maggior parte dell'area interna nel paesaggio del 1936, evidenziando una consistente frammentazione delle foreste. Nella parte centrale e settentrionale dell'area di studio, il paesaggio del 2010 è caratterizzato da macchie forestali sparse e isolate (vedi Fig. 5). Queste dinamiche sono evidenziate anche dalle MPS, che sono significativamente diminuite nelle quattro classi di paesaggio analizzate.

La forma delle macchie nel paesaggio 2010 è invece più complessa in tutte le classi paesaggistiche, in particolare per le foreste di latifoglie. Dal 1936 al 2010 si è verificata una perdita di aree *interior* nella zona I, mentre si è registrato un aumento nelle fasce collinari e montuose (Zone II e III) (vedi Fig. 7). Un aumento della frammentazione forestale è associato alla perdita di aree interne nella fascia di pianura, come dimostra l'aumento delle aree di transizione e di *patch*. La maggiore espansione delle aree *interior* è distribuita nelle aree protette e non protette nella fascia altitudinale II e III mentre diminuisce nelle aree di pianura (zona I). La minore frammentazione delle foreste nel 1936 si riflette nella distribuzione delle aree marginali, transitorie e a macchia su tutte le fasce altitudinali, all'interno e all'esterno delle aree protette, che sono sempre inferiori rispetto al 2010.

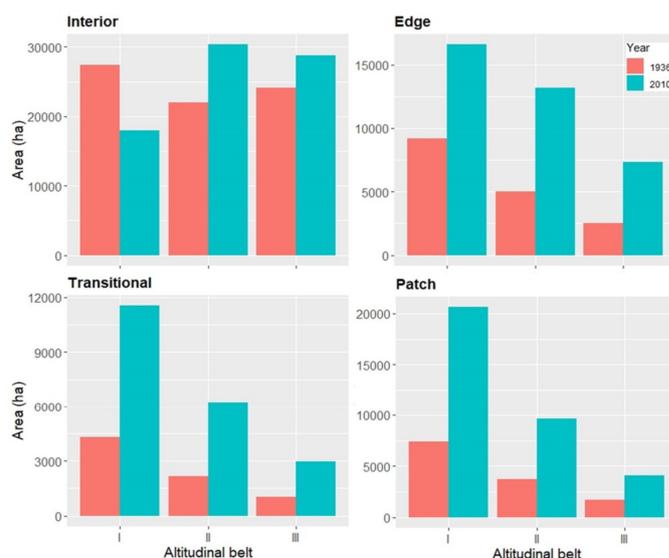


Fig. 7 - Metriche di frammentazione forestale per fascia altitudinale dell'area di studio della CMFC. (fonte: [33]).

4. Discussione

4.1. Distribuzione, cambiamenti e frammentazione del paesaggio forestale

Il metodo proposto ha fornito un quadro paesaggistico della copertura forestale e delle dinamiche compositive degli ultimi 74 anni nell'area metropolitana di Roma.

I cambiamenti identificati hanno messo in luce alcuni fattori chiave della trasformazione del paesaggio forestale in cui l'espansione e la persistenza della copertura hanno dominato la matrice ricostruita dell'uso del suolo.

Tuttavia, è stata osservata una perdita generale di superficie forestale (deforestazione) dall'ambiente di pianura a quello montano. Tale perdita è stata inferiore rispetto al guadagno osservato, generando un aumento netto della superficie forestale di circa l'8%, in linea con la lenta, ma stabile tendenza di recupero della copertura forestale osservata nell'area mediterranea europea negli ultimi 30 anni [42]. I nostri risultati sono coerenti anche con altri studi che mostrano un aumento della copertura forestale in quest'area [58, 59].

Lo spopolamento dei paesi di montagna [60] e l'abbandono delle attività agricole nelle aree marginali sono le principali cause dell'espansione degli ecosistemi forestali, in particolare nelle aree montane [18, 61]. Le foreste di conifere e latifoglie hanno mostrato un aumento generale, con queste ultime che si espandono principalmente nella fascia montana, confermando l'andamento osservato per la maggior parte dell'Appennino [62].

Sebbene la fascia montana rappresenti solo il 10% dell'area metropolitana, le foreste coprono il 71% della zona, con il più alto tasso di espansione e persistenza.

Questo risultato conferma il trend del cosiddetto *rewilding* che ha caratterizzato il paesaggio appenninico negli ultimi

sessant'anni. Una delle ragioni principali è da ricercarsi anche nelle politiche di gestione ambientale che sono state adottate per promuovere la stabilità idrogeologica del territorio montano. Ne sono un esempio le leggi nazionali emanate nel 1923 (Regio Decreto 30 dicembre 1923, n. 3267) e nel 1952 (cd legge "Fanfani") per la conservazione e il ripristino delle foreste. Tali provvedimenti legislativi, promuovendo attività selvicolturali e di rifeorestazione, hanno portato ad un incremento dell'indice FCI, anticipando così gli obiettivi dell'Agenda 2030.

