

# L'analisi di processi di afforestazione urbana a supporto dell'urbanistica ecosistemica

## Andrea de Toni

Dipartimento di Architettura e Studi Urbani, Politecnico di Milano  
NBFC, National Biodiversity Future Center  
[andrea.detoni@polimi.it](mailto:andrea.detoni@polimi.it)

## Riccardo Roganti

Dipartimento di Architettura e Studi Urbani, Politecnico di Milano  
NBFC, National Biodiversity Future Center  
[riccardo.roganti@polimi.it](mailto:riccardo.roganti@polimi.it)

## Silvia Ronchi

Dipartimento di Architettura e Studi Urbani, Politecnico di Milano  
NBFC, National Biodiversity Future Center  
[silvia.ronchi@polimi.it](mailto:silvia.ronchi@polimi.it)

## Stefano Salata

Dipartimento di Architettura e Studi Urbani, Politecnico di Milano  
[stefano.salata@polimi.it](mailto:stefano.salata@polimi.it)

Received: October 2023  
Accepted: February 2024  
© 2024 Author(s).  
This article is published with Creative Commons license CC BY-SA 4.0  
Firenze University Press.  
DOI: 10.13128/contest-1485  
[www.fupress.net/index.php/contesti/](http://www.fupress.net/index.php/contesti/)

### keywords

ecosystem services  
sustainable planning  
resilient cities  
LULCC

## I processi di afforestazione: sfide e opportunità per la città contemporanea

Negli ultimi anni i processi e gli interventi di afforestazione in ambito urbano e peri-urbano sono entrati a far parte delle agende di diverse amministrazioni locali, spinte sempre più dalla crescente attenzione al tema del ripristino degli ecosistemi degradati, tanto a scala globale quanto a scala europea, richiamato in numerosi documenti di indirizzo strategico: dalla proclamazione del Decennio per il ripristino dell'ecosistema 2021-2030 da parte delle Nazioni Unite, agli ambiziosi obiettivi fissati a livello europeo nella politica del Green deal (European Commission, 2019) con la proposta di Strategia dell'UE sulla biodiversità 2030 (European Commission, 2020), fino alla più recente proposta di regolamento del Parlamento Europeo e del Consiglio sul ripristino della natura (European Commission, 2022) approvata dallo stesso Parlamento a luglio 2023.

Con il termine afforestazione si intende la trasformazione in aree boscate di superfici che storicamente avevano un uso e copertura del suolo differente (ad esempio, agricolo o urbano). Tale pratica si differenzia dalla riforestazione che è definita come la conversione a bosco di un territorio che precedentemente era dedicato a tale

*In recent years, urban afforestation processes have been increasingly recalled in political and strategic documents as actions to halt and reverse ecosystem degradation and biodiversity loss, by improving the livability of cities and the well-being of citizens. However, the effects of land use and land cover transformations are still poorly explored, highlighting a paucity of data and scientific evidence to support efficient urban planning and sustainable land management. This study will discuss the results of a preliminary analysis of afforestation processes that have occurred in the Metropolitan City of Milan and explore how this knowledge can support ecologically oriented planning processes.*

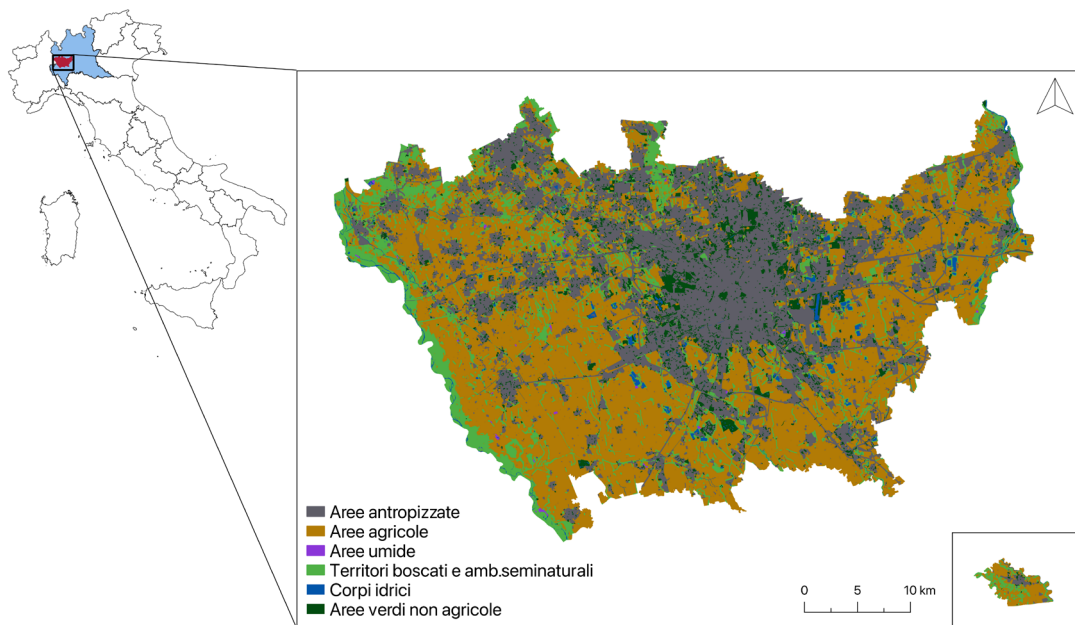
uso ma che, in fase recente, ha subito una variazione di uso e copertura del suolo (IPCC, 2023). I benefici dei processi di afforestazione sono ormai ampiamente documentati e riconosciuti quali strategie per ridurre e contrastare la perdita di biodiversità e il degrado degli ecosistemi, aumentare la fornitura di Servizi Ecosistemici (SE), migliorare la resilienza della città agli impatti dei cambiamenti climatici in atto, oramai sempre più intensi e frequenti e accrescere il benessere e la qualità della vita della popolazione mondiale (IPCC, 2023).

