



Dottorato di Ricerca in

“Cities and Landscapes: Architecture, Archaeology, Cultural Heritage, History and Resources”

TITOLO DELLA TESI

**“Evaluation of urban green walls benefits in Mediterranean area:  
species selection, definition of sustainable irrigation strategies and  
ecosystem services assessment”**

Settore Scientifico-Disciplinare

“AGRI-03/A”

Coordinatrice del Dottorato

**Prof.ssa Antonella Guida**

Relatrice

**Prof.ssa Alba N. Mininni**

Correlatore

**Prof. Ettore Vadini**

Dottorando

**Dott. Teodoro Berloco**

Ciclo XXXVIII

Questa tesi di dottorato è stata realizzata nell'ambito del Progetto PNRR Next Generation UE:

**Tech4You** - Technologies for climate change adaptation and quality of life improvement

Field of intervention 5. Climate, Energy and Sustainable Mobility - Code ECS00000009

**Spoke 4** (Capofila: Università degli Studi della Basilicata): *Technologies for the protection and enhancement of natural, cultural heritage and local identity also in relation to climatic impacts*

(PP4.3.1 - Green Shapes for the Urban Regeneration Processes, Environmental, Social, Cultural and Tourism Sustainability)

## **Ringraziamenti**

*Desidero innanzitutto esprimere la mia più profonda gratitudine alla relatrice Prof.ssa Alba Mininni, al correlatore Prof. Ettore Vadini e al Prof. Bartolomeo Dichio, per il costante supporto, la disponibilità e le puntuali revisioni scientifiche e metodologiche che hanno accompagnato ogni fase di questo percorso. In particolare, Alba e Bartolo mi hanno aiutato a crescere come ricercatore stimolandomi continuamente attraverso visioni critiche mai scontate, capaci di aprire nuove prospettive e rafforzare il mio approccio alla ricerca. Nutro inoltre una profonda stima per Ettore, che mi ha guidato verso un'approccio del "bello" e del sapere "narrare", dimensioni spesso trascurate in molte discipline scientifiche.*

*Un ringraziamento sentito va a Francesco Loiudice, Emanuele Dichio, Teodosio Mazzolla e Paolo Direnzo, per aver contribuito in modo essenziale al lavoro di ricerca, supportandomi con passione, professionalità e autentica partecipazione.*

*Grazie anche ai miei amici e colleghi Giuseppe Carlucci, Cipriano Loiudice, Domenico Laterza, Vito Loiudice, Tommaso Tortorelli e Angela Casamassima, per essermi stati vicini e per aver contribuito alla riuscita di questo lavoro contribuendo materialmente, ma anche moralmente, nei momenti in cui la motivazione e la forza sembravano vacillare.*

*A mio padre, mia madre, mio fratello e Grazia, per aver sempre creduto in me, sostenendomi senza mai ostacolare i miei percorsi di vita, lasciandomi libero di inseguire ciò che sentivo necessario per la mia crescita.*

*A Mimmo, Rosetta e Zia Lucia, insieme a tutta la famiglia estesa, che mi hanno accolto come un figlio aiutandomi nei momenti di difficoltà più estrema, offrendo calore, presenza e protezione.*

*Questa tesi è interamente dedicata alla mia meravigliosa famiglia: **Antonelia, la piccola Angela e il piccolissimo Giuseppe Elia.** Grazie per avermi reso più resiliente con il vostro affetto e la vostra vicinanza, circondandomi di un'aura positiva durante tutto il periodo della ricerca.*

## Sommario

SINTESI.....	1
ABSTRACT .....	2
1 INTRODUZIONE GENERALE.....	3
1.1 La sfida urbana del XXI secolo: cambiamento climatico, densificazione e qualità ambientale.....	3
1.2 Le infrastrutture verdi come risposta sistemica: da “elemento urbano decorativo” a rete funzionale .....	4
1.3 Sistemi di verde verticale: tipologie, prestazioni e gap tecnico-scientifici nei contesti mediterranei.....	5
1.4 Le <i>Nature-Based Solutions</i> nella nuova agenda urbana .....	7
1.5 Servizi ecosistemici delle pareti verdi: sequestro di carbonio, microclima, aria, rumore, biodiversità, acqua .....	8
1.6 Dal quadro internazionale alla sperimentazione locale: URGES e TECH4YOU come laboratorio mediterraneo .....	11
1.7 Obiettivi della tesi.....	12
2 IL CONTESTO SPERIMENTALE: MATERA E LA MURGIA COME LABORATORIO URBANO.....	15
2.1 L’ambiente mediterraneo come sfida climatica e progettuale .....	15
2.2 Matera: patrimonio culturale e laboratorio per la transizione verde.....	15
2.3 Individuazione delle specie autoctone come base progettuale.....	16
2.4 Habitat di riferimento e selezione floristica iniziale.....	17
2.5 Allevamento vivaistico e pre-adattamento culturale.....	18
2.6 Valutazione fenomica e principali risultati applicativi.....	22
2.6.1 Approccio metodologico e utilizzo dei GIS per l’analisi del verde urbano per la città Matera	24
2.6.2 Analisi quantitativa e classificazione del verde urbano a Matera.....	25
2.7 Il sito sperimentale: il quartiere ERP “Arco” .....	31
2.7.1 Verde urbano e strategie di rigenerazione nei siti pilota .....	32
2.8 Il prototipo di parete verde ecosistemica .....	32
2.9 Caratterizzazione climatica di lungo periodo e bilancio idrico del sito di studio .....	43
2.10 Analisi climatica di dettaglio su base annuale: anni 2024 e 2025 .....	48
3 GESTIONE IRRIGUA OTTIMIZZATA DELLA PARETE VERDE .....	56

3.1	Un'infrastruttura a ciclo chiuso: efficienza, resilienza, replicabilità.....	56
3.2	Raccolta e gestione delle acque meteoriche: potenzialità e limiti del sistema di accumulo	56
3.3	Il sistema di irrigazione e ricircolo: ottimizzazione progressiva e riduzione delle perdite	57
3.4	Sensoristica e gestione remota: infrastruttura digitale per il verde urbano.....	58
3.5	Calcolo dei fabbisogni irrigui: approccio tramite bilancio idrico.....	59
3.6	Limiti, opportunità e replicabilità.....	61
3.7	Conclusioni .....	62
4	MONITORAGGIO MICROCLIMATICO E AMBIENTALE: IMPATTI DELLA PARETE VERDE SUL MICROCLIMA URBANO.....	63
4.1	Premesse: verde verticale come strumento di mitigazione climatica .....	63
4.2	Sistema di monitoraggio della qualità dell'aria basato su Arduino/Ssp32.....	63
4.2.1	Introduzione .....	63
4.2.2	Architettura generale del sistema.....	64
4.2.3	Unità di controllo e piattaforma hardware .....	66
4.2.4	Sensori per il monitoraggio della qualità dell'aria.....	67
4.2.5	Progettazione elettronica e realizzazione del circuito stampato (PCB) .....	69
4.2.6	Programmazione del sistema .....	72
4.2.7	Sistema di alimentazione.....	73
4.2.8	Installazione e campagna di monitoraggio.....	74
4.2.9	Risultati sperimentali del sistema di monitoraggio della qualità dell'aria .....	78
4.3	Effetto climatizzante della parete verde .....	88
4.3.1	Analisi comparativa di temperatura e umidità relativa – Anno 2024 .....	88
4.3.2	Analisi comparativa di temperatura e umidità relativa – Anno 2025 .....	90
4.3.3	Effetto climatizzante della parete verde: interpretazione microclimatica .....	92
4.3.4	Approfondimento termografico dell'effetto climatizzante della parete verde ....	93
5	SERVIZI ECOSISTEMICI E IMPATTI AMBIENTALI MULTIFUNZIONALI .....	95
5.1	Introduzione ai servizi ecosistemici.....	95
5.2	Servizi ecosistemici in ambito urbano.....	97
5.3	Sequestro di carbonio: contributo alla mitigazione climatica.....	97
5.4	Biodiversità urbana: habitat e connessioni ecologiche.....	98

5.5	Filtrazione degli inquinanti e qualità dell'aria .....	99
5.6	Servizi culturali e sociali: estetica, percezione, identità .....	99
5.7	Servizi ecosistemici delle pareti verdi .....	99
5.8	Scouting dei modelli di stima dei servizi ecosistemici .....	100
5.9	Motivazioni della scelta di <i>i-Tree Eco</i> e descrizione del modello .....	101
5.9.1	Inquadramento generale del modello <i>i-Tree</i> .....	101
5.9.2	Adattabilità del modello a sistemi vegetali non convenzionali .....	102
5.9.3	Limiti del modello e giustificazione dell'approccio adottato .....	103
5.9.4	Ipotesi di base del modello.....	105
5.9.5	Parametrizzazione strutturale e standardizzazione delle specie per l'applicazione di <i>i-Tree Eco</i> alla parete verde verticale .....	106
5.10	Risultati della simulazione .....	107
5.10.1	Stoccaggio del carbonio e CO <sub>2</sub> equivalente.....	107
5.10.2	Effetti idrologici: intercettazione delle precipitazioni e riduzione del deflusso..	110
5.10.3	Rimozione degli inquinanti atmosferici.....	112
5.10.4	Emissioni biogeniche di composti organici volatili (BVOCs).....	116
5.10.5	Produzione di ossigeno.....	118
5.11	Sintesi integrata dei risultati e osservazioni conclusive .....	119
5.11.1	Tabella di sintesi dei servizi ecosistemici stimati .....	119
5.11.2	Limiti applicativi del modello <i>i-Tree Eco</i> e prospettive di miglioramento per i sistemi di verde verticale .....	124
6	INQUADRAMENTO NORMATIVO E PROSPETTIVE DI CERTIFICAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI .....	126
6.1	Introduzione .....	126
6.2	Dai risultati sperimentali alla strutturazione normativa dei servizi ecosistemici.....	126
6.3	La UNI/PdR 162:2024 come quadro di riferimento per le <i>Nature-Based Solutions</i> in ambito urbano.....	127
6.4	Baseline, addizionalità e monitoraggio: coerenza metodologica del caso studio .....	128
6.5	Dalla quantificazione alla valorizzazione economica: prospettive applicative .....	129
6.6	Limiti, opportunità e considerazioni conclusive.....	130
7	CONCLUSIONI .....	131
8	BIBLIOGRAFIA .....	134