La predominanza delle foreste "chiuse" nel paesaggio montano è dovuta, oltre che all'istituzione di aree protette, anche alla progressiva riduzione delle attività pastorali e di raccolta, che, a loro volta, hanno innescato processi di successione forestale secondaria e di recupero verso fasi mature [63]. Tuttavia, mentre il recupero della copertura negli ecosistemi forestali può essere abbastanza veloce, la composizione delle foreste di recente costituzione è caratterizzata da molte specie pioniere di habitat aperti, per i quali le dinamiche forestali verso le comunità forestali mature richiedono periodi di tempo più estesi [64].

Una diversa dinamica forestale si è verificata nella fascia di pianura. L'FCI del 14% è ben al di sotto del 40% ritenuto ottimale per la conservazione della biodiversità forestale in paesaggi modificati dall'uomo [65]. Qui il processo storico primario è legato alla nuova espansione forestale in aree marginali e alla deforestazione. Sono due le cause principali delle poche aree forestali persistenti: la deforestazione per la bonifica dei terreni agricoli (fino agli anni '50) e l'espansione urbana [66]. Nelle zone pianeggianti intorno alla città di Roma (campagna romana), le foreste e i terreni agricoli sono stati i più esposti all'aumento della pressione antropica, determinata dall'espansione urbana incontrollata [67]. In alcune zone interne costiere e pianeggianti, al di là di alcuni esempi di foreste relitte caratterizzate da eterogeneità strutturale e compositiva [68], i boschi sono sempre stati oggetto di selvicoltura intensiva (es. cedui) per la fornitura di beni e pascolo estensivo da parte degli animali domestici.

Tuttavia, i boschi di pino domestico (*Pinus pinea* L.) [69] insieme ai castagneti (*Castanea sativa* Mill.), svolgono un ruolo fondamentale nel modellare il paesaggio costiero e collinare e rappresentano un patrimonio destinato a scomparire senza una gestione attiva delle foreste.

La conservazione dei paesaggi colturali forestali è una attività complessa, condizionata non solo dal fattore socio-economico, ma anche dalle dinamiche dei cambiamenti globali poiché sia il castagno, sia il pino domestico sono specie molto suscettibili all'attacco di specie aliene.

Un FCI inferiore, insieme a una minore densità della copertura, denotano lo scarso stato di conservazione delle zone di pianura per quanto riguarda le aree interne.

Queste due diverse dinamiche forestali sono evidenti anche per quanto riguarda le foreste degradate nel

1936. La maggior parte di esse ha recuperato in densità nella fascia montana, mentre nelle pianure la foresta è scomparsa o ha subito un degrado, aumentandone la frammentazione. Questi risultati indicano che l'aumento della percentuale di FCI e di densità caratterizza gli ecosistemi montani che si trovano all'interno delle aree protette della CMRC, garantendo così numerosi servizi ecosistemici. Il monitoraggio della densità della copertura e della sua continuità nel tempo si è rivelata un'azione chiave per misurare la multifunzionalità delle foreste.

La densità della copertura arborea è collegata alla quantità di biomassa; alti livelli di stoccaggio garantiscono la regolamentazione dell'acqua, la conservazione della biodiversità, l'immagazzinamento di carbonio e la mitigazione degli effetti dei cambiamenti climatici. Per questo motivo, seguendo le indicazioni della strategia forestale europea per garantire la ricostituzione e una gestione sostenibile rafforzata delle foreste ai fini dell'adattamento climatico e della loro resilienza (par. 3.2, resource.html (europa.eu)) è opportuno favorire la transizione verso una selvicoltura disetanea, a garanzia del mantenimento di una copertura forestale continua, per esaltare i servizi ecologici del bosco quali assortimenti legnosi di maggiore pregio, sequestro del carbonio, produzione di prodotti secondari, bellezza paesaggistica e attributi strutturali per la conservazione della biodiversità, quali legno moro e alberi habitat [70]. La densità della copertura forestale può quindi essere considerata un indicatore della pressione legata alle utilizzazioni. È possibile evidenziare quindi l'urgenza di una nuova politica ambientale e di gestione dei paesaggi forestali della fascia di pianura per aumentarne la copertura forestale e il livello di naturalità. Occorre un'approfondita revisione delle strategie di pianificazione e gestione, volte a risolvere le problematiche legate al consumo di suolo e ai disturbi di origine antropica [71].

In particolare, nella pianificazione futura, dovrebbero essere affrontati altri disturbi ambientali indotti dall'uomo, come gli incendi o la diffusione di specie esotiche che compromettono il funzionamento degli ecosistemi forestali e riducono la sostenibilità ambientale.

4.2. Le aree protette come strumento efficace verso gli obiettivi di sviluppo sostenibile

In questo quadro, si evidenzia il ruolo chiave che le aree protette hanno svolto nell'area metropolitana di Roma Capitale, grazie alla persistenza degli ecosistemi forestali in cui è garantita la più alta densità di copertura.