In particolare, gli interventi di afforestazione, specialmente quelli in ambito urbano e peri-urbano, se operati a valle di specifiche e approfondite analisi territoriali svolte ex-ante a supporto degli interventi stessi, possono garantire la fornitura di molteplici SE concorrendo alla tutela e conservazione della biodiversità urbana (Wiesel *et al.*, 2021), favorendo il sequestro e stoccaggio di carbonio (Başkent and Kašpar, 2022), migliorando la regolazione del microclima, con conseguente riduzione degli effetti del fenomeno dell'isola di calore (dos Santos *et al.*, 2017), aumentando la permeabilità del suolo utile per garantire l'infiltrazione graduale delle piogge riducendo così il rischio di allagamenti ed esondazioni in ambito urbano (Buendia *et al.*, 2016). Nella pianificazione urbanistica, il paradigma ecosistemico costituisce un supporto fondamentale per integrare i temi ecologico-ambien-

tali nel piano e valutare le scelte di rigenerazione e sviluppo orientate alla promozione del benessere collettivo e alla qualità della vita (Arcidiacono and Ronchi, 2021). Tale approccio risulta ormai ampiamente consolidato riconoscendo il valore aggiunto nell'utilizzo dei SE a supporto della pianificazione nonostante le esperienze pratiche siano ancora piuttosto limitate (Mascarenhas *et al.*, 2014; Cortinovis and Geneletti, 2018). In questo quadro, la conoscenza e consapevolezza delle componenti, dei processi ecologici e delle funzioni ecosistemiche del Capitale Naturale (de Groot, Wilson and Boumans, 2002) è *conditio sine qua non* per assicurare un'adeguata fornitura dei relativi SE, nonché requisito fondamentale per integrare tali considerazioni nel processo di pianificazione e di valutazione ambientale strategica. È stato infatti dimostrato che la fornitura di SE, anche a parità di uso del suolo su cui questi servizi si generano, può presentare caratteri altamente differenziali dovuti a molteplici condizionamenti tra i quali, ad esempio, la storia geologica di una determinata area, le proprietà e caratteristiche pedologiche del suolo e la struttura della comunità microbica che ne influenza a sua volta la vegetazione (Aguado-Norese *et al.*, 2023). In questo quadro, i cambiamenti di uso e copertura del suolo, siano essi reversibili o irreversibili (come i processi di impermeabilizzazione del suolo), determinano importanti modifiche alla struttura, alla distribuzione e ai processi degli ecosistemi, con particolare riferimento a quelli terrestri, inciden-

do quindi, in ultima istanza, sulla fornitura dei SE stessi (Ma and Zhang, 2023). Occorre infatti ricordare che il suolo rappresenta una risorsa scarsa e non rinnovabile, riserva fondamentale di biodiversità funzionale per "achieving climate neutrality and becoming resilient to climate change, [...] safeguarding human health, halting desertification and reversing land degradation" (European Commission, 2021, p.20). Il concetto di 'healthy soils' promosso dalla Commissione Europea pone enfasi proprio sul ruolo degli ecosistemi rendendo evidente il legame tra qualità della vita e la presenza di ecosistemi sani in grado di svolgere le funzioni ecologiche e fornire SE.