## SINTESI

La crescente pressione climatica e ambientale sulle città mediterranee rende necessario il ricorso a soluzioni basate sulla natura (*Nature-Based Solutions*, NbS) capaci di integrare adattamento climatico, mitigazione ambientale e rigenerazione urbana. In questo contesto, le pareti verdi rappresentano una tipologia di infrastruttura verde particolarmente adatta ai tessuti urbani compatti, dove la limitata disponibilità di suolo impone un utilizzo efficiente delle superfici edilizie. La presente tesi di dottorato analizza e valuta un prototipo sperimentale di parete verde verticale realizzato nel contesto urbano di Matera, con l'obiettivo di indagarne le prestazioni ambientali, ecofisiologiche e gestionali in clima mediterraneo caldo-arido. La ricerca adotta un approccio integrato e multidisciplinare, combinando la selezione di specie vegetali autoctone, il monitoraggio microclimatico e della qualità dell'aria mediante sensoristica low-cost, la gestione irrigua ottimizzata a ciclo chiuso e la quantificazione dei servizi ecosistemici attraverso modellazione biofisica. La sperimentazione ha evidenziato come la parete verde sia in grado di produrre effetti misurabili sulla regolazione microclimatica locale, riducendo le oscillazioni termiche e aumentando la stabilità termo-igrometrica in prossimità dell'involucro edilizio. Il sistema di monitoraggio ha inoltre consentito di osservare dinamiche di riduzione delle concentrazioni di alcuni inquinanti atmosferici e di confermare il ruolo della vegetazione verticale nei processi di intercettazione e deposizione del particolato fine. Parallelamente, l'analisi della gestione idrica ha dimostrato la possibilità di contenere i consumi attraverso un sistema di raccolta, accumulo e ricircolo delle acque meteoriche, configurando la parete verde come infrastruttura resiliente e replicabile in contesti caratterizzati da stress idrico. La valutazione preliminare dei servizi ecosistemici, condotta mediante l'applicazione del modello *i-Tree Eco*, ha permesso di stimare quantitativamente il sequestro e lo stoccaggio di carbonio, la rimozione degli inquinanti atmosferici e gli effetti idrologici, evidenziando al contempo i limiti dello strumento quando applicato a sistemi di verde verticale. Infine, i risultati sperimentali sono stati inquadrati all'interno del recente quadro normativo nazionale sui servizi ecosistemici, con particolare riferimento alla UNI/PdR 162:2024, evidenziando le potenzialità delle pareti verdi come infrastrutture verdi multifunzionali e come possibili unità operative per futuri schemi di valorizzazione e certificazione dei servizi ecosistemici. La ricerca contribuisce così allo sviluppo di un quadro metodologico replicabile per la progettazione e valutazione delle pareti verdi in ambito mediterraneo, superando una visione meramente estetica e riconoscendo a tali sistemi un ruolo attivo nelle strategie di adattamento climatico e sostenibilità urbana.

## ABSTRACT

The increasing climatic and environmental pressure on Mediterranean cities makes it necessary to adopt *Nature-Based Solutions* (NbS) capable of integrating climate adaptation, environmental mitigation, and urban regeneration. In this context, vertical green walls represent a type of green infrastructure particularly suited to compact urban fabrics, where limited land availability requires an efficient use of building surfaces. This PhD thesis analyzes and evaluates an experimental prototype of a vertical green wall implemented in the urban context of Matera, with the aim of investigating its environmental, ecophysiological, and management performance under a hot-arid Mediterranean climate. The research adopts an integrated and multidisciplinary approach, combining the selection of native plant species, microclimatic and air quality monitoring through low-cost sensors, optimized closed-loop irrigation management, and the quantification of ecosystem services through biophysical modeling. The experimental study highlighted that the green wall is able to produce measurable effects on local microclimatic regulation, reducing thermal fluctuations and increasing thermo-hygrometric stability in proximity to the building envelope. The monitoring system also made it possible to observe dynamics of reduced concentrations of certain atmospheric pollutants and to confirm the role of vertical vegetation in the interception and deposition processes of fine particulate matter. At the same time, the analysis of water management demonstrated the possibility of limiting consumption through a system of collection, storage, and recirculation of rainwater, configuring the green wall as a resilient and replicable infrastructure in contexts characterized by water stress. The preliminary assessment of ecosystem services, carried out through the application of the i-Tree Eco model, enabled a quantitative estimation of carbon sequestration and storage, atmospheric pollutant removal, and hydrological effects, while also highlighting the limitations of the tool when applied to vertical greening systems. Finally, the experimental results were framed within the recent national regulatory framework on ecosystem services, with particular reference to UNI/PdR 162:2024, emphasizing the potential of green walls as multifunctional green infrastructures and as possible operational units for future schemes of ecosystem service enhancement and certification. This research therefore contributes to the development of a replicable methodological framework for the design and evaluation of green walls in the Mediterranean context, moving beyond a purely aesthetic perspective and recognizing these systems as active components in climate adaptation strategies and urban sustainability.

# 1 INTRODUZIONE GENERALE

## 1.1 La sfida urbana del XXI secolo: cambiamento climatico, densificazione e qualità ambientale

Nel XXI secolo la città è diventata il principale laboratorio e, al contempo, uno dei principali amplificatori della crisi climatica globale. Oltre il 55% della popolazione mondiale vive oggi in aree urbane, con una previsione di crescita fino a circa il 68% entro il 2050 (United Nations, 2019). Questo processo di urbanizzazione accelerata, spesso accompagnato da densificazione edilizia, impermeabilizzazione dei suoli e concentrazione delle attività antropiche, ha effetti diretti e indiretti sui sistemi climatici locali, sul metabolismo urbano e sulla salute pubblica (Grimm et al., 2008; Seto et al., 2012). Uno dei fenomeni più studiati e rappresentativi di tali dinamiche è l'*Urban Heat Island* (UHI), definita come l'aumento sistematico delle temperature dell'aria e delle superfici urbane rispetto alle aree rurali circostanti (Oke, 1982; Arnfield, 2003). L'UHI è il risultato di una combinazione di fattori: proprietà termiche dei materiali artificiali, ridotta evapotraspirazione dovuta alla perdita di copertura vegetale, emissioni antropiche di calore e configurazioni morfologiche che limitano la ventilazione e la dispersione del calore (Santamouris, 2015; Zhao et al., 2018). Negli ultimi due decenni, l'interesse scientifico verso l'UHI si è ampliato notevolmente, sia in termini di scala analitica, passando dallo studio puntuale alle analisi multi-scalarizzate e comparative, sia nella direzione di strategie di mitigazione, quali l'introduzione di infrastrutture verdi e blu, materiali ad alta riflettanza e ventilazione urbana (Gill et al., 2007; Gunawardena et al., 2017; Susca et al., 2011). La letteratura classica ha dimostrato come l'intensità dell'isola di calore sia correlata non solo alle caratteristiche climatiche di fondo, ma anche alla dimensione, densità e struttura della città (Oke, 1973). In particolare, parametri morfologici come il rapporto altezza/larghezza dei canyon stradali (H/W), lo *Sky View Factor* (SVF) e l'orientamento delle strade influenzano significativamente l'accumulo e la dissipazione del calore (Emmanuel & Krüger, 2012; Middel et al., 2014). Studi recenti hanno inoltre integrato la modellazione del flusso d'aria urbano e l'analisi della radiazione solare per quantificare in modo più preciso l'effetto morfologico sul microclima urbano (Yang et al., 2013). Il cambiamento climatico globale aggrava ulteriormente questi processi, aumentando la frequenza, la durata e l'intensità delle ondate di calore, soprattutto nelle regioni temperate e mediterranee (IPCC, 2021; Russo et al., 2019). Tali eventi estremi interagiscono con le condizioni urbane preesistenti, intensificando gli impatti negativi su salute, infrastrutture e vivibilità urbana (Venter et al., 2020). L'effetto combinato tra riscaldamento globale e UHI genera impatti sproporzionati su specifici gruppi sociali – anziani, bambini, soggetti con patologie croniche e popolazioni a basso reddito – evidenziando una dimensione di vulnerabilità climatica e di giustizia ambientale sempre più centrale nel dibattito scientifico e politico (Harlan et al., 2015; Mitchell et al., 2014; Meerow & Mitchell, 2017). La distribuzione spaziale e socioeconomica dell'esposizione termica è infatti spesso associata a disuguaglianze preesistenti, rendendo urgente l'adozione di strategie di adattamento inclusive e mirate (Voelkel et al., 2018). Ne deriva una sfida duplice per la

pianificazione e la rigenerazione urbana contemporanea: da un lato ridurre l'esposizione termica e migliorare il comfort microclimatico; dall'altro farlo attraverso soluzioni scalabili, economicamente sostenibili e adattabili a contesti urbani storici e consolidati, spesso caratterizzati da forti vincoli spaziali, infrastrutturali e gestionali. In questa prospettiva, approcci basati sulle *Nature-Based Solutions* (NbS), sulla climatologia urbana applicata e sulla pianificazione adattiva rappresentano direzioni promettenti per integrare resilienza climatica e, qualità ambientale e qualità paesaggistica, intesa come espressione delle aspirazioni delle popolazioni rispetto alle caratteristiche del proprio contesto di vita, nei processi di trasformazione urbana (Convenzione europea sul paesaggio, 2000; Kabisch et al., 2016; Demuzere et al., 2014; Anguelovski et al., 2020).

## 1.2 Le infrastrutture verdi come risposta sistemica: da “elemento urbano decorativo” a rete funzionale

In risposta alle crescenti pressioni ambientali, sanitarie e climatiche che gravano sulle città del XXI secolo, le infrastrutture verdi urbane (*Urban Green Infrastructure*, UGI) e le NbS hanno conosciuto un'evoluzione concettuale e operativa significativa, passando da elementi ornamentali a componenti strutturali delle politiche urbane, ambientali e di adattamento climatico (Kabisch et al., 2016; Nesshöver et al., 2017). Le NbS sono definite come interventi ispirati, supportati e implementati attraverso i processi naturali, finalizzati a fornire benefici ambientali, sociali ed economici in modo simultaneo e sostenibile (European Commission, 2015; IUCN, 2020). Questo approccio sottende un cambiamento di paradigma nella pianificazione urbana: dal verde come abbellimento estetico al verde come infrastruttura multifunzionale, al pari delle reti grigie tradizionali quali trasporti, acque e comunicazioni (Benedict & McMahon, 2006; Hansen et al., 2017). La Commissione Europea ha formalizzato il concetto di *Green Infrastructure* come una rete pianificata di aree naturali e semi-naturali, progettata e gestita per fornire una gamma integrata di servizi ecosistemici, contribuire alla resilienza territoriale, contrastare la frammentazione ecologica e supportare la biodiversità urbana (European Commission, 2019). Questa impostazione è coerente con la crescente attenzione rivolta alla sistemicità e connettività ecologica degli spazi verdi, non più concepiti come elementi isolati, ma come nodi di una rete urbana capace di integrare funzioni ecologiche, sociali e climatiche (Tzoulas et al., 2007; Pauleit et al., 2019). Il concetto chiave emerso nella letteratura più recente è la multifunzionalità, intesa come la capacità delle infrastrutture verdi di fornire simultaneamente molteplici servizi ecosistemici: regolazione microclimatica e termica, gestione sostenibile delle acque meteoriche, miglioramento della qualità dell'aria, riduzione del rumore urbano, promozione della salute fisica e mentale, conservazione della biodiversità, e valorizzazione culturale e paesaggistica (Haase et al., 2014; Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Korkou et al., 2023). Numerosi studi empirici confermano l'efficacia delle UGI nel mitigare l'effetto “*Urban Heat Island*”, ridurre il deflusso superficiale e incrementare la coesione sociale, specialmente nelle aree vulnerabili (Coutts et al., 2013; Ahern, 2011). Tuttavia, autori come Raymond et al. (2017) mettono in guardia contro l'uso retorico della multifunzionalità, che rischia di rimanere un principio astratto se non tradotto in