Le differenze nella densità della copertura arborea tra le foreste all'interno delle aree non protette e quelle protette dimostrano come nel secondo caso si presti una notevole attenzione nella gestione dell'impatto delle attività forestali. Ciò è dovuto alle misure di conservazione per un'efficace protezione della natura.

L'istituzione di una rete di aree protette e politiche di ge-

stione, con limitato impatto antropico, ha consentito agli ecosistemi forestali di seguire dinamiche più naturali, almeno in alcune zone ben definite, come nei paesaggi montani. Tuttavia, l'estensione delle aree più integre è circoscritta alla fascia montana e collinare, mentre in pianura le pressioni antropiche hanno determinato il degrado e la frammentazione delle foreste.

Il ripristino dell'indice FCI per raggiungere l'obiettivo del 40% e la delimitazione di grandi blocchi forestali (10% dell'intero paesaggio) sono requisiti per la conservazione delle specie forestali interne [65]. In effetti, il ripristino di aree forestali integre in pianura è un compito prioritario, che oggi può essere perseguito grazie ai fondi resi disponibili dal decreto Clima e dal Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR) "intervento di forestazione urbana, periurbana ed extraurbana nelle Città metropolitane".

Nella fascia collinare, soprattutto nella periferia dell'area urbana di Roma, numerose foreste interne e di transizione si mescolano ad aree agricole, piccoli insediamenti urbani ed elementi seminaturali. In questo caso, la gestione ambientale per il raggiungimento degli obiettivi dell'Agenda 2030 e della Strategia europea sulla biodiversità per il 2030 dovrebbe essere orientata a garantire il mantenimento di un paesaggio forestale rispettoso della biodiversità. Aree interne straordinariamente ben conservate, circondate da nuclei forestali di diverse dimensioni, e una matrice di alta qualità con elementi seminaturali possono svolgere un ruolo importante nella conservazione della biodiversità [65]. Diversi studi confermano che un grado più elevato di copertura forestale contribuisce a mitigare le ondate di calore all'interno degli ecosistemi [72]. Al contrario, la perdita di copertura porta a un aumento del calore locale, che aggrava lo squilibrio tra le risposte della comunità e il cambiamento climatico [73]. Inoltre, una maggiore densità della copertura è collegata a una maggiore capacità di mitigazione del deflusso superficiale e alla riduzione dei danni causati dalle inondazioni durante le piogge intense [74]. Le foreste mature, normalmente caratterizzate da suoli più profondi, garantiscono una migliore regolazione dei fenomeni di evapotraspirazione, incidendo quindi positivamente sull'equilibrio idrologico dell'ecosistema.

La copertura continua da parte delle chiome è anche legata a una presenza significativa di specie in via di estinzione, come gli insetti saproxilici [75]. Per un futuro sostenibile, abbiamo bisogno di una disponibilità maggiore di habitat forestali maturi per la conservazione delle specie in via di estinzione dipendenti da alberi secolari e legno morto [70, 76]. Le aree protette possono mantenere livelli di biodiversità e stock di carbonio più elevati rispetto alle vicine aree di uso alternativo del suolo [13] e devono essere viste come uno strumento insostituibile per garantire funzioni ecosistemiche complesse [14].

A tal fine, la nuova strategia dell'UE sulla biodiversità per il 2030 anticipa i prossimi nuovi obiettivi della Conven-

zione sulla diversità biologica. L'obiettivo è portare la biodiversità in Europa sulla strada della ripresa entro il 2030 come cuore di un Green Deal europeo, in linea con l'Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile e gli obiettivi dell'Accordo di Parigi sui cambiamenti climatici.

Tra le azioni da attuare nella strategia a livello europeo, la protezione di almeno il 30% della superficie terrestre attraverso l'aumento delle aree protette, di cui il 10% delle riserve naturali integrali, è un obiettivo prioritario.

In questo contesto, all'interno dell'area metropolitana di Roma Capitale devono essere intraprese azioni volte a gestire efficacemente tutte le aree protette, a partire dalla rete Natura 2000. Soprattutto la necessità di ripristinare la connettività e la funzionalità ecologica nelle foreste di pianura, con l'istituzione di nuove aree e corridoi protetti integrando l'esistente Rete Ecologica Provinciale prevista dal Piano Territoriale Provinciale Generale.