Tra le principali dinamiche di trasformazione di uso e copertura del suolo alle quali stiamo assistendo nell'emisfero boreale, il processo di afforestazione è uno dei principali cambiamenti (Pérez-Silos, Álvarez-Martínez and Barquín, 2021) assieme ai processi di consumo di suolo, impermeabilizzazione e abbandono delle terre agricole (Winkler *et al.*, 2021). Indagare il processo di afforestazione risulta quindi centrale, considerata la portata di tale trasformazione, per permettere un'efficace pianificazione ecosistemica e per evitare possibili *trade-offs* che possono inficiare la bontà e la riuscita degli interventi stessi. Si consideri infatti che il successo degli interventi di afforestazione può considerarsi soddisfacente solo quando essi vengono concepiti, progettati e attuati per attivare la stessa dinamica e maturare la stessa complessità degli eco-



## Città Metropolitana di Milano (Regione Lombardia): copertura del suolo

Fonte: DUSAF 2018

Fig. 1

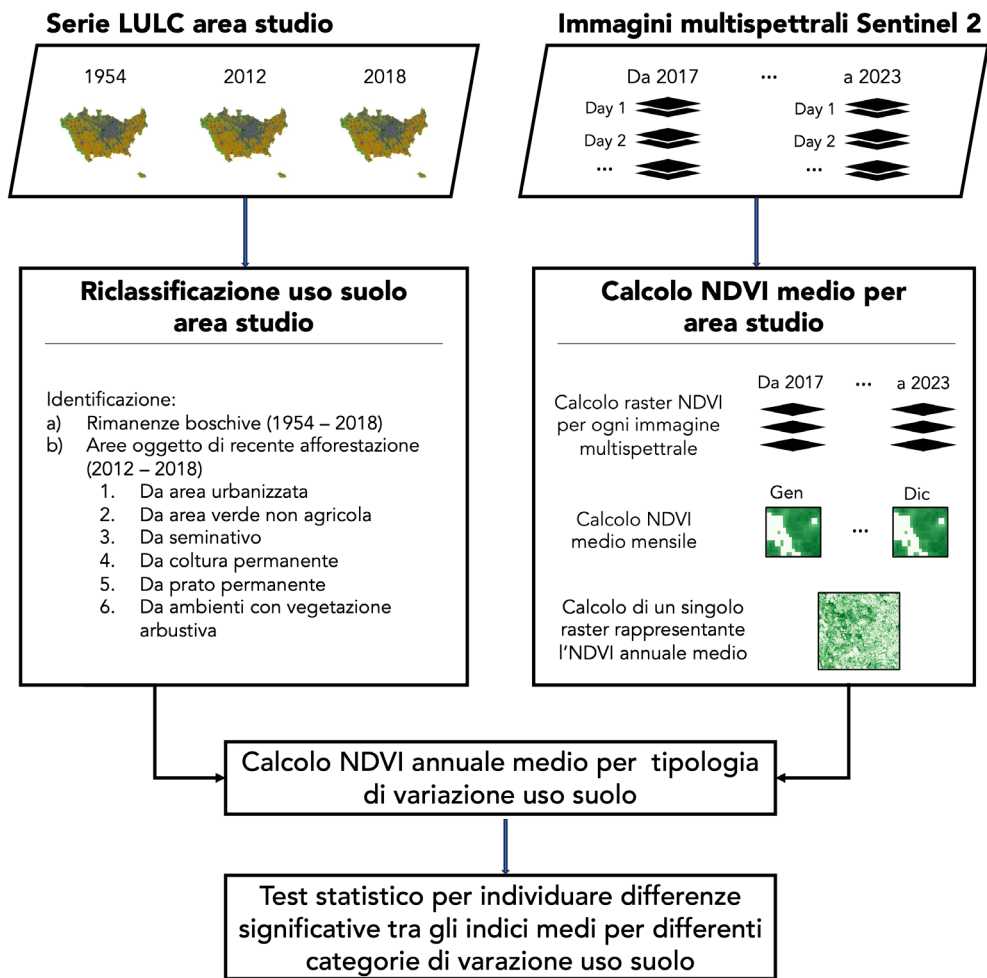
sistemi naturali (Fang et al., 2022). Nei casi in cui l'afforestazione si concluda con un recupero incompleto dello stato degli ecosistemi, ricerche e studi hanno evidenziato che tale esito è spesso dovuto alla scarsa conoscenza e comprensione delle dinamiche di uso e copertura del suolo e della relativa trasformazione (tra i tanti: Suding, 2011).

Considerando le suddette premesse, l'articolo intende approfondire e analizzare i processi di afforestazione avvenuti in aree caratterizzate da diverso uso e copertura del suolo nell'ambito della Città Metropolitana di Milano con l'intento di supportare con maggior evidenza scientifica l'implementazione di futuri interventi di afforestazione in ambito urbano e peri-urbano. Il presente studio intende avviare una riflessione su come l'analisi di determinati elementi, quali struttura, processi e funzioni biofisiche degli

ecosistemi sottesi a tali proposti interventi, possa contribuire a rendere la città maggiormente resiliente agli effetti dei cambiamenti climatici attraverso afforestazioni performanti e ad alta fornitura di SE. I risultati dell'analisi permetteranno inoltre di definire possibili azioni, strategie e indirizzi per orientare gli strumenti di pianificazione verso un approccio ecosistemico.