indicatori misurabili, protocolli di valutazione e strumenti di monitoraggio a lungo termine. È necessario, quindi, integrare approcci *evidence-based* e strumenti geospaziali (GIS, telerilevamento, modellazione microclimatica) non solo per garantire l'effettiva funzionalità e sostenibilità degli interventi basati sulla natura, ma anche per orientare e verificare la qualità paesaggistica delle trasformazioni, intesa come esito del progetto di paesaggio e di processi decisionali partecipati, capaci di integrare conoscenze tecniche e istanze delle comunità locali (Frantzeskaki et al., 2019; Escobedo et al., 2019). In questo quadro, assumono un ruolo strategico i sistemi di verde costruito (*built green systems*), come tetti verdi (*green roofs*) e pareti vegetate (*green walls*), che permettono di aumentare la superficie vegetata urbana senza ulteriore consumo di suolo; a questi si affiancano strategie di rinaturalizzazione diffusa, quali il *depaving* e la forestazione urbana, particolarmente rilevanti nei contesti urbani consolidati. Nel loro insieme, tali soluzioni contribuiscono all'efficientamento energetico degli edifici, al miglioramento della qualità dell'aria e alla riduzione delle temperature superficiali, rafforzando la capacità adattiva delle città ai cambiamenti climatici (Oberndorfer et al., 2007; Berardi, 2016; Norton et al., 2015; Livesley et al., 2016). Queste soluzioni sono particolarmente rilevanti nei contesti urbani ad alta densità, dove lo spazio orizzontale è limitato, e lo sfruttamento delle superfici verticali rappresenta un'opportunità strategica per integrare mitigazione climatica, efficienza energetica e qualità urbana. In sintesi, le infrastrutture verdi rappresentano oggi una delle principali leve per affrontare in modo sistemico e integrato le sfide urbane legate al cambiamento climatico, alla salute pubblica e alla resilienza socio-ecologica. La loro efficacia, tuttavia, dipende dalla capacità di pianificarle, progettarle, monitorarle e gestirle come reti interconnesse e multi-scala, ancorate a principi di giustizia ambientale, inclusione sociale e governance adattiva.

### **1.3 Sistemi di verde verticale: tipologie, prestazioni e gap tecnico-scientifici nei contesti mediterranei**

I sistemi di verde verticale (*Vertical Greening Systems*, VGS) rappresentano un sottoinsieme innovativo delle infrastrutture verdi urbane, in grado di integrare vegetazione viva all'interno del sistema edificio, contribuendo al miglioramento della qualità ambientale e all'adattamento climatico delle aree urbane dense (Perini & Rosasco, 2013; Manso & Castro-Gomes, 2015). Tali sistemi si articolano in due categorie principali: le facciate verdi (*green facades*), basate sull'uso di piante rampicanti radicate direttamente nel suolo o in contenitori, e le pareti verdi modulari (*living wall systems*), costituite da sistemi modulari o a pannelli con substrato artificiale e irrigazione automatizzata (Dunnett & Kingsbury, 2008). Sebbene l'interesse scientifico sia cresciuto negli ultimi anni, la letteratura evidenzia come la mancanza di una tassonomia unificata e di criteri di classificazione condivisi renda difficile confrontare risultati sperimentali e trasferire le buone pratiche in contesti diversi (Radić et al., 2019; Ottelé et al., 2011). Numerosi studi sperimentali e modellistici, condotti prevalentemente in climi temperati o oceanici, dimostrano che i VGS possono generare benefici termici rilevanti: riduzione delle temperature superficiali delle pareti fino a 15–20°C, abbassamento delle temperature dell'aria circostante e miglioramento del comfort termico indoor durante il periodo estivo (Alexandri & Jones, 2008;

Pérez et al., 2011; Susorova et al., 2014). I meccanismi alla base di questi effetti includono ombreggiamento passivo, isolamento termico, e raffrescamento evaporativo dovuto all'evapotraspirazione delle piante. Oltre ai benefici termici, altri studi hanno messo in evidenza vantaggi in termini di isolamento acustico, filtrazione dell'aria, incremento della biodiversità urbana e valorizzazione estetico-paesaggistica (Speak et al., 2013; Ottelé et al., 2010; Herath et al., 2024). Tuttavia, la letteratura internazionale mostra una sottorappresentazione dei contesti caldo-aridi e mediterranei, dove si concentrano una serie di criticità specifiche (Perini & Magliocco, 2014). Le principali sfide tecniche e ambientali includono:

- stress idrico stagionale e competizione tra l'efficacia del raffrescamento evaporativo e la necessità di ridurre il consumo idrico, spesso elevato nelle pareti verdi (Ascione et al., 2020; Pérez, 2021);
- alta esposizione alla radiazione solare diretta, con picchi termici prolungati durante l'estate, che compromettono la sopravvivenza vegetale e la stabilità dei sistemi (Bustami et al., 2018);
- manutenzione onerosa e affidabilità nel lungo periodo, soprattutto per quanto riguarda le componenti meccaniche, l'irrigazione automatizzata e la sostituzione delle specie non adatte (Loh, 2008; Gunawardena et al., 2020);
- selezione delle specie vegetali spesso basata su criteri ornamentali o standardizzati, piuttosto che su valutazioni ecofisiologiche, capacità di resistere a condizioni di siccità e adattamento a cicli termici estremi (Law et al., 2025);
- adattamento architettonico-tecnologico dei sistemi di verde verticale al patrimonio edilizio esistente, in particolare nei contesti urbani storici e consolidati, dove risulta centrale il rapporto tra forma del verde e forma architettonica, al fine di garantire compatibilità costruttiva, integrazione morfologica e qualità paesaggistica dell'intervento (Ottelé et al., 2010; Pérez et al., 2014; Perini & Rosasco, 2013).

La prevalenza di specie non autoctone o tropicali nei sistemi di verde verticale realizzati in contesti mediterranei ha spesso portato a prestazioni inferiori rispetto alle aspettative, sia in termini di efficacia climatica che di sostenibilità a lungo termine (Patti et al., 2025). In alternativa, l'impiego di specie autoctone, xerofile o spontanee, già adattate a stress termici, siccità e scarsità idrica, rappresenta una direzione promettente, ma ancora poco esplorata dal punto di vista quantitativo e sistemico nella letteratura (Gutiérrez, 2025; Bellini et al., 2025). Questo evidenzia un gap scientifico rilevante, che riguarda soprattutto la valutazione della prestazione reale, il monitoraggio stagionale continuo, e la scalabilità delle soluzioni. In conclusione, la ricerca sui VGS in contesti mediterranei necessita di uno sforzo interdisciplinare per colmare le lacune metodologiche e operative, sviluppando protocolli specifici per la selezione delle specie, ottimizzando i sistemi di irrigazione, e favorendo una transizione verso soluzioni *low-input* e resilienti al clima, coerenti con le condizioni ambientali locali.

#### 1.4 Le *Nature-Based Solutions* nella nuova agenda urbana

Il ruolo delle *Nature-Based Solutions* (NbS) è oggi esplicitamente riconosciuto nei principali quadri strategici internazionali come componente essenziale per affrontare le sfide urbane contemporanee, quali il cambiamento climatico, la perdita di biodiversità, la disuguaglianza sociale e la pressione sulle risorse naturali (UNEP, 2021; Seddon et al., 2020). La New Urban Agenda, adottata alla Conferenza delle Nazioni Unite su Habitat III (UN-Habitat, 2016), promuove l'integrazione sistemica delle NbS come strumenti chiave per costruire città inclusive, sicure, resilienti e sostenibili, in linea con il principio di "urban equity" e la necessità di rafforzare la resilienza urbana a molteplici stress climatici e ambientali. Parallelamente, le NbS sono considerate contributi trasversali al raggiungimento di numerosi Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (SDGs) dell'Agenda 2030. In particolare, esse supportano direttamente l'SDG 11 ("Città e comunità sostenibili"), l'SDG 13 ("Azione per il clima") e l'SDG 15 ("Vita sulla Terra"), ma anche, in modo indiretto, l'SDG 3 ("Salute e benessere") e l'SDG 6 ("Acqua pulita e servizi igienico-sanitari") grazie alla loro capacità di promuovere benessere ambientale e gestione sostenibile delle risorse naturali (Cohen-Shacham et al., 2019; Kabisch et al., 2016). Nel contesto urbano, le NbS, tra cui rientrano tetti verdi, pareti vegetate, corridoi ecologici, aree verdi multifunzionali e sistemi blu-verdi, si collocano tra mitigazione e adattamento climatico, gestione integrata delle risorse idriche, conservazione della biodiversità (Raymond et al., 2017; Frantzeskaki, 2019). Le pareti verdi, in particolare, rappresentano una declinazione di queste strategie in ambito urbano, con il potenziale di valorizzare le superfici inutilizzate dell'ambiente costruito e generare una serie di co-benefici ecologici, estetici, sociali e microclimatici (Perini & Rosasco, 2013; Herath et al., 2024). La letteratura di *urban ecology* e *reconciliation ecology* ha messo in evidenza come elementi vegetati dell'architettura sul patrimonio edilizio (pubblico e privato), quali tetti e pareti verdi, possano agire come habitat secondari e *stepping stones* ecologici, aumentando la connettività ambientale nelle matrici urbane frammentate (Francis & Lorimer, 2011; Snep et al., 2012). Tali elementi, se progettati in maniera integrata, possono favorire la presenza e il passaggio di specie vegetali e animali, contribuendo alla resilienza ecologica delle città e al rafforzamento dei corridoi verdi verticali, un tema emergente nella pianificazione ambientale urbana (Aronson et al., 2017; Tzoulas et al., 2007). Oltre al valore ecologico, le NbS svolgono anche una funzione sociale e culturale, facilitando l'accesso equo alla natura, migliorando il benessere psicofisico dei cittadini e rafforzando il senso di appartenenza ai luoghi, elementi centrali nel concetto di "green justice" (Anguelovski et al., 2020; Haase et al., 2017). In tal senso, l'integrazione delle NbS nella governance urbana multi-livello, attraverso politiche partecipative, strumenti regolativi e modelli di co-produzione, rappresenta una condizione necessaria per garantire l'efficacia e l'equità delle soluzioni implementate (Nesshöver et al., 2017; Frantzeskaki et al., 2019). Tuttavia, la realizzazione su larga scala delle NbS urbane, e in particolare delle pareti verdi, richiede un'evidenza empirica più solida, valutazioni costi-benefici trasparenti e strategie di adattamento climatico su misura per i diversi contesti bioclimatici, come quello mediterraneo, dove i vincoli climatici, idrici e infrastrutturali e paesaggistici sono particolarmente rilevanti (Zölch et al., 2017; Nalau et al., 2018; Convenzione europea sul Paesaggio, 2000).