Un altro obiettivo chiave sarà l'istituzione di rigorose riserve naturali, individuando spazi da lasciare ai processi di rinaturalizzazione per ripristinare la funzionalità negli ecosistemi forestali. Questo processo potrebbe trarre vantaggio dal fatto che la fascia di pianura è caratterizzata da suoli fertili e profondi e da lunghe stagioni vegetative che garantiscono un rapido recupero della vegetazione forestale, con un'elevata attività di assorbimento di carbonio, in linea con la strategia IPCC di mitigazione delle emissioni. Una migliore strategia per le aree protette porterà benefici diretti alla comunità che vive nei sobborghi di un'area metropolitana densamente popolata, in particolare i benefici per la salute associati al potere di mitigazione di una foresta durante le ondate di calore [77]. A partire dalla metodologia adottata in questa ricerca, sono necessari ulteriori studi per una distinzione basata sulla diversità bioecologica degli ecosistemi, come le porzioni di foresta vetusta, le foreste rinaturalizzate (paesaggi forestali sfruttati in successione naturale a lungo termine) e le foreste gestite, come proposto da Chiarucci et al. [76]. Definire obiettivi e misure di conservazione chiari e sottoporli a un adeguato monitoraggio è un obiettivo immediato rispetto all'Agenda 2030. In questo quadro, i nostri risultati consentiranno un'efficace pianificazione e gestione del paesaggio per la conservazione della biodiversità, per rafforzare anche l'attuale rete ecologica metropolitana [78].

5. Conclusioni

Con questa ricerca si è voluto implementare una metodologia per monitorare la dinamica forestale attraverso l'uso integrato di dati storici sulla copertura forestale e prodotti basati sul telerilevamento, fornendo indicatori operativi per gestire e ripristinare efficacemente gli ambienti forestali nell'area di studio della Città metropolitana di Roma Capitale (CMRC), secondo agli obiettivi di sviluppo

sostenibile dell'Agenda 2030.

L'integrazione con i dati compositivi, strutturali e funzionali rilevati a terra tramite aree di saggio permetterà di definire lo stato di conservazione degli ecosistemi forestali e le tendenze dinamiche. A questo proposito, la rete delle aree protette rappresenta un *benchmark* per comprendere la funzionalità degli ecosistemi forestali in relazione all'uso e all'impatto dei cambiamenti globali. Particolare attenzione dovrà essere dedicata alla mappatura e monitoraggio delle foreste mature e vetuste, nonché agli alberi monumentali/habitat. I risultati dello studio hanno evidenziato cambiamenti essenziali negli ultimi 74 anni, come un aumento globale della superficie forestale.

L'insediamento di nuove foreste è un tratto distintivo della fascia montana e collinare, con un andamento in linea con quanto osservato nel resto delle aree appenniniche italiane e nelle altre montagne d'Europa a causa dell'abbandono del territorio e di politiche gestionali specifiche per le regioni montane. D'altra parte, si è verificata una significativa perdita di copertura forestale e di aree integre nelle fasce di pianura, soprattutto lungo la costa e nelle aree marginali interne di Roma, come principale conseguenza dell'espansione urbana e della bonifica dei terreni agricoli. In sintesi, due principali dinamiche hanno caratterizzato il paesaggio forestale: una diffusa frammentazione forestale localizzata in pianura e alcune località della fascia collinare, ed un lieve incremento nelle aree interne (non interessate dalla frammentazione), soprattutto nella fascia montana. Combinando le metriche paesaggistiche della dinamica della copertura del suolo con i valori di densità della copertura, abbiamo dimostrato che l'aumento dell'indice di copertura forestale e della percentuale di densità caratterizza gli ecosistemi montani che si trovano all'interno delle aree protette. In pianura, questo studio evidenzia delle criticità per tutti gli indicatori paesaggistici che descrivono la trasformazione delle foreste in relazione agli obiettivi di sviluppo sostenibile. In questa fascia, la diffusa pressione antropica sugli ecosistemi forestali sta ancora causando perdita di funzionalità (densità di copertura), degrado dell'habitat e processi di frammentazione. Nel rivedere le strategie di pianificazione, queste diverse dinamiche forestali dovranno essere considerate per rispondere meglio alle future sfide della sostenibilità ambientale. L'approccio proposto, sintetizzando diversi input di dati per l'analisi e la valutazione dinamica del paesaggio nell'ambiente mediterraneo, migliora le nostre conoscenze ambientali per lo sviluppo di una pianificazione e gestione del paesaggio efficace, mirata al raggiungimento degli obiettivi dell'Agenda 2030, della Convenzione sulla diversità biologica e della strategia dell'IPCC contro il cambiamento climatico. I nostri risultati potrebbero supportare il lavoro di follow-up della CMRC nella formulazione di proposte di istituzione di nuove aree protette o ampliamento di quelle esistenti e nell'individuazione di spazi di rinaturalizzazione nelle aree di pianura, dove le fo-

reste sono molto al di sotto degli obiettivi di sostenibilità ambientale, in linea con le previsioni del PNRR forestazione per le Città metropolitane. Inoltre, questi risultati, integrati con dati aggiornati, forniscono utili basi informative geografiche che consentiranno alla Città metropolitana di Roma Capitale, in qualità di Ente di area vasta, di calibrare un'efficace strategia di pianificazione e gestione ambientale, per ripristinare l'integrità funzionale e la naturalità delle foreste. Il quadro proposto per la caratterizzazione delle traiettorie di trasformazione storica può essere utilizzato anche per testare l'efficacia della pianificazione ambientale per raggiungere gli obiettivi dell'Agenda 2030 in altri paesaggi forestali.