### Metodologia e risultati

Il presente studio si è concentrato sul territorio della Città Metropolitana di Milano (CMM), composto prevalentemente da suoli agricoli (57%) e urbanizzati (35%), mentre le aree naturali e semi-naturali rappresentano solo una minoranza, pari al 6,5% del territorio, situate per la maggior parte nella zona ripariale del fiume Ticino (Fig. 1). La metodologia proposta (riassunta in Fig. 2) si concentra innanzitutto sul differenziare le aree



oggetto di recente afforestazione (LULC – Land Use Land Cover) (confronto tra gli anni 2012 - 2018) da quelle in cui sono presenti boschi sin dal 1954. Tale indagine - condotta utilizzando il database di uso e copertura del suolo di ERSAF (DUSAF, Destinazione d'Uso del Suolo Agricolo e Forestale), Regione Lombardia (<https://www.geoportale.regione.lombardia.it/>) - ha permesso di identificare le aree oggetto di rimboscimento recente riclassificando il cambiamento di uso e copertura del suolo in 6 categorie a seconda del tipo di variazione intercorsa (ovvero in

base all'uso e copertura del suolo sul quale hanno insistito gli interventi di afforestazione): aree urbanizzate, aree verdi non agricole, seminativi, colture permanenti, prati permanenti e ambienti con vegetazione arbustiva. I dati vettoriali per gli anni di riferimento 1954, 2012 e 2018 sono stati prima convertiti in un raster con una risoluzione di 5m ed ogni pixel è stato poi riclassificato facendo riferimento alle categorie prima elencate. L'immagine raster è stata poi convertita in uno shapefile contenente un poligono per ogni gruppo di pixel adiacenti appartenenti allo

## Schema riassuntivo della metodologia adottata per identificare differenze significative nelle recenti afforestazioni rispetto a rimanenze boschive

Fig. 2

stesso tipo di cambiamento LULC. I poligoni risultanti di dimensioni inferiori a 0,1 ettari sono stati poi rimossi dal dataset, in quanto potrebbero essere artefatti derivanti dalla rasterizzazione e/o da incongruenze nella fotointerpretazione di anni diversi.

Successivamente, per valutare eventuali differenze nelle recenti afforestazioni, anche in relazione alle tipologie di cambiamento di uso e copertura del suolo, è stato utilizzato l'indice NDVI - Normalized Difference Vegetation Index, largamente impiegato in *remote sensing*, derivato dall'analisi delle immagini satellitari, utile per valutare la salute e la densità della vegetazione in una determinata area (Fang *et al.*, 2019). Tale indicatore, derivato da immagini multispettrali Sentinel-2 L2 (risoluzione 10m con copertura nuvolosa inferiore al 40%), elaborate utilizzando la piattaforma Google Earth Engine, è stato utilizzato come proxy dello stato vegetazionale (Yan *et al.*, 2021; Jiang *et al.*, 2023) testandolo nell'intera area metropolitana di Milano permettendo così di avere dati e informazioni per un ambito territoriale piuttosto vasto dove specifiche analisi sul campo, che permetterebbero indubbiamente di avere risultati più dettagliati, risulterebbero onerose, dispendiose e poco praticabili. Attraverso l'analisi dei valori medi annuali di NDVI per il periodo 2017-2023 è stato possibile identificare i boschi in ambiti naturali e rimanenze storiche nonché le recenti afforestazioni a cui è stato associato il test statistico di Wilcoxon (Wessels *et al.*, 2004) per individuare

differenze significative tra valori medi di NDVI (De Toni *et al.*, 2023). Il processo di riclassificazione su base DUSAF ha permesso di identificare i boschi presenti in ambiti naturali e le rimanenze storiche (ovvero aree presenti sia nel 1954 che nel 2018) pari al 3% della superficie territoriale di CMM, ovvero 4.337 ettari. Le afforestazioni recenti risultano avvenute principalmente a scapito di aree agricole (pari al 57% del totale) mentre la conversione da copertura artificiale ad area boschiva è limitata all'8% delle aree identificate.

I risultati evidenziano differenze in valori medi NDVI tra afforestazioni recenti occorse in diverse tipologie di uso e copertura del suolo e ambiti naturali e rimanenze storiche, in dettaglio: boschi in ambiti naturali e rimanenze storiche (0,65 valore medio NDVI), aree urbanizzate (0,59 valore medio NDVI), aree verdi non agricole (0,63 valore medio NDVI), seminativi (0,62 valore medio NDVI), colture permanenti (0,66 valore medio NDVI), prati permanenti (0,65 valore medio NDVI) e ambienti con vegetazione arbustiva (0,65 valore medio NDVI).