## 1.5 Servizi ecosistemici delle pareti verdi: sequestro di carbonio, microclima, aria, rumore, biodiversità, acqua

Le pareti verdi rappresentano oggi uno degli strumenti più versatili e innovativi nell'ambito delle *NbS*, grazie alla loro capacità di fornire servizi ecosistemici multipli, simultanei e interconnessi. Esse possono essere interpretate come dispositivi ecosistemici verticali e integrati, che contribuiscono a mitigare alcune delle pressioni ambientali più critiche delle città contemporanee, in particolare nei contesti densi e mineralizzati dove lo spazio orizzontale è scarso.

### Sequestro di carbonio

All'interno del quadro dei servizi ecosistemici forniti dalle infrastrutture verdi verticali, il sequestro di carbonio rappresenta un servizio di regolazione particolarmente rilevante nel contesto delle strategie di mitigazione climatica urbana. Le pareti verdi, pur caratterizzate da una superficie vegetata limitata rispetto ai sistemi orizzontali, contribuiscono alla riduzione della concentrazione di CO<sub>2</sub> atmosferica attraverso i processi di fotosintesi e di accumulo di carbonio nella biomassa vegetale e, in misura minore, nel substrato di coltivazione (Nowak et al., 2013; Speak et al., 2014). Il sequestro di carbonio associato alle pareti verdi deve essere interpretato non tanto in termini di quantità assolute, quanto di efficienza spaziale e di integrazione funzionale negli ambienti urbani ad alta densità, dove le superfici orizzontali disponibili per il verde sono limitate o assenti (Perini & Rosasco, 2013). In questo senso, le pareti verdi consentono di valorizzare superfici edilizie altrimenti inerti, trasformandole in dispositivi attivi di assorbimento del carbonio, contribuendo al bilancio carbonico urbano su scala locale. Diversi studi hanno evidenziato come il potenziale di sequestro dipenda fortemente dalla tipologia di sistema verticale, dalla scelta delle specie vegetali, dalla densità fogliare (*Leaf Area Index*) e dalla gestione irrigua e nutrizionale (Pérez et al., 2011; Ottel  et al., 2010). Le specie sempreverdi, dotate di elevata superficie fogliare specifica e di buona tolleranza allo stress idrico, risultano particolarmente efficaci nel mantenere un assorbimento di CO<sub>2</sub> costante durante l'anno, soprattutto nei climi mediterranei caratterizzati da una marcata stagionalità estiva (Bartfelder & Köhler, 2014). Il contributo delle pareti verdi al sequestro di carbonio deve inoltre essere valutato considerando l'intero ciclo di vita del sistema. Analisi di *Life Cycle Assessment* (LCA) hanno mostrato che i benefici in termini di assorbimento di CO<sub>2</sub> possono compensare, nel medio-lungo periodo, le emissioni associate alla produzione dei materiali, all'installazione e alla manutenzione, soprattutto quando vengono adottate soluzioni a basso input tecnologico e specie autoctone o naturalizzate (Susca et al., 2011; Perini et al., 2017). In tale prospettiva, la progettazione ecologicamente orientata delle pareti verdi assume un ruolo determinante nel massimizzare il saldo positivo del bilancio carbonico. Nel contesto urbano mediterraneo, il sequestro di carbonio fornito dalle pareti verdi si integra con altri servizi ecosistemici sinergici, quali la riduzione delle temperature superficiali e dell'isola di calore urbana, che a loro volta contribuiscono indirettamente alla riduzione delle emissioni di CO<sub>2</sub> legate ai consumi energetici per la climatizzazione degli edifici (Alexandri & Jones, 2008; Santamouris, 2014). Il valore del sequestro di carbonio delle pareti verdi risiede dunque non solo nella fissazione diretta del carbonio

atmosferico, ma anche nella loro funzione sistemica all'interno di una strategia integrata di adattamento e mitigazione climatica.

### **Mitigazione microclimatica**

Il contributo delle pareti verdi alla regolazione microclimatica urbana è uno degli aspetti più studiati. Tali sistemi possono ridurre significativamente le temperature superficiali delle facciate fino a 15–20°C, migliorare il comfort termico indoor, ridurre il carico di raffrescamento degli edifici e mitigare l'effetto isola di calore urbana (Alexandri & Jones, 2008; Pérez et al., 2011; Manso & Castro-Gomes, 2015). Tuttavia, l'efficacia di tali strategie è fortemente condizionata dal contesto climatico e dalla morfologia urbana. In tal senso, Norton et al. (2015) propongono un framework decisionale che sottolinea la necessità di soluzioni "fit-for-place", ovvero adattate alle condizioni locali attraverso evidenze quantitative e modellazioni climatiche sito specifiche. Studi recenti integrano misure in situ e simulazioni dinamiche per valutare il contributo delle pareti verdi nel ridurre gli impatti delle ondate di calore (Perini & Magliocco, 2014; Coccolo et al., 2020).

### **Qualità dell'aria**

La vegetazione urbana ha dimostrato un'efficace capacità di intercettare inquinanti atmosferici, in particolare particolato fine (PM10, PM2.5), biossido di azoto (NO<sub>2</sub>) e ozono troposferico (O<sub>3</sub>), attraverso processi di deposizione secca sulle superfici fogliari. Nel caso delle pareti verdi, le caratteristiche morfologiche e anatomiche delle foglie, come densità stomatica, rugosità e presenza di peli, influenzano in modo significativo l'efficienza di captazione (Ottelé et al., 2010; Freer-Smith et al., 2011; Abhijith et al., 2017). Studi sperimentali dimostrano che alcune specie rampicanti, come l'*Hedera helix*, possono rimuovere fino al 40% del particolato sospeso, con variazioni in funzione della stagione e della posizione (Gómez-Baggethun & Barton, 2013; Speak et al., 2012).

### **Rumore e benessere ambientale**

Le pareti verdi contribuiscono anche all'attenuazione del rumore urbano, grazie alla capacità della vegetazione di assorbire, diffondere e riflettere le onde sonore. Questo è particolarmente rilevante in contesti ad alta densità abitativa e in prossimità di assi viari trafficati, dove le pareti verdi possono ridurre i livelli di pressione sonora di 5–15 dB, a seconda della tipologia del substrato e della copertura vegetale (Veisten et al., 2012; Wong et al., 2009, Stuhlmacher et al., 2024). Oltre agli effetti fisici, la vegetazione verticale migliora la percezione ambientale, generando benefici psicologici e contribuendo alla riduzione dello stress e dell'affaticamento cognitivo, con implicazioni positive sul benessere e sulla salute pubblica (van den Bosch & Sang, 2017; Bratman et al., 2019; Lu et al., 2025).

### **Biodiversità urbana**

Progettate con criteri ecologici, le pareti verdi possono diventare microhabitat verticali in grado di ospitare una gamma significativa di organismi, tra cui insetti impollinatori, uccelli urbani, piccoli

rettili e microrganismi del suolo (Collins et al., 2017; Francis & Lorimer, 2011). In particolare, l'eterogeneità strutturale e floristica, la presenza di substrati differenziati e l'utilizzo di specie autoctone aumentano il potenziale ecologico delle pareti verdi verticali come stepping stones e corridoi ecologici verticali in matrici urbane frammentate (Aronson et al., 2017). Alcuni studi evidenziano come la diversità vegetale in questi sistemi sia correlata positivamente alla ricchezza di invertebrati e alla presenza di specie di interesse conservazionistico (Kadas, 2006; Manso & Castro-Gomes, 2015).

### **Regolazione idrologica**

Sebbene la capacità di ritenzione idrica delle pareti verdi sia stata meno studiata rispetto ai tetti verdi, emergono evidenze che indicano un potenziale significativo nel trattenere, ritardare e riutilizzare le acque meteoriche, contribuendo alla riduzione del deflusso superficiale e alla ricarica delle falde (Lau & Mah, 2018; Manes et al., 2021). Sistemi integrati con raccolta e riutilizzo delle acque grigie o meteoriche permettono di ridurre la dipendenza da risorse idriche potabili, rendendo i sistemi di verde verticale coerenti con approcci di drenaggio urbano sostenibile (*Sustainable Urban Drainage Systems – SuDS*) (Razzaghmanesh & Beecham, 2017).

### **Verso una valutazione integrata**

L'evidenza della molteplicità di benefici associati alle pareti verdi impone un cambio metodologico nella valutazione delle loro prestazioni. È necessario superare approcci qualitativi o descrittivi e adottare metodologie quantitative, basate su indicatori misurabili, analisi multi-sito e strumenti di valutazione integrata, come la *Life Cycle Assessment (LCA)*, la modellazione microclimatica e l'analisi multicriterio (MCC) (Castleton et al., 2010; Speak et al., 2013). La sfida attuale è quella di coniugare la complessità funzionale dei VGS con strategie di monitoraggio a lungo termine, per valutare l'effettivo ritorno ambientale e socioeconomico degli investimenti pubblici e privati in infrastrutture verdi verticali.

### **Qualità architettonica e urbana**

Oltre ai servizi ecosistemici di regolazione e supporto, le pareti verdi possono offrire un servizio di qualità architettonica e urbana, contribuendo alla riqualificazione percettiva e spaziale degli ambienti costruiti. In particolare nei contesti urbani densi e consolidati, i sistemi di verde verticale agiscono come dispositivi di mediazione tra architettura e spazio pubblico, migliorando la leggibilità delle facciate, attenuando la rigidità materica delle superfici mineralizzate e rafforzando il carattere identitario dei luoghi (Perini & Rosasco, 2013; Ottelé et al., 2010). Numerosi studi evidenziano come l'integrazione consapevole delle pareti verdi verticali nel disegno architettonico possa generare benefici in termini di percezione estetica, accettabilità sociale e valore simbolico degli interventi, soprattutto quando tali soluzioni sono inserite all'interno di processi di rigenerazione urbana e di progettazione partecipata (Dover, 2015; Pérez et al., 2014).