Bibliografia

- [1] García-Vega D., Newbold T.: *Assessing the effects of land use on biodiversity in the world's drylands and Mediterranean environments*. In: *Biodiversity and Conservation*, n. 29, pp. 393 - 408, 2020
- [2] Curtis P. G., Slay C. M., Harris N. L., Tyukavina A., Hansen M. C.: *Classifying drivers of global forest loss*. *Science*, n. 361, pp. 1108 - 1111, 2018
- [3] Caetano-Andrade V. L., Clemen, C. R., Weigel D., Trumbore S., Boivin N., Schöngart J., Roberts P.: *Tropical trees as time capsules of anthropogenic activity*. In: *Trends in Plant Science*, n. 25, pp. 369 - 380, 2020
- [4] Munteanu C., Kuemmerle T., Keuler N. S., Müller D., Balázs P., Dobos M., Griffiths P., Halad, L., Kaim D., Király G., Konkoly-Gyuro E., Kozak J., Lieskovsky J., Ostafin K., Ostapowicz K., Shandra O., Radeloff V. C.: *Legacies of 19th century landuse shape contemporary forest cover*. In: *Global Environmental Change*, n. 34, pp. 83 - 94, 2015
- [5] Sommerfeld A., Senf C. Buma B., D'Amato A. W., Després T., Díaz-Hormazábal I., Fraver S., Frelich L. E., Gutiérrez A. G., Hart S. J., Harvey B. J., He H. S., Hlásny T., Holz A., Kitzberger T., Kulakowski D., Lindenmayer D., Mori A. S., Müller J., Seidl R.: *Patterns and drivers of recent disturbances across the temperate forest biome*. In: *Nature Communications*, n. 9, p. 4355, 2018
- [6] Mensing S. A., Schoolman E. M., Tunno I., Noble P. J., Sagnotti L., Florindo F., Piovesan G.: *Historical ecology reveals landscape transformation coincident with cultural development in Central Italy since the Roman period*. In: *Scientific Reports*, n. 8, p. 2138, 2018
- [7] Tasser E., Walde J., Tappeiner U., Teutsch A., Noggler W.: *Land-use changes and natural reforestation in the eastern Central Alps*. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n. 118, pp. 115 - 129, 2007
- [8] Gibon A., Sheeren D., Monteil C., Ladet S., Balent G.: *Modelling and simulating change in reforesting mountain landscapes using a social-ecological framework*. In: *Landscape Ecology*, n. 25, pp. 267 - 285, 2010
- [9] Sitzia T., Semenzato P., Trentanovi G.: *Natural reforestation is changing spatial patterns of rural mountain and hill landscapes: A global overview*. In: *Forest Ecology and Management*, n. 259, pp. 1354 - 1362, 2010
- [10] Nadal-Romero E., Cammeraat E., Pérez-Cardiel E., Lasanta T.: *Effects of secondary succession and afforestation practices on soil properties after cropland abandonment in humid Mediterranean mountain areas*. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment*, n. 228, pp. 91 - 100, 2016
- [11] Turner M. G.: *Disturbance and landscape dynamics in a changing world*. In: *Ecology*, n. 91, pp. 2833 - 2849, 2010
- [12] Wolf C., Levi T., Ripple W. J., Zárrate-Charry D. A., Betts M. G.: *A forest loss report card for the world's protected areas*. In: *Nature Ecology & Evolution*, n. 5, pp. 520 - 529, 2021