In particolare, confrontando i valori annuali di NDVI di diversi tipi di afforestazioni recenti con i valori di boschi in ambiti naturali e rimanenze storiche (0,65 valore medio NDVI), sono state riscontrate differenze statisticamente significative in aree che originariamente erano urbanizzate (0,59 valore medio NDVI; p-value <0,001) o ad uso agricolo (0,62 valore medio NDVI; p-value <0,001).

### **Implicazioni per l'urbanistica ecosistemica: prime sperimentazioni**

L'indagine condotta, attesta che lo stato di salute della vegetazione in aree ex-agricole e impermeabilizzate recentemente afforestate, a differenza di aree a pascolo, colture permanenti, aree verdi urbane e ambienti con vegetazione arbustiva, differisce in modo significativo rispetto allo stato di salute della vegetazione presente in sistemi naturali e rimanenze storiche.

I risultati del presente lavoro sono quindi da intendersi a supporto, fra gli altri, del miglioramento nella definizione *i)* di un quadro conoscitivo-interpretativo a supporto della pianificazione locale, includendo analisi dettagliate di diverse tipologie di uso e copertura del suolo (anche attraverso analisi pedologiche); differenti usi e coperture, come dimostrato dal presente studio, possono infatti avere differenti implicazioni sullo stato di salute della vegetazione di futuri interventi di afforestazione. A partire da ciò, i risultati possono inoltre trovare forme più ampie di impegno quali ad esempio *ii)* la pianificazione di strategie di Rete Verde e Blue (European Commission, 2013) e di Rete ecologica alla scala sovralocale (provinciale, metropolitana o regionale) con declinazioni a livello comunale, e *iii)* la pianificazione per (la mitigazione e) l'adattamento climatico. La valorizzazione di elevati valori ecosistemici, quali ad esempio il valore ecologico e fruitivo, da considerarsi nella pianificazione della rete verde ed ecologica così come in quella climatica, dipendono, tra gli altri, dal-

lo stato di salute della vegetazione di aree afforestate. I risultati del presente studio potrebbero quindi implicare in un prossimo futuro, una maggiore attenzione al dimensionamento/progettazione degli interventi di afforestazione rispetto alle specifiche condizioni di partenza dei suoli su cui ricadono tali interventi.

Con particolare riferimento alla progettazione di reti verdi ed ecologiche, occorre infatti considerare che, dalla messa a dimora di un individuo di c.a. 2 anni, si dovrà attendere la maturità dello stesso prima di poter godere appieno dei relativi benefici quali l'impatto sulla biodiversità, l'ombreggiamento o il godimento di valori culturali (Stephenson et al., 2014; Turner-Skoff and Cavender, 2019), condizione che risulta ancora più fragile a causa degli effetti dei cambiamenti climatici in aree urbane e peri-urbane. Gli interventi di afforestazione in suoli ex-agricoli e impermeabilizzati dovranno quindi essere valutati attentamente e pianificati ex-ante nel dettaglio, con target specifici, per evitare eventuali impatti negativi sull'ecosistema locale e garantire il successo a lungo termine del progetto di afforestazione, oltre ad essere oggetto di verifiche e monitoraggi costanti per valutare per tempo l'adozione di eventuali azioni correttive. In riferimento ai suoli ex-agricoli, il presente studio dimostra una diversità nello stato di salute tra recenti afforestazioni operate in questa tipologia di uso e copertura del suolo e quelle incluse in sistemi naturali o nelle rimanenze storiche, tale diversità è probabilmente dovuta alla pra-

tica agricola oramai sempre più di carattere intensiva che può determinare bassi valori di lunghezza delle radici (Tasser *et al.*, 2021) e che, a sua volta, influisce fortemente sulla crescita della vegetazione. In aggiunta, con particolare riferimento al contesto europeo, le pratiche di afforestazione in aree ex-agricole hanno iniziato a sollevare alcuni dubbi e criticità in merito all'implementazione di tali interventi su ampia scala che ridurrebbero drasticamente la futura capacità produttiva agricola, innescando il cosiddetto *displacement effect* ovvero l'aumento di azioni di deforestazione e il contestuale ampliamento dei coltivi in altre parti del mondo per sopperire al cambiamento di uso e copertura avvenuto in Europa (Lee *et al.*, 2023). Tale fenomeno solleva necessariamente numerose preoccupazioni in merito alle dinamiche, dirette e indirette, che derivano dalle pratiche di afforestazione in aree ex-agricole e a come esse possano determinare un incremento di dipendenza al mercato estero dei prodotti agricoli, dovuto a una minore produzione agricola interna, avendo a disposizione meno superfici. Ciò suggerisce una opportuna cautela e consapevolezza nell'operare interventi di afforestazione in questi particolari ambiti valutando attentamente non solo il loro impatto locale ma anche, e soprattutto, le possibili implicazioni globali affinché sia garantito un approccio realmente sostenibile all'afforestazione.