## 1.6 Dal quadro internazionale alla sperimentazione locale: URGES e TECH4YOU come laboratorio mediterraneo

L'allineamento crescente tra la ricerca scientifica, le politiche urbane e i programmi di innovazione europei sottolinea l'urgenza di sviluppare *NbS* che siano efficaci non solo in linea teorica o normativa, ma anche nel concreto delle condizioni ambientali locali, specialmente in contesti climatici complessi come quelli mediterranei. La riflessione sulle pareti verdi come *NbS* verticali multifunzionali, già sostenuta dai principali quadri strategici internazionali (SDGs, New Urban Agenda, EU Biodiversity Strategy, Green Deal, Nature Restoration Law), deve oggi confrontarsi con la sfida della operatività, ovvero la capacità di dimostrare che tali sistemi funzionano, sono sostenibili nella gestione, e generano benefici misurabili (Cohen-Shacham et al., 2019; Frantzeskaki et al., 2019; Kabisch et al., 2016). La letteratura più recente evidenzia la mancanza di studi che verifichino in modo sistematico le prestazioni delle pareti verdi in aree caratterizzate da clima caldo-arido, stress idrico e alta radiazione solare, condizioni tipiche dell'area mediterranea (Bustami et al., 2018; Papafotiou et al., 2020). Inoltre, viene sottolineata l'urgenza di superare approcci puramente descrittivi per adottare protocolli replicabili, basati su indicatori quantitativi, sensori ambientali, monitoraggi stagionali e metodi fenotipici avanzati; a questi si affianca la necessità di integrare indicatori qualitativi, legati alla percezione, all'uso e al grado di appropriazione sociale del verde urbano, riconoscendo nelle comunità che lo apprezzano, lo curano e lo rivendicano un indicatore rilevante del suo valore nello spazio dell'abitare (Seddon et al., 2020; Speak et al., 2013; Haase et al., 2014; Raymond et al., 2017). In questo contesto si colloca la presente ricerca di dottorato sviluppata nell'ambito dell'Ecosistema TECH4YOU - *Technologies for climate change adaptation and quality of life improvement*, PP 4.3.1 – Azione 2, che assume come riferimento operativo e sperimentale il progetto URGES (*Urban Green Shapes*), sviluppato nell'ambito del progetto di cooperazione interregionale e transnazionale del POR FESR Basilicata 2014–2020, Linea “A”, Asse 4 “Energia e mobilità urbana” (OT4), Obiettivo Specifico 4.1 “Riduzione dei consumi energetici negli edifici e nelle strutture pubbliche o ad uso pubblico, residenziali e non residenziali e integrazione di fonti rinnovabili”, Azione 4C.4.1.1, per dimostrare come l'integrazione consapevole di forme di verde nel tessuto urbano possa generare un miglioramento sistemico della qualità architettonica, urbana, paesaggistica e ambientale, favorendo l'efficienza energetica e il benessere urbano nelle città dell'Europa meridionale. La sperimentazione è stata implementata nel quartiere “Arco” di Edilizia Residenziale Pubblica (ERP) a Matera, un contesto urbano contemporaneo emblematico per caratteristiche climatiche, vulnerabilità sociale, qualità e densità edilizia. Il partenariato è costituito da Università europee (Lubiana e Siviglia), dall'Agenzia Lucana di Sviluppo e Innovazione in Agricoltura (ALSIA), dall'Università ‘G. d’Annunzio’ di Chieti-Pescara, dall'Università Mediterranea di Reggio Calabria, nonché da altri stakeholder rilevanti, tra cui l'Azienda Territoriale per l'Edilizia Residenziale di Matera (ATER) e il Comune di Matera. Il processo multidisciplinare e partecipato, le fasi progettuali, l'installazione e il monitoraggio sperimentale di una parete verde multifunzionale rappresentano un *living lab* per testare, validare e ottimizzare soluzioni progettuali adattate al paesaggio e al clima mediterraneo, contribuendo in modo diretto alla valutazione dei servizi ecosistemici e dei fenomeni socio-urbani, fino alla definizione di modelli replicabili.

La sperimentazione, in particolare per i fini di questa ricerca, si caratterizza per l'integrazione di quattro componenti chiave:

- Selezione ecologica delle specie: invece di ricorrere a piante ornamentali standardizzate, sono state utilizzate specie mediterranee autoctone o spontanee, selezionate per resistenza alla siccità, adattamento ecologico e basso fabbisogno di input. Questa scelta risponde alle raccomandazioni della letteratura sulla necessità di soluzioni low-input coerenti con i cicli naturali locali (Francini et al., 2018; Samperio-Ramos et al., 2022);
- Sensoristica e irrigazione intelligente: la parete è stata dotata di un sistema di irrigazione smart e monitoraggio in tempo reale, in grado di ottimizzare i consumi idrici sulla base di parametri microclimatici e idrici del substrato. Questo approccio è coerente con i principi della *water-sensitive urban design* e delle strategie per l'uso sostenibile delle risorse in contesti aridi (Razzaghmanesh & Beecham, 2014; Zhao, 2022);
- Monitoraggi ad alta frequenza e approcci fenomici: vengono utilizzate metodologie avanzate, tra cui termografia a infrarossi, sensori climatici, monitoraggio fenotipico e acquisizioni NDVI, per valutare la risposta fisiologica delle piante, il comportamento termico della parete e le interazioni microclimatiche con l'ambiente urbano;
- Valutazioni dei servizi ecosistemici: Lo studio adotta un approccio integrato che combina misure ambientali in situ (temperatura dell'aria, umidità relativa, concentrazioni di particolato atmosferico), indicatori di biodiversità e strumenti di modellazione, al fine di fornire una valutazione sistemica e multidimensionale dei servizi ecosistemici erogati dalla parete verde verticale. Tale impostazione consente di analizzare congiuntamente gli effetti microclimatici, ambientali ed ecologici del sistema (Haase et al., 2014; Speak et al., 2013).

L'obiettivo della ricerca è duplice: da un lato, validare l'efficacia e la sostenibilità tecnica delle pareti verdi in un contesto reale del Mediterraneo; dall'altro, contribuire allo sviluppo di un framework metodologico replicabile, in grado di guidare progettisti, amministrazioni pubbliche e *policy maker* nella scelta e gestione di soluzioni verdi verticali. Ciò risponde alla richiesta emergente, presente in letteratura, di considerare le pareti verdi non come elementi statici o estetici, ma come sistemi vivi, dinamici e stagionali, la cui valutazione deve superare i parametri tradizionali dell'involucro edilizio per incorporare criteri paesaggistici, ecosistemici, energetici e sociali (Perini & Rosasco, 2013; Raymond et al., 2017).

## 1.7 Obiettivi della tesi

Alla luce dello stato dell'arte accademico, dei quadri strategici internazionali e delle criticità specifiche dei contesti mediterranei, la presente tesi di dottorato si propone di contribuire al consolidamento di una base conoscitiva sperimentale per la valutazione delle pareti verdi in clima caldo-arido, con particolare riferimento al loro potenziale in termini di servizi ecosistemici, adattamento climatico e sostenibilità gestionale. L'obiettivo generale è quello di sviluppare, testare e valutare un prototipo sperimentale di parete verde urbana, progettato con criteri

ecologici e gestito attraverso tecnologie a basso impatto, al fine di generare evidenze replicabili e modelli operativi per la progettazione di soluzioni di verde verticale adattate alle specificità ambientali e socio-spaziali dell'area mediterranea.

In particolare, la ricerca si articola in quattro obiettivi scientifici principali:

**1. Analizzare e validare le performance ambientali, ecofisiologiche e agronomiche di una parete verde sperimentale in clima mediterraneo, con attenzione alle variazioni stagionali.** Questo obiettivo mira a misurare le prestazioni termoambientali della parete verde (riduzione delle temperature e umidità relativa). L'analisi sarà condotta tramite monitoraggi ad alta frequenza, sensoristica ambientale e rilievi fenotipici, per comprendere le dinamiche reali in un contesto mediterraneo, caratterizzato da forti escursioni termiche, siccità prolungata e radiazione intensa (Pérez et al., 2014; Perini & Magliocco, 2014).

**2. Quantificare l'impatto delle specie autoctone su microclima, biodiversità e comfort urbano, collegando misure in situ a indicatori di servizi ecosistemici.** Questo obiettivo intende valutare la capacità delle specie vegetali autoctone e spontanee di fornire servizi ecosistemici misurabili, come il raffrescamento evaporativo, la cattura di particolato, il supporto alla biodiversità urbana (impollinatori, insetti, licheni), e il contributo al comfort termo-percettivo per l'involucro edilizio. L'analisi sarà condotta attraverso un approccio eco-sistemico integrato, in cui i dati microclimatici, biologici ed ecologici saranno associati a indicatori di servizio tratti dalla letteratura (Haase et al., 2014; Raymond et al., 2017), con l'obiettivo di colmare il gap esistente tra sperimentazione tecnica e valutazione ambientale.

**3. Valutare i consumi idrici e la gestione dell'acqua, intesa come leva chiave di sostenibilità, anche in ottica di integrazione con raccolta, accumulo e riuso.** In contesti mediterranei, dove lo stress idrico è una condizione strutturale, il successo delle pareti verdi dipende dalla capacità di ottimizzare l'uso dell'acqua. Questo obiettivo prevede il monitoraggio e la modellazione dei flussi idrici (input, evapotraspirazione, perdite), la valutazione dei consumi giornalieri e stagionali, e l'analisi dei trade-off tra efficacia climatica e sostenibilità irrigua. Saranno inoltre esplorate strategie di integrazione con sistemi di raccolta e riuso delle acque grigie o meteoriche, secondo i principi della *Water-Sensitive Urban Design* (WSUD) (Razzaghmanesh & Beecham, 2014; Ascione et al., 2020).

**4. Proporre una metodologia replicabile per la progettazione e valutazione di pareti verdi verticali, trasferibile a contesti urbani vulnerabili e integrabile nelle politiche di rigenerazione e resilienza.** L'ultimo obiettivo è di natura metodologica e strategica: consolidare un framework valutativo replicabile, basato su indicatori scientifici, protocolli di monitoraggio e metriche di performance ambientale, sociale ed economica, che possa essere adottato da amministrazioni pubbliche, progettisti e stakeholder nei processi di rigenerazione urbana. Tale approccio sarà allineato ai principi della resilienza climatica urbana e dell'integrazione delle NbS nelle politiche territoriali (Kabisch et al., 2016; Frantzeskaki, 2019), offrendo strumenti concreti per

implementare pareti verdi in contesti fragili, come quartieri di edilizia residenziale pubblica o aree periferiche sottoutilizzate.

Nel loro insieme, questi obiettivi intendono contribuire al superamento della visione delle pareti verdi come elementi puramente decorativi o sperimentali, promuovendone invece una valutazione sistemica e contestualizzata in grado di integrare conoscenza tecnico-scientifica, innovazione progettuale e impatti reali sulle comunità urbane.

## 2 IL CONTESTO SPERIMENTALE: MATERA E LA MURGIA COME LABORATORIO URBANO

### 2.1 L'ambiente mediterraneo come sfida climatica e progettuale

Il clima mediterraneo, contraddistinto da estati calde e secche, inverni miti e precipitazioni concentrate in brevi periodi, rappresenta una delle condizioni ambientali più complesse per le città e i contesti urbani contemporanei nell'omonima area. I fenomeni di stress idrico, siccità prolungata, erosione del suolo e incremento delle temperature massime si sommano, nei centri abitati, agli effetti dell'urbanizzazione: impermeabilizzazione del suolo, riflessione termica delle superfici edificate, aumento dei consumi energetici per raffrescamento. Questo scenario è aggravato nei contesti del Mezzogiorno d'Italia, dove i tassi di vulnerabilità climatica e di fragilità urbana e socioeconomica si sovrappongono. In tale cornice, la sperimentazione di NbS e di sistemi di verde architettonico adattati alle condizioni pedoclimatiche locali assume un valore strategico non solo dal punto di vista ambientale, ma anche sociale, politico e paesaggistico. Il progetto descritto in questo lavoro si colloca nella città-laboratorio di Matera, precisamente nel quartiere "Arco", ovvero in un'area di espansione della città con varie e tipiche criticità contemporanee, in cui oggi il verde può orientare un modello di rigenerazione e innovazione.