- [13] Coetzee B. W. T., Gaston K. J., Chown S. L.: *Local scale comparisons of biodiversity as a test for global protected area ecological performance: A meta-analysis*. In: PLoS One, n. 9, p. 9, 2014
- [14] Coad L., Watson J. E., Geldmann J., Burgess N. D., Leverington F., Hockings M., Knights K., Di Marco M.: *Widespread shortfalls in protected area resourcing undermine efforts to conserve biodiversity*. In: Frontiers in Ecology and the Environment, n. 17, pp. 259 - 264, 2019
- [15] Watson J. E. M., Dudley N., Segan D. B., Hockings M.: *The performance and potential of protected areas*. In: Nature, n. 515, pp. 67 - 73, 2014
- [16] Diaz-Varela E. R., Marey-Pérez M. F., Rigueiro-Rodríguez A., Alvarez-Alvarez P.: *Landscape metrics for characterization of forest landscapes in a sustainable management framework: Potential application and prevention of misuse*. In: Annals of Forest Science, n. 66, p. 301, 2009
- [17] Uuemaa E., Antrop M., Roosaaare J., Marja R., Mander Ü.: *Landscape metrics and indices: An overview of their use in landscape research*. In: Living reviews in Landscape Research, n. 3, 2009
- [18] Geri F., Rocchini D., Chiarucci A.: *Landscape metrics and topographical determinants of large-scale forest dynamics in a Mediterranean landscape*. In: *Landscape and Urban Planning*, n. 95, pp. 46 - 53, 2010
- [19] Modica G., Vizzari M., Pollino M., Fichera C. R., Zoccal P., Di Fazio S.: *Spatio-temporal analysis of the urban-rural gradient structure: An application in a Mediterranean mountainous landscape (Serra San Bruno, Italy)*. In: Earth System Dynamics, n. 3, pp. 263 - 279, 2012
- [20] McGarigal K.: *Landscape pattern metrics*. In Wiley StatsRef: Statistics reference online. Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd., 2014
- [21] Lillesand T., Kiefer R. W., Chipman, J.: *Remote sensing and image interpretation (7th ed.)*. Oxford: John Wiley & Sons Ltd, 2015
- [22] Taylor R., Davis C., Brandt J., Parker M., Stäuble T., Said Z.: *The rise of big data and supporting technologies in keeping watch on the world's forests*. In: International Forestry Association, n. 22, pp. 129 - 141, 2020
- [23] Hansen M. C., Potapov P. V., Moore R., Hancher M., Turubanova S. A., Tyukavina A., Thau D., Stehman S. V., Goetz S. J., Loveland T. R., Kommareddy A., Egorov A., Chini L., Justice C. O., Townshend J. R. G.: *High-resolution global maps of 21st century forest cover change*. In: Science, n. 342, pp. 850 - 853, 2013
- [24] Potapov P. V., Turubanova S. A., Tyukavina A., Krylov A. M., McCarty J. L., Radeloff V. C., Hansen M. C.: *Eastern Europe's forest cover dynamics from 1985 to 2012 quantified from the full Landsat archive*. In: Remote Sensing of Environment, n. 159, pp. 28 - 43, 2015
- [25] Fagua J. C., Jantz P., Rodriguez-Buritica S., Duncanson L., Goetz S. J.: *Integrating LIDAR, multispectral and SAR data to estimate and map canopy height in tropical forests*. In: Remote Sensing, n. 11, p. 2697, 2019
- [26] Vogeler J. C., Braaten J. D., Slesak R. A., Falkowski M. J.: *Extracting the full value of the Landsat archive: Inter-sensor harmonization for the mapping of Minnesota forest canopy cover (1973-2015)*. In: Remote Sensing of Environment, n. 209, pp. 363 - 374, 2018
- [27] Cheng K., Wang J.: *Forest-type classification using timeweighted dynamic time warping analysis in mountain areas: A case study in southern China*. In: Forests, n. 10, p. 1040, 2019
- [28] Hermosilla T., Wulder M. A., White J. C., Coops N. C., Pickell P. D., Bolton D. K.: *Impact of time on interpretations of forest fragmentation: Three-decades of fragmentation dynamics over Canada*. In: Remote Sensing of Environment, n. 222, pp. 65 - 77, 2019
- [29] Hosić A., Lewandowska A.: *Mapping Forest type and tree species on a regional scale using multi-temporal Sentinel-2 data*. In: Remote Sensing, n. 11, p. 929, 2019
- [30] Qin Y., Xiao X., Dong J., Zhang Y., Wu X., Shimabukuro Y., Arai E., Biradar C., Wang J., Zou Z., Liu F., Shi Z., Doughty R., Moore B.: *Improved estimates of forest cover and loss in the Brazilian Amazon in 2000-2017*. In: Nature Sustainability, n. 2, pp. 764 - 772, 2019
- [31] Gasparini K. A. C., Junior C. H. L. S., Shimabukuro Y. E., Arai E., Aragão, L. E. O. C., Silva C. A., Marshall P. L.: *Determining a threshold to delimit the Amazonian forests from the tree canopy cover 2000 GFC data*. In: Sensors, n. 19, 2019
- [32] Praticò S., Solano F., Di Fazio S., Modica G.: *Machine learning classification of Mediterranean forest habitats in Google Earth engine based on seasonal Sentinel-2 time-series and input image composition optimization*. In: Remote Sensing, n. 13, p. 586, 2021
- [33] Solano F., Pratic S., Piovesan, G., Chiarucci A., Argentieri A., Modica G.: *Characterizing historical transformation trajectories of the forest landscape in Rome's metropolitan area (Italy) for effective planning of sustainability goals*. In: Land Degradation & Development, vol. 32(16), pp. 4708 - 4726, 2021
- [34] Büttner G., Kosztra B., Soukup T., Sousa A., Langanke T.: *CLC2018 technical guidelines*, 2017
- [35] Ferretti F., Sboarina C., Tattoni C., Vitti A., Zatelli P., Geri F., Pompei E., Ciolli M.: *The 1936 Italian Kingdom Forest Map reviewed: A dataset for landscape and ecological research*. In: Annals of Silvicultural Research, n. 42, pp. 3 - 19, 2018
- [36] ARP: *Carta delle formazioni naturali e seminaturali e Carta forestale su base tipologica mediante approfondimento al 4 e 5 livello Corine Land Cover della Carta dell'Uso del Suolo della Regione Lazio*. Report Finale, 2010
- [37] ISTAT: *Atlante Statistico della Montagna Italiana*. Bologna: Bononia University Press, 2007
- [38] Kruskal W. H., Wallis W. A.: *Use of ranks in one-criterion variance analysis*. In: Journal of the American Statistical Association, n. 47, pp. 583 - 621, 1952
- [39] R Core Team: *A language and environment for statistical computing*. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2020
- [40] Singh A.: *Digital change detection techniques using remotely sensed data*. In: International Journal of Remote Sensing, n. 10, pp. 989 - 1003, 1989
- [41] Lu D., Mauseil P., Brondizio E., Moran E.: *Change detection techniques*. In: International Journal of Remote Sensing, n. 25, pp. 2365 - 2401, 2004
- [42] FAO and Plan Bleu: *State of Mediterranean forests 2018*. Rome: FAO, 2018
- [43] Global Forest Observations Initiative: *Integrating remote-sensing and ground-based observations for estimation of emissions and removals of greenhouse gases in forests*. Geneva, Switzerland: Group on Earth Observations, 2013
- [44] Cochran W. G.: *Sampling techniques*. Chichester, UK: John Wiley & Sons Ltd, 1977
- [45] Olofsson P., Foody G. M., Herold M., Stehman S. V., Woodcock C. E., Wulder M. A.: *Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change*. In: Remote Sensing of Environment, n. 148, pp. 42 - 57, 2014
- [46] FAO: *Map accuracy assessment and area estimation: a practical guide*. National forest monitoring assessment working paper E: 69. Rome: FAO, 2016
- [47] Congalton R. G., Green K.: *Assessing the accuracy of remotely sensed data: Principles and practices*. Boca Raton, FL: CRC Press, 2019
- [48] QGIS Development Team: *QGIS geographic information system*. Open Source Geospatial Foundation Project. Maggiori informazioni su: <http://qgis.osgeo.org>, 2020
- [49] Potere D.: *Horizontal positional accuracy of Google Earth's high resolution imagery archive*. In: Sensors, n. 8, pp. 7973 - 7981, 2008
- [50] Tilahun A.: *Accuracy assessment of land use land cover classification using Google Earth*. In: American Journal of Environmental Protection, n. 4, p. 193, 2015
- [51] McGarigal K., Cushman S. A., Neel M. C.: *FRAGSTATS: Spatial pattern analysis program for categorical maps*. Amherst: University of Mas-