Uscendo dalla logica di interventi su ampia scala, l'afforestazione in ambiti ex-agricoli dovrebbe essere preceduta da un'analisi dei SE forni-

ti dal territorio in modo da individuare le aree maggiormente vocate alla funzione naturalistica atte ad "ospitare" nuove aree oggetto di afforestazione e quelle invece che richiederebbero una gestione importante dell'intervento (ad esempio, attraverso l'utilizzo di tecniche per la ricostruzione del suolo o sistemi di irrigazione non sostenibili). L'analisi ecosistemica permetterebbe quindi di evidenziare eventuali sinergie ma anche i *trade-offs* tra usi alternativi del suolo rendendo chiaro quando la perdita di capacità produttiva sia compensata dall'aumento di biodiversità o di altre funzioni regolative altrettanto importanti. Tali considerazioni non devono essere fini a sé stesse ma devono inserirsi in un disegno territoriale di scala paesaggistica che tenga conto delle connessioni ecologiche presenti nel territorio, con particolare attenzione ai varchi urbani compromessi, da rafforzare o da potenziare (Magnaghi and Fanfani, 2010).

Occorre pertanto considerare il contesto territoriale nel quale gli interventi di afforestazione si inseriscono valutando le relazioni che si possono instaurare tra le diverse componenti del paesaggio e i benefici multipli che si possono generare, ad esempio gli interventi di afforestazione in ambiti ex-agricoli possono essere progettati per essere in continuità con l'ambito urbano per accrescere la fornitura di SE culturali, ipotizzando una maggiore vocazione delle aree rinaturalizzate per funzioni ricettive, fruttive e ricreative da parte della popolazione, con un potenziale per l'educazione e la conoscenza della natura e delle



specie arboree (Beckmann-Wübbelt *et al.*, 2021), con il risultato finale di aumentare salute e benessere dei fruitori (Wu and Kim, 2021). Oltre a ciò, l'analisi condotta ha messo in luce come gli interventi di afforestazione in aree che hanno subito un processo di de-impermeabilizzazione abbiano dei valori discreti in merito allo stato di salute delle piante denotando come il processo di de-sigillatura a favore dell'afforestazione dovrebbe porsi obiettivi più ampi che comprendono anche il rafforzamento della continuità ecologica tra le aree ad alto valore ecosistemico (ad esempio, parchi e riserve naturali) (Ronchi, Arcidiacono and Pogliani, 2020) inserendosi quindi in una infrastruttura verde (European Commission, 2013) che garantisca, fra gli altri, il miglioramento dell'infiltrazione dell'acqua riducendone il deflusso superficiale (Salata *et al.*, 2021) e l'aumento delle superfici ombreggiate, funzionali non solo per incrementare il comfort urbano ma con impatti positivi anche sulla riduzione dell'uso di energia e il miglioramento della qualità dell'aria in aree urbane (Akbari, Pomerantz and Taha, 2001). Gli interventi proposti richiedono quindi una approfondita analisi del territorio che faccia emergere le criticità da affrontare mediante la realizzazione di interventi di afforestazione puntuali e mirati, che comportino una riduzione degli impatti dei cambiamenti climatici e supporto alla continuità di infrastrutture verdi. Particolare attenzione dovrà inoltre essere posta alla preparazione del terreno prima della messa a dimora degli individui, considerando

ad esempio la profondità del suolo che può impattare negativamente sulla crescita delle radici e di conseguenza sullo stato di salute delle piante, influenzando in ultima istanza sulla possibile pericolosità dell'albero (Jim, 2019).

Tali considerazioni, fanno emergere come sia utile adottare un approccio che consideri non solo l'inquadramento di futuri interventi di afforestazione in un più ampio quadro di urbanistica ecosistemica, ma anche quanto sia essenziale considerare le specificità dell'uso e copertura del suolo sul quale andranno ad insistere interventi di afforestazione, riducendo ed evitando trasformazioni su larga scala che potrebbero generare significativi impatti negativi, diretti e indiretti. In conclusione, la definizione e l'integrazione di tali interventi di afforestazione negli strumenti di pianificazione permette un maggior coordinamento degli stessi facendo da 'regia' strategica e permettendo di avere una valutazione ecosistemica comune funzionale all'identificazione delle aree più performanti per il raggiungimento degli obiettivi di miglioramento dei SE.

L'inclusione di tali proposte nella pianificazione territoriale contribuirebbe non solo al raggiungimento degli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (UN General Assembly, 2015), con particolare riferimento all'Obiettivo 11, target 11.3; Obiettivo 13, target 13.2; Obiettivo 15, target 15.2; ma supporterebbero altresì l'implementazione della Strategia Nazionale per lo Sviluppo Sostenibile<sup>1</sup>, considerato che l'aumento di resilienza dei territori e la preservazione della biodiversità (quadro

## Note

strategico della Strategia - 5P) è legato allo stato di salute della vegetazione di futuri interventi di afforestazione discussi in questo studio.