### 2.2 Matera: patrimonio culturale e laboratorio per la transizione verde

Matera, sito UNESCO dal 1993 e Capitale Europea della Cultura nel 2019, si configura come un contesto urbano di straordinaria stratificazione storica, ma anche come una città media del Sud Italia con un tessuto residenziale periferico costruito sul finire del XX secolo in condizioni di scarsa qualità urbana. Proprio per questo, Matera può essere vista come un territorio-laboratorio ideale per testare nuovi modelli di progettazione ecosistemica, in grado di mettere in sinergia valorizzazione del paesaggio, innovazione ambientale e coesione sociale. La città è inoltre inserita all'interno del Parco della Murgia Materana, un'area di eccezionale valore naturalistico e biogeografico che ospita diversi habitat tutelati dalla Direttiva Habitat 92/43/CEE, tra cui:

- 62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneretalia villosae*);
- 6220 Percorsi substepnici di graminacee e piante annue dei *Thero-Brachypodietea*;
- 5210 Matorral arborescenti di *Juniperus spp*;
- 8210 Pareti rocciose calcaree con vegetazione casmofitica.

La presenza di queste comunità fitosociologiche e la vicinanza del quartiere sperimentale al SIC-ZPS IT9220055 "Gravine di Matera" conferiscono al progetto un alto valore strategico in termini di coerenza ecologica e conservazione della biodiversità. In questo quadro, il verde urbano assume un ruolo strutturale come dispositivo di mediazione e connessione tra città costruita e territorio, richiamando la visione di Marcello Fabbrì che, nella relazione del progetto PEEP di via

Gravina, definisce Matera come un centro urbano «nel quale il territorio si insinua fra i quartieri con una armonica osmosi fra città e campagna», concependo il nuovo quartiere come una soglia e un filtro tra spazio abitato e spazio coltivato. In tale prospettiva, Matera si configura come caso emblematico di integrazione tra patrimonio culturale, infrastrutture verdi e resilienza climatica. (Vadini et al., 2025; Fabbri, 1993)

### 2.3 Individuazione delle specie autoctone come base progettuale

La progettazione della parete verde sperimentale è stata preceduta da una fase di individuazione e selezione delle specie vegetali fondata su criteri ecologici e fitosociologici, con l'obiettivo di garantire coerenza bioclimatica, resilienza e ridotta richiesta manutentiva. In un contesto urbano mediterraneo caratterizzato da stress idrico stagionale, forte radiazione solare e limitato volume radicale, la scelta delle specie rappresenta infatti un elemento strutturale del progetto e non un aspetto accessorio.

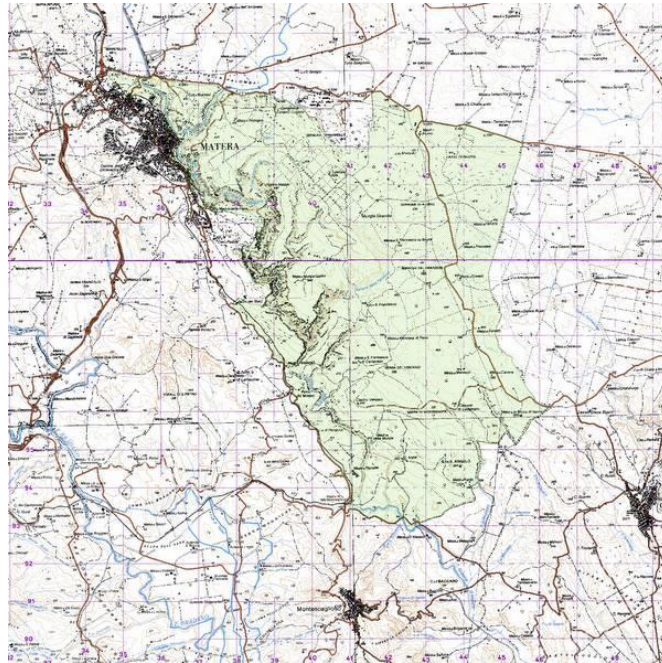


Fig. 1: Inquadramento territoriale del SIC "Gravine di Matera" (IT9220135) e del SIC-ZPS "Parco della Murgia Materana" (IT9220055) all'interno della Rete Natura 2000. (Fonte: elaborazione su dati regionali)

L'approccio adottato si discosta deliberatamente dall'uso di specie ornamentali esotiche ad alta intensità gestionale, privilegiando invece specie spontanee autoctone, selezionate come *proxy* funzionali delle comunità vegetali naturali dell'altopiano murgiano. Tale impostazione, già sperimentata in ambito di verde pensile e infrastrutture verdi mediterranee, consente di trasferire in sistemi verticali artificiali strategie adattative evolute in ambienti ecologicamente estremi, migliorando la stabilità del sistema nel medio-lungo periodo.

## 2.4 Habitat di riferimento e selezione floristica iniziale

Il bacino floristico di riferimento è stato individuato all'interno degli habitat di interesse comunitario presenti nel territorio materano, con particolare attenzione alle formazioni sub-steppiche afferenti agli habitat prioritari 62A0 e 6220 della Rete Natura 2000, localizzati nei SIC/ZPS "Gravine di Matera" e "Parco della Murgia Materana" (Fig. 1). Questi habitat sono caratterizzati da elevata radiazione solare, marcata stagionalità idrica, suoli poco profondi e forti pressioni selettive, condizioni analoghe a quelle che si riscontrano nei sistemi di verde verticale. A partire da sopralluoghi floristici, analisi della letteratura fitosociologica regionale e valutazioni di trasferibilità colturale, è stato definito un bacino sperimentale iniziale di 22 specie spontanee (Tab. 1), rappresentative delle principali forme biologiche di Raunkiaer (camefite, emicriptofite, geofite, nano-fanerofite e fanerofite). Questo insieme di specie è stato concepito come un sistema vegetale potenziale, in grado di riprodurre, in forma semplificata, la diversità funzionale delle comunità sub-steppiche mediterranee.

Tab. 1 Elenco delle 22 specie spontanee selezionate e relativa classificazione secondo le forme biologiche di Raunkiaer.

Forme biologiche	Specie
Chamaephytes	<i>Vinca major</i> L.
	<i>Vinca major f. variegata</i> (Loudon) P.D. Sell
	<i>Euphorbia myrsinites</i> L.
	<i>Euphorbia spinosa</i> L.
	<i>Teucrium polium</i> L.
	<i>Thymbra capitata</i> (L.) Cav.
	<i>Ruscus aculeatus</i> L.
	<i>Convolvulus cneorum</i> L.
	<i>Thymus serpyllum</i> L.
	<i>Helichrysum italicum</i> (Roth) G.Don
Hemicryptophytes	<i>Origanum vulgare</i> L.
	<i>Briza media</i> L.
Geophytes	<i>Asphodelus fistulosus</i> L.
	<i>Asphodeline lutea</i> Rchb.
	<i>Asphodelus ramosus</i> L.
Nanophanerophytes	<i>Capparis orientalis</i> Duhamel
	<i>Rosmarinus officinalis</i> L.
	<i>Rosa canina</i> L.
Phanerophytes	<i>Prunus spinosa</i> L.
	<i>Pistacia terebinthus</i> L.
	<i>Pistacia lentiscus</i> L.
	<i>Phillyrea angustifolia</i> L.

## 2.5 Allevamento vivaistico e pre-adattamento culturale

Le specie selezionate sono state avviate a una fase di allevamento vivaistico finalizzata all'uniformazione delle condizioni fisiologiche e alla verifica della loro adattabilità a substrati e volumi radicali compatibili con i sistemi di verde verticale. Le piante utilizzate sono state prodotte da un vivaista specializzato in specie mediterranee, seguendo un ciclo di coltivazione basato

sull'impiego di giovani esemplari ottenuti per radicazione da talea e successivo allevamento in vaso, con due trapianti e collocazione finale in contenitore di diametro 17 cm (Fig. 2, Fig. 3, Fig. 4, Fig. 5, Fig. 6 e Fig. 7). Il materiale vegetale impiegato è quindi da intendersi come materiale vivaistico riferibile a specie autoctone e mediterranee selezionate in coerenza con il contesto floristico e pedoclimatico dell'area di intervento. La selezione delle specie è stata impostata secondo un approccio fitosociologico, finalizzato a ricreare un ambiente vegetale tipico, coerente con la flora locale, capace di perpetuarsi nel tempo e di sopportare le avversità climatiche del contesto di riferimento (Vadini et al., 2025). I criteri di selezione esplicitati riguardano quindi la coerenza floristica, l'adattabilità a substrati poveri e ambienti termo-xerici, la resilienza della composizione vegetale, il basso fabbisogno idrico e la riduzione degli input necessari sia in fase vivaistica sia nella manutenzione in situ (Vadini et al., 2025). La radicazione è avvenuta su un substrato tradizionale costituito da torba bionda e nera, pomice e concime organico-minerale, con pH compreso tra 5,5 e 6,5. Al momento dell'installazione delle piante nelle tasche di radicazione, è stata effettuata la distribuzione di compresse a lenta cessione da 7,5 g (Osmocote Exact Tablet, 14N-8P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>-11K<sub>2</sub>O), inserendone una per ciascuna pianta direttamente nella tasca.



Fig. 2 Dettaglio dei vasi di mirto comune nano utilizzati per la realizzazione della composizione vegetale.



Fig. 3 Dettaglio dei vasi di *Teucrium* impiegati nella realizzazione della parete verde sperimentale.



Fig. 4 Dettaglio dei vasi di *Asphodelus fistulosus L.* impiegati nella realizzazione della parete verde sperimentale.



Fig. 5 Dettaglio dei vasi di *Phlomis* impiegati nella realizzazione della parete verde sperimentale.



Fig. 6 *Euphorbia characias L.* in vaso pronta per l'installazione nella parete verde sperimentale.



Fig. 7 Dettaglio dei vasi di trifoglio legnoso (*Lotus dorycnium* L.) impiegati nella realizzazione della parete verde sperimentale.