sachusetts, 2002

[52] Lang S., Tiede D.: *vLATE Extension für ArcGIS - vektorbasiertes Tool zur quantitativen Landschaftsstrukturanalyse*. Innsbruck: ESRI Anwenderkonferenz, 2003

[53] Riitters K., Wickham J. D., O'Neill R., Jones K. B., Smith E.: *Global-scale patterns of forest fragmentation*. In: Conservation Ecology, n. 4, art. 3, 2000

[54] Riitters K. H., Wickham J. D., O'Neill R. V., Jones K. B., Smith E. R., Coulston J. W., Wade T. G., Smith J. H.: *Fragmentation of continental United States forests*. In: Ecosystems, n. 5, pp. 815 - 822, 2002

[55] Wickham J., Riitters K. H.: *Influence of high-resolution data on the assessment of forest fragmentation*. In: Landscape Ecology, n. 34, pp. 2169 - 2182, 2019

[56] Li M., Zhu Z., Vogelmann J. E., Xu D., Wen W., Liu A.: *Characterizing fragmentation of the collective forests in southern China from multitemporal Landsat imagery: A case study from Kecheng district of Zhejiang province*. In: Applied Geography, n. 31, pp. 1026 - 1035, 2011

[57] Kowe P., Mutanga O., Odindi J., Dube T.: *A quantitative framework for analysing long term spatial clustering and vegetation fragmentation in an urban landscape using multi-temporal landsat data*. In: International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, n. 88, p. 102057, 2020

[58] Bias R., Colantoni A., Ferrara C., Ranalli F., Salvati L.: *In between sprawl and fires: Long-term forest expansion and settlement dynamics at the wildland-urban interface in Rome, Italy*. In: International Journal of Sustainable Development and World Ecology, n. 22, pp. 467 - 475, 2015

[59] Salvati L., Gasparella L., Munafò M., Romano R., Barbati A.: *Figuring the features of the Roman Campagna: Recent landscape structural transformations of Rome's countryside*. In: Annals of Silvicultural Research, vol. 41[1], pp. 20 - 28, 2017