Lo studio condotto ha il limite di essere una prima esplorazione per il monitoraggio di processi di afforestazione avvenuti in aree con differenti tipologie di uso e copertura del suolo. Nello specifico, le analisi si sono basate esclusivamente sull'utilizzo di un indice NDVI, quale proxy dello stato di salute della vegetazione. I prossimi passi mirano a comprendere più nel dettaglio l'impatto dei cambiamenti di uso del suolo sui processi di afforestazione, includendo ulteriori tipologie di dati telerilevati valutando quindi l'influenza di altre possibili variabili, con l'obiettivo ultimo di fornire un set di informazioni utili al pianificatore per comprendere il futuro successo o meno di tali processi da includere e.g. nella progettazione di reti ecologiche o reti verdi.

### Ringraziamenti

Ente finanziatore: Progetto finanziato dall'Unione Europea - NextGenerationEU - Piano Nazionale Resistenza e Resilienza (PNRR) - Missione 4 Componente 2 Investimento 1.4 - Avviso N. 3138 del 16 dicembre 2021 rettificato con D.D. n.3175 del 18 dicembre 2021 del Ministero dell'Università e della Ricerca; Award Number: Codice progetto CN\_00000033, Decreto Direttoriale MUR n.1034 del 17giugno 2022 di concessione del finanziamento, CUP D43C22001250001, titolo progetto "National Biodiversity Future Center - NBFC".

<sup>1</sup>Disponibile al sito: [https://www.mase.gov.it/sites/default/files/archivio/allegati/sviluppo\\_sostenibile/SNSvS\\_2022.pdf](https://www.mase.gov.it/sites/default/files/archivio/allegati/sviluppo_sostenibile/SNSvS_2022.pdf)

## Bibliografia

Aguado-Norese, C. *et al.* (2023), *Topsoil and subsoil bacterial community assemblies across different drainage conditions in a mountain environment*, *Biological Research*, 56(1). <https://doi.org/10.1186/s40659-023-00445-2>

Akbari, H., Pomerantz, M. and Taha, H. (2001), *Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas*, *Solar Energy*, 70(3), pp. 295-310. doi: [https://doi.org/10.1016/S0038-092X\(00\)00089-X](https://doi.org/10.1016/S0038-092X(00)00089-X)

Arcidiacono, A. and Ronchi, S. (2021), *Challenges for Contemporary Spatial Planning in Italy. Towards a New Paradigm*, in Arcidiacono, A. and Ronchi, S. (eds) *Ecosystem Services and Green Infrastructure: Perspectives from Spatial Planning in Italy*. Cham: Springer International Publishing, pp. 1-16. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-54345-7\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-54345-7_1)

Başkent, E. Z. and Kašpar, J. (2022), *Exploring the effects of management intensification on multiple ecosystem services in an ecosystem management context*, *Forest Ecology and Management*, 518, p. 120299. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120299>

Beckmann-Wübbelt, A. *et al.* (2021), *High public appreciation for the cultural ecosystem services of urban and peri-urban forests during the COVID-19 pandemic*, *Sustainable Cities and Society*, 74, p. 103240. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103240>

Buendia, C. *et al.* (2016), *Effects of afforestation on runoff and sediment load in an upland Mediterranean catchment*, *Science of The Total Environment*, 540, pp. 144-157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.005>

Cortinovis, C. and Geneletti, D. (2018), *Ecosystem services in urban plans: What is there, and what is still needed for better decisions*, *Land Use Policy*. Elsevier, 70(October 2017), pp. 298-312. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.017>

De Toni, A. *et al.* (2023), *Monitoring Recent Afforestation Interventions as Relevant Issue for Urban Planning*, in *International Conference on Computational Science and Its Applications*. Springer, pp. 578-595. [https://doi.org/10.1007/978-3-031-37111-0\\_40](https://doi.org/10.1007/978-3-031-37111-0_40)

dos Santos, A. R. *et al.* (2017), *Spatial and temporal distribution of urban heat islands*, *Science of The Total Environment*, 605-606, pp. 946-956. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.275>

European Commission (2013), *Building a Green Infrastructure for Europe*. European Union, Belgium. ISBN 978-92-79-33428-3. <https://doi.org/10.2779/54125>

European Commission (2019), COM(2019)640 Final. *Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - The European Green Deal*. Available at <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=COM%3A2019%3A640%3AFIN>

European Commission (2020), COM(2020) 380 Final. *EU Biodiversity Strategy for 2030: Bringing Nature Back into Our Lives*. Brussels. Available at <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52020DC0380>

European Commission (2021), COM(2021) 699 Final. *EU Soil Strategy for 2030 Reaping the Benefits of Healthy Soils for People, Food, Nature and Climate*. Available at <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52021DC0699>