## 2.6 Valutazione fenomica e principali risultati applicativi

La selezione finale delle specie è stata supportata da una sperimentazione fenomica condotta in ambiente controllato mediante piattaforma automatizzata di *high-throughput phenotyping* (Fig. 8). Nel progetto URGES, l'analisi fenotipica è stata condotta presso il Centro Ricerche Metapontum Agrobios (CRMA) dell'ALSIA mediante piattaforma Scanalyzer 3D (LemnaTec GmbH), basata sull'acquisizione e sull'analisi non distruttiva di immagini digitali nello spettro visibile (RGB) e nel vicino infrarosso (NIR). Tale approccio ha permesso di confrontare in modo oggettivo le risposte delle diverse specie a condizioni di stress idrico programmato, focalizzandosi su parametri morfologici e fisiologici rilevanti per l'impiego in pareti verdi. La sperimentazione ha riguardato 22 specie appartenenti alla flora murgiana, allevate in vaso e sottoposte a tre condizioni sperimentali: controllo ben irrigato, stress idrico mediante sospensione dell'irrigazione e stress idrico con micorrize. Ogni specie è stata replicata cinque volte per ciascun trattamento. Le immagini digitali acquisite sono state successivamente elaborate tramite tecniche di segmentazione e analisi d'immagine per isolare la pianta dallo sfondo e misurare i parametri morfometrici e colorimetrici di interesse (Vadini et al., 2025).



Fig. 8 Piattaforma Scanalyzer 3D (LemnaTec GmbH) utilizzata per il *phenotyping* automatico presso il CRMA ALSIA.

Nel trattamento di controllo, le piante sono state irrigate per tutto il periodo di valutazione con due turnazioni giornaliere, alle ore 9:00 e alle ore 18:00, somministrando 500 mL di acqua per vaso a ogni ciclo. Per l'induzione dello stress idrico è stata calcolata la Capacità Idrica di Campo (CIC) del substrato nei vasi, ciascuno bilanciato in peso con una miscela ottimizzata; a partire dalla fase iniziale sono state inoltre registrate le informazioni termopluviometriche presso la postazione sperimentale ALSIA, includendo temperatura, umidità e radiazione solare (Vadini et al., 2025). Le piante sono state sottoposte a due cicli di stress idrico. Il protocollo di monitoraggio ha previsto dodici letture complessive, di cui cinque al 100% della CIC e sette in condizioni di stress idrico. I risultati hanno evidenziato una marcata differenziazione interspecifica. I parametri monitorati hanno incluso l'area proiettata della pianta (*Projected Shoot Area, PSA*), calcolata come somma dell'area proiettata della silhouette da tre visioni ortogonali, due laterali e una dall'alto; l'altezza della pianta, convertita da pixel a unità metriche a partire dalla sommità del vaso/base della pianta; e l'indice di senescenza, calcolato come rapporto tra pixel clorotici e necrotici e pixel totali della pianta. Tali parametri hanno consentito di valutare crescita, stabilità morfologica, copertura vegetale e deterioramento fisiologico delle specie in relazione all'impiego in pareti verticali (Vadini et al., 2025). In particolare, alcune specie hanno mostrato:

- elevata stabilità dell'area fogliare anche in condizioni di stress idrico;
- limitata insorgenza di senescenza e buona capacità di recupero post-stress;
- architettura vegetale compatta e stabile, idonea a garantire continuità della *canopy* nel tempo.

In particolare, dall'analisi dei dati morfometrici e colorimetrici è emerso che *Capparis spinosa L.* e *Ruscus L.* hanno mostrato una notevole capacità di adattamento allo stress idrico, con un

andamento della crescita migliorato in condizioni di deficit idrico rispetto a quelle di irrigazione ottimale. Altre specie, come *Asphodelus lutea* e *Convolvulus cneorum*, hanno mostrato una maggiore stabilità fenotipica in risposta ai diversi trattamenti applicati. Relativamente all'impiego delle micorrize, non sono emerse risposte particolarmente significative nelle condizioni sperimentali considerate (Vadini et al., 2025). Sulla base di questi esiti, il bacino iniziale di 22 specie è stato progressivamente ridotto fino a un insieme finale di 9 specie, selezionate per garantire elevata copertura vegetale, diversificazione fenologica e ridotta richiesta manutentiva. Le specie sono state quindi organizzate in fasce funzionali (basale, intermedia e sommitale) in funzione del portamento, della resilienza ecofisiologica e del ruolo ecosistemico.

### 2.6.1 Approccio metodologico e utilizzo dei GIS per l'analisi del verde urbano per la città Matera

L'analisi del sistema del verde urbano della città di Matera è stata condotta attraverso un approccio integrato basato sull'utilizzo di Sistemi Informativi Geografici (GIS), strumenti ormai consolidati nella ricerca urbanistica e territoriale per la gestione e l'analisi di dati spaziali complessi (Batty, 2013). L'obiettivo principale della metodologia adottata è stato quello di ricostruire un quadro conoscitivo solido e multilivello del verde urbano e periurbano, sia in termini quantitativi che qualitativi. La prima fase del lavoro ha previsto la raccolta e l'analisi critica di dati cartografici e metadati provenienti da fonti istituzionali regionali e comunali, tra cui la Carta Tecnica Regionale, il Database Geotopografico, il Piano Paesaggistico Regionale e il Piano del Verde comunale. Tali informazioni sono state integrate con dati censuari ISTAT relativi alla popolazione residente e alla struttura urbana, al fine di consentire un'analisi comparativa tra superfici verdi, densità abitativa ed estensione territoriale. L'elaborazione dei dati è avvenuta mediante il software QGIS, attraverso il caricamento e la selezione di *layer* informativi relativi al costruito, alle infrastrutture, alla morfologia, all'idrografia e agli spazi aperti. Questo approccio ha permesso di restituire una rappresentazione complessa del sistema urbano materano, evidenziando le relazioni spaziali tra verde e tessuto edificato e supportando l'individuazione di aree critiche e potenziali ambiti di intervento. Il riferimento principale per la struttura geometrica e topografica del territorio è costituito dalla Carta Tecnica Regionale (CTR) digitalizzata della Regione Basilicata, limitatamente all'ambito comunale di Matera, acquisita tramite il Geoportale RSDI Basilicata. Tale base cartografica ha consentito di disporre di un supporto metrico affidabile per le successive elaborazioni GIS. A integrazione della CTR, è stato utilizzato il Database Geotopografico (DBGT) del Comune di Matera, anch'esso reperito dal medesimo geoportale regionale, che ha fornito un livello informativo più dettagliato in relazione agli elementi del tessuto urbano, alle infrastrutture e agli spazi aperti. La componente pianificatoria e normativa è stata approfondita attraverso l'analisi dei metadati del Piano Paesaggistico Regionale (PPR) della Basilicata, utili a inquadrare il sistema del verde urbano all'interno delle tutele e degli indirizzi paesaggistici sovraordinati. Un ulteriore contributo conoscitivo è derivato dai metadati ISTAT relativi alle sezioni di censimento 2011 e 2021, impiegati per associare alle unità spaziali informazioni di tipo demografico e socio-territoriale, consentendo una lettura integrata tra struttura urbana, popolazione e dotazione di spazi verdi. In ambito comunale, sono stati analizzati i metadati del Piano del Verde del Comune di Matera, unitamente alle tabelle in formato PDF e

alla relazione tecnica del Piano, con particolare riferimento agli aspetti di gestione, manutenzione e classificazione del verde pubblico. Il quadro normativo locale è stato completato mediante l'esame del Regolamento per la tutela del verde urbano del Comune di Matera, che ha fornito criteri interpretativi utili alla definizione delle tipologie di verde e delle relative funzioni. A questi materiali si sono aggiunti documenti storici e tabelle di carattere architettonico, urbanistico e paesaggistico, riferiti ai quartieri e ai borghi della città, fondamentali per comprendere l'evoluzione morfologica e funzionale degli spazi verdi nel tempo. Infine, la base documentale è stata arricchita da studi scientifici, analisi progettuali e tesi di laurea e dottorato, con relative Unità di Ricerca (UdR), nonché dalla documentazione scientifica e progettuale prodotta nell'ambito del progetto URGES – Urban Green Shapes, confluita nel volume URGES. Urban Green Shapes. Qualità, efficienza e benessere urbano (Vadini et al., 2025), che ha costituito un riferimento diretto per l'impostazione metodologica della ricerca.

### **2.6.2 Analisi quantitativa e classificazione del verde urbano a Matera**

Le fasi di elaborazione dei dati hanno condotto alla produzione di un insieme strutturato di output cartografici e numerici, finalizzati alla descrizione, classificazione e interpretazione del sistema del verde urbano. Le analisi quantitative sono state condotte a partire dagli attributi associati agli shapefile, opportunamente selezionati e normalizzati, consentendo l'elaborazione di tabelle di sintesi per ciascuna tipologia di verde urbano individuata. Il trattamento dei dati ha previsto operazioni di interrogazione spaziale, aggregazione e confronto tra layer differenti, con l'obiettivo di restituire indicatori utili alla lettura delle dotazioni di verde in relazione alla struttura urbana, alle aree residenziali e ad altri siti di interesse per la ricerca. L'integrazione tra dati cartografici e informazioni alfanumeriche ha permesso di sviluppare analisi coerenti con gli obiettivi della ricerca, garantendo al contempo la replicabilità della procedura. Dal punto di vista operativo, il lavoro si è articolato in una sequenza di fasi strutturate. In primo luogo, è stato effettuato il caricamento dei dati cartografici e dei relativi metadati in ambiente GIS, verificandone la coerenza geometrica, il sistema di riferimento e il livello di dettaglio. Successivamente, si è proceduto alla selezione dei pacchetti informativi maggiormente coerenti con l'analisi, escludendo i layer non pertinenti e privilegiando quelli utili alla lettura del verde urbano. Il sistema GIS è stato quindi implementato attraverso la creazione di layer tematici specifici, dedicati alle diverse tipologie di verde, alle aree urbane consolidate e agli spazi aperti. A questa fase ha fatto seguito la definizione delle caratteristiche grafiche (simboli, colori, scale) per la restituzione cartografica, al fine di garantire chiarezza interpretativa e coerenza visiva tra le diverse mappe prodotte. Sono state quindi realizzate le prime mappe territoriali e urbane utilizzate come strumenti di analisi preliminare. Un passaggio centrale della procedura ha riguardato la delimitazione delle aree di studio, individuate nei quartieri "Arco" (1993-2012) e "Spine Bianche" (1954-1964), selezionati come siti pilota per le successive analisi di dettaglio. Per tali ambiti, è stata condotta una definizione puntuale delle legende e delle tassonomie del verde urbano, coerente con i riferimenti normativi e pianificatori analizzati. Questo ha consentito la produzione di mappe analitico-interpretative (Fig. 9 e Fig. 10) a scale differenziate (1:15.000 per l'inquadramento urbano e 1:2.000 per l'analisi di dettaglio), affiancate dalla redazione di tabelle di sintesi relative alle diverse tipologie di verde urbano, utili per il confronto quantitativo e per un supporto alle potenziali fasi

progettuali successive (attività sviluppata dal gruppo di ricerca all'interno dell'azione 2 del PP 4.3.1 del progetto TECH4YOU).