[60] Falcucci A., Maiorano L., Boitani L.: *Changes in land-use/landcover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation*. In: Landscape Ecology, n. 22, pp. 617 - 631, 2007

[61] Gulinck H., Marcheggiani E., Verhoeve A., Bomans K., Dewaelheyns V., Lerouge F., Galli A.: *The fourth regime of open space*. In: Sustainability, n. 10, 2018

[62] Malandra F., Vitali A., Urbinati C., Garbarino M.: *70 years of land use/land cover changes in the apennines (Italy): A meta-analysis*. In: Forests, n. 9, 2018

[63] De Sillo R., De Sanctis M., Bruno F., Attorre F.: *Vegetation and landscape of the Simbruini Mountains (Central Apennines)*. In: Plant Sociology, n. 49, pp. 3 - 64, 2012

[64] Amici V., Santi E., Filibeck G., Diekmann M., Geri F., Landi S., Scopola A., Chiarucci A.: *Influence of secondary forest succession on plant diversity patterns in a Mediterranean landscape*. In: Journal of Biogeography, n. 40, pp. 2335 - 2347, 2013

[65] Arroyo-Rodríguez V., Fahrig L., Tabarelli M., Watling J. I., Tischendorf L., Benchimol M., Cazetta E., Faria D., Leal I. R., Melo F. P. L., Morante-Filho J. C., Santos B. A., Arasa-Gisbert R., Arce-Peña N., Cervantes-Lopez M. J., Cudney-Valenzuela S., Galán-Acedo C., San-José M., Vieira I. C. G., Tschamntke T.: *Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation*. In: Ecology Letters, n. 23, pp. 1404 - 1420, 2020

[66] Salvati L.: "A chronicle of a death foretold": *Urban expansion and land consumption in Rome, Italy*. In: European Planning Studies, n. 21, pp. 1176 - 1188, 2013

[67] Salvati L., Ranalli F., Gitas I.: *Landscape fragmentation and the agro-forest ecosystem along a rural-to-urban gradient: An exploratory study*. In: International Journal of Sustainable Development and World Ecology, n. 21, pp. 160 - 167, 2014

[68] Pratesi F.: *Castelporziano: History of a forest*. In: Rendiconti Lincei, n. 26, pp. 305 - 310, 2015

[69] Di Filippo A., Baliva M., De Angelis M., Piovesan G.: *Dendroecological study of the old-growth Pinus pinea forest of Fregene (Fiumicino - Rome)*. In: Atti del Secondo Congresso Internazionale di Silvicultura = Proceedings of the Second International Congress of Silviculture. Accademia Italiana di Scienze Forestali, pp. 161 - 165, 2015

[70] Peura M., Burgas D., Eyvindson K., Repo A., Mönkkönen M.: *Continuous cover forestry is a cost-efficient tool to increase multifunctionality of boreal production forests in Fennoscandia*. In: Biological Conservation, n. 217, pp. 104 - 112, 2018

[71] Cosentino C., Amato F., Murgante B.: *Population-based simulation of urban growth: The Italian case study*. In: Sustainability, n. 10, p. 4838, 2018

[72] von Arx G., Graf Pannatier E., Thimonier A., Rebetez M.: *Microclimate in forests with varying leaf area index and soil moisture: Potential implications for seedling establishment in a changing climate*. In: Journal of Ecology, n. 101, pp. 1201 - 1213, 2013

[73] Zellweger F., De Frenne P., Lenoir J., Vangansbeke, P., Verheyen K., Bernhardt-Römermann M., Baeten L., Hédl, R., Berki I., Brunet J., Van Calster H., Chudomelová M., Decocq G., Dimböck, T., Durak T., Heinken T., Jaroszewicz B., Kopecný M., Máliš F., Coomes D.: *Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming*. In: Science, n. 368, pp. 772 - 775, 2020

[74] EEA - European Environment Agency: *Water-retention potential of Europe's forests*. EEA Technical Report, 2015

[75] Hardersen S., Macagno A. L. M., Chiari S., Audisio P., Gasparini P., Lo Giudice G., Nardi G., Mason F.: *Forest management, canopy cover and geographical distance affect saproxylic beetle communities of small-diameter beech deadwood*. In: Forest Ecology and Management, n. 467, p. 118152, 2020

[76] Chiarucci A., Piovesan G.: *Need for a global map of forest naturalness for a sustainable future*. In: Conservation Biology, n. 34, pp. 368 - 372, 2020

[77] Twohig-Bennett C., Jones A.: *The health benefits of the great outdoors: A systematic review and meta-analysis of greenspace exposure and health outcomes*. In: Environmental Research, n. 166, pp. 628 - 637, 2018

[78] Modica G., Praticò S., Laudari L., Ledda A., Di Fazio S., De Montis A.: *Implementation of multispecies ecological networks at the regional scale: Analysis and multi-temporal assessment*. In: Journal of Environmental Management, n. 289, p. 112494, 2021