European Commission (2022), COM(2022)304 Final. *Proposal for a regulation of the European Parliament and of the Council on nature restoration*. Available at <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52022PC0304>

- Fang, W. *et al.* (2019), *Probabilistic assessment of remote sensing-based terrestrial vegetation vulnerability to drought stress of the Loess Plateau in China*, *Remote Sensing of Environment*, 232. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111290>
- Fang, Z. *et al.* (2022), *Impacts of land use/land cover changes on ecosystem services in ecologically fragile regions*, *Science of the Total Environment*, 831. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.154967>
- de Groot, R. S., Wilson, M. A. and Boumans, R. M. J. (2002), *A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services*, *Ecological Economics*, 41(3), pp. 393–408. doi: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- IPCC (2023), *Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. The Australian National University. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647>
- Jiang, H. *et al.* (2023), *Urban-rural disparities of carbon storage dynamics in China's human settlements driven by population and economic growth*, *Science of the Total Environment*, 871. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162092>
- Jim, C. Y. (2019), *Resolving intractable soil constraints in urban forestry through research–practice synergy*, *Socio-Ecological Practice Research*, 1(1), pp. 41–53. <https://doi.org/10.1007/s42532-018-00005-z>
- Lee, H. *et al.* (2023), *Three billion new trees in the EU's biodiversity strategy: low ambition, but better environmental outcomes?*, *Environmental Research Letters*. IOP Publishing, 18(3), p. 034020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acb95c>
- Ma, X. and Zhang, H. (2023), *Land-Use/Land-Cover Change and Ecosystem Service Provision in Qinghai Province, China: From the Perspective of Five Ecological Function Zones*, *Land*. <https://doi.org/10.3390/land12030656>
- Magnaghi, A. and Fanfani, D. (2010), *Patto città campagna: un progetto di bioregione urbana per la Toscana centrale*. Alinea Editrice.
- Mascarenhas, A. *et al.* (2014), *Integration of ecosystem services in spatial planning: a survey on regional planners' views*, *Landscape Ecology*. Springer, 29, pp. 1287–1300. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0012-4>
- Pérez-Silos, I., Álvarez-Martínez, J. M. and Barquín, J. (2021), *Large-scale afforestation for ecosystem service provisioning: learning from the past to improve the future*, *Landscape Ecology*. Springer, 36, pp. 3329–3343. <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01306-7>
- Ronchi, S., Arcidiacono, A. and Pogliani, L. (2020) *'Integrating green infrastructure into spatial planning regulations to improve the performance of urban ecosystems. Insights from an Italian case study'*, *Sustainable Cities and Society*, 53, p. 101907. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101907>
- Salata, S. *et al.* (2021), *Performance-based planning to reduce flooding vulnerability insights from the case of turin (North-west italy)*, *Sustainability (Switzerland)*, 13(10). <https://doi.org/10.3390/su13105697>
- Stephenson, N. L. *et al.* (2014), *Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size*, *Nature*. Nature Publishing Group UK London, 507(7490), pp. 90–93. <https://doi.org/10.1038/nature12914>
- Suding, K. N. (2011), *Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead*, *Annual review of ecology, evolution, and systematics*. Annual Reviews, 42, pp. 465–487. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>

Tasser, E. *et al.* (2021), *Evidence for the importance of land use, site characteristics and vegetation composition for rooting in European Alps*, Scientific Reports, 11(1), p. 11246. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-90652-2>

Turner-Skoff, J. B. and Cavender, N. (2019), *The benefits of trees for livable and sustainable communities*, Plants, People, Planet. Wiley Online Library, 1(4), pp. 323–335. <https://doi.org/10.1002/ppp3.39>

UN General Assembly, *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*, 21 October 2015, A/RES/70/1, available at: <https://www.refworld.org/docid/57b6e3e44.html>

Wessels, K. J. *et al.* (2004), *Assessing the effects of human-induced land degradation in the former homelands of northern South Africa with a 1 km AVHRR NDVI time-series*, Remote Sensing of Environment. Elsevier, 91(1), pp. 47–67. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.005>

Wiesel, P. G. *et al.* (2021), *Urban afforestation and its ecosystem balance contribution: a bibliometric review*, Management of Environmental Quality: An International Journal. Emerald Publishing Limited, 32(3), pp. 453–469. <https://doi.org/10.1108/MEQ-07-2020-0156>

Winkler, K. *et al.* (2021), *Global land use changes are four times greater than previously estimated*, Nature Communications, 12(1), p. 2501. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>

Wu, L. and Kim, S. K. (2021), *Health outcomes of urban green space in China: Evidence from Beijing*, Sustainable Cities and Society. Elsevier, 65, p. 102604. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2020.102604>

Yan, W. *et al.* (2021), *Satellite view of vegetation dynamics and drivers over southwestern China*, Ecological Indicators, 130, p. 108074. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108074>