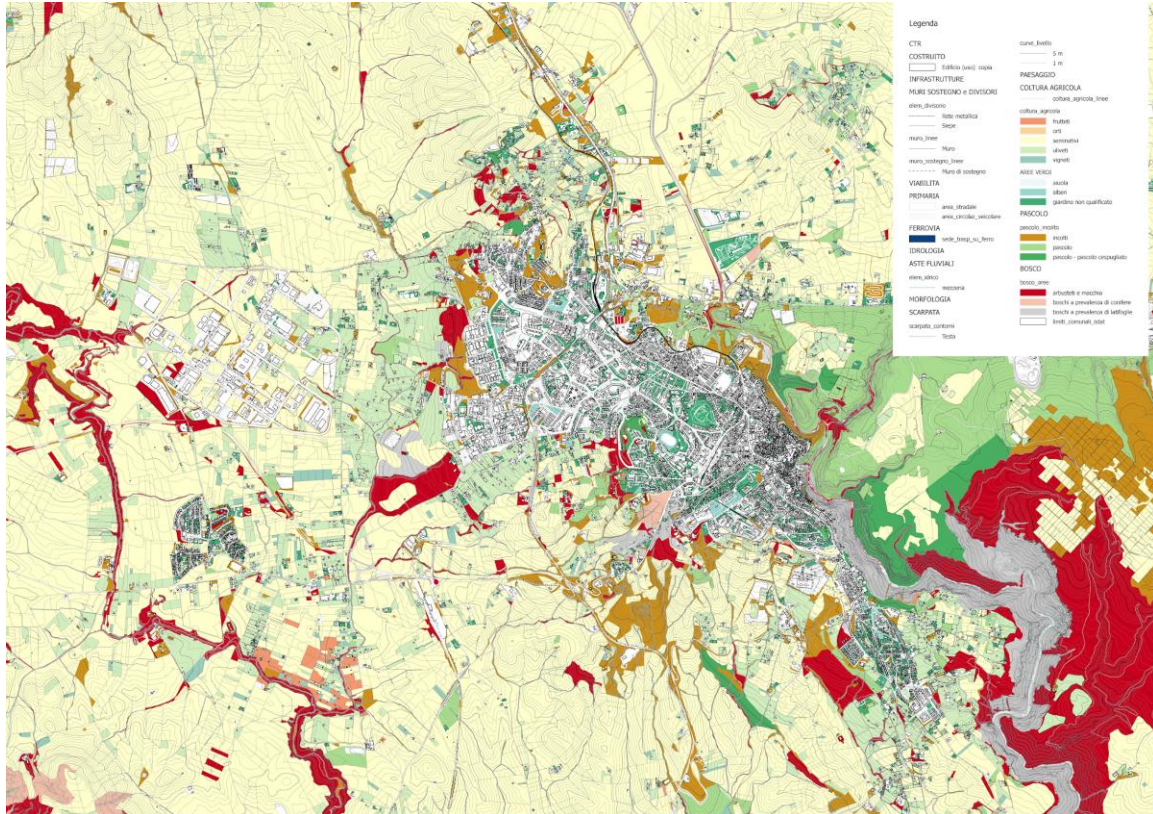


Fig. 9 Cartografia di inquadramento territoriale e paesaggistico del Comune di Matera (scala 1:15.000) - lavoro prodotto in collaborazione con il Prof. Ettore Vadini e l'Arch. Donato Teodosio Mazzolla nell'ambito del progetto TECH4YOU – PP 4.3.1 – Azione 2.

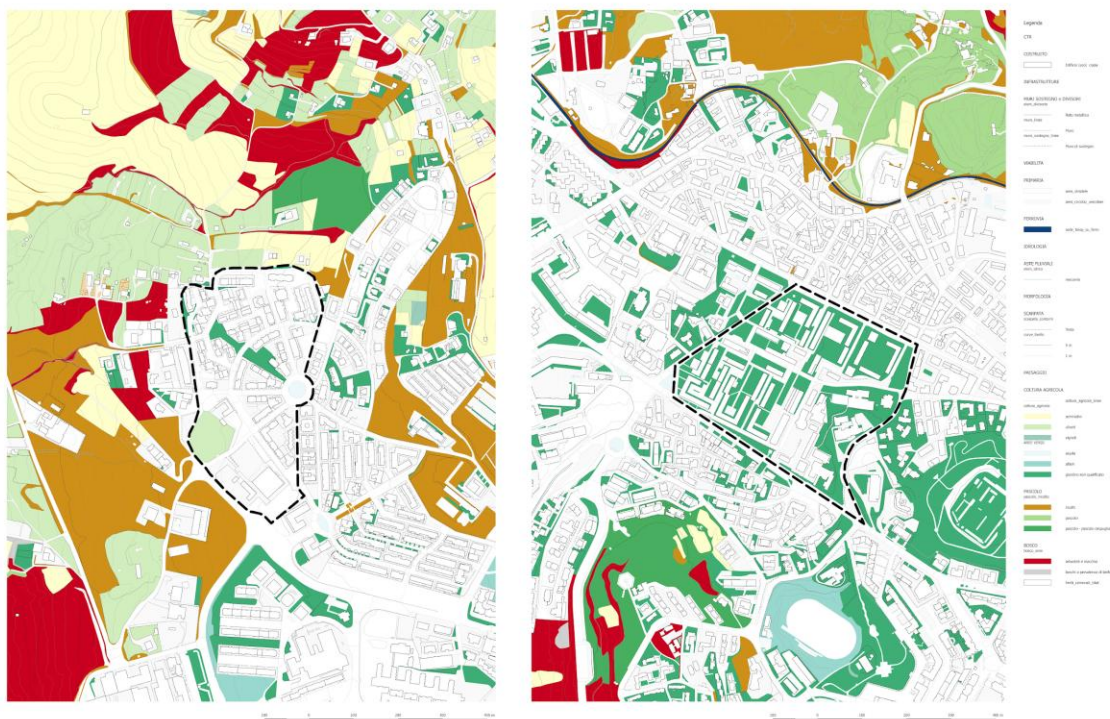


Fig. 10 Analisi del sistema del verde urbano nei quartieri “Arco” ( a sinistra )e “Spine Bianche” (scala 1:2.000) - lavoro prodotto in collaborazione con il Prof. Ettore Vadini e l’Arch. Donato Teodosio Mazzolla nell’ambito del progetto TECH4YOU – PP 4.3.1 – Azione 2.

La mappa in scala 1:15.000 svolge una funzione di inquadramento territoriale e paesaggistico, consentendo una lettura sinottica del sistema urbano di Matera in relazione alle componenti morfologiche, agricole e naturali che ne definiscono il contesto. La sovrapposizione della CTR con i tematismi del paesaggio, dell’uso del suolo e del verde evidenzia con chiarezza la forte interdipendenza tra struttura urbana e assetto geomorfologico, in particolare lungo i margini vallivi e nelle aree di scarpata. Dal punto di vista critico, emerge come il tessuto urbano consolidato risulti nettamente delimitato da un mosaico di usi del suolo prevalentemente agricoli e naturali, caratterizzati da colture estensive, pascoli e aree boscate. Questa configurazione rafforza il ruolo del verde periurbano come infrastruttura ecologica di scala territoriale, ma allo stesso tempo mette in luce una discontinuità funzionale tra verde urbano e verde extraurbano. In tale scala, infatti, il verde urbano appare spesso frammentato e subordinato alla maglia edilizia, più che strutturato come sistema continuo. In questo senso, la carta 1:15.000 va interpretata come uno strumento di contestualizzazione strategica, utile a collocare i siti pilota all’interno di un quadro paesaggistico più ampio, ma non sufficiente, da sola, a supportare valutazioni operative o progettuali.

La mappa in scala 1:2.000, relativa ai quartieri “Arco” e “Spine Bianche”, consente invece una lettura approfondita e puntuale del sistema del verde urbano, mettendo in evidenza la relazione diretta tra spazi edificati, spazi aperti e tipologie di verde. A questa scala, il verde non è più percepito come semplice sfondo territoriale, ma come elemento strutturante del disegno urbano,

secondo un approccio tipico dei progetti urbani italiani degli anni Cinquanta e Sessanta, maggiormente attenti alla qualità architettonica, urbana e paesaggistica. Se nel quartiere Spine Bianche tale integrazione tra spazi verdi e maglia residenziale risulta ancora leggibile, nel progetto originario per il quartiere PEEP di via Gravina, Marcello Fabbri aveva analogamente concepito il verde come dispositivo di mediazione e di “osmosi fra città e campagna” (Fabbri, 1993). Le successive varianti progettuali, finalizzate all’incremento delle volumetrie e del consumo di suolo, hanno tuttavia compromesso in modo significativo questa impostazione, con effetti negativi sulla qualità urbana e paesaggistica complessiva, come evidenziato anche dalla rilettura critica proposta dal progetto URGES (Vadini et al., 2025).

Dal punto di vista critico, la cartografia evidenzia una marcata differenza morfologica e funzionale tra i due ambiti di studio. Nel quartiere Arco, il verde appare più frammentato e residuale, spesso collocato lungo margini infrastrutturali, con una funzione prevalentemente decorativa o di mitigazione visiva. Al contrario, in Spine Bianche il verde assume una dimensione più sistemica, configurandosi come rete di spazi semi-pubblici e pubblici, potenzialmente in grado di fornire servizi ecosistemici più rilevanti. La scala di dettaglio consente inoltre di apprezzare la qualità spaziale e la distribuzione del verde, mettendo in luce criticità quali la discontinuità delle connessioni verdi, la scarsa dotazione di alberature in alcuni comparti e la presenza di ampie superfici impermeabili. Allo stesso tempo, essa offre una base solida per la definizione di interventi mirati, come l’inserimento di *NbS* e sistemi di verde verticale, che possono essere calibrati in funzione delle specifiche condizioni morfologiche e insediative. L’elaborazione numerica dei dati GIS ha consentito l’elaborazione di tabelle di sintesi relative alle diverse tipologie di verde urbano presenti nel territorio comunale di Matera. I risultati sono stati messi in relazione con tre variabili chiave: popolazione residente (59.624 abitanti), estensione comunale complessiva (39.208 ha) ed estensione dell’area urbana e periurbana (1.029 ha). Questo ha permesso di valutare il rapporto tra superfici verdi e abitanti e di analizzare la distribuzione spaziale del verde all’interno del tessuto urbano.

Tab. 2 Distribuzione delle alberature urbane per tipologia di spazio e indicatori di densità.

Tipologia di verde	Luogo	Num. di esemplari	Alberature per km <sup>2</sup> per superficie comunale	Alberature per km <sup>2</sup> per area urbana	Alberature ogni 100 abitanti
Alberatura	Non specificato	252	0,64	24,48	0,42
Alberatura	Aiuola	2.952	7,53	286,77	4,95
Alberatura	Aiuola con isola spartitraffico	198	0,50	19,23	0,33
Alberatura	Aiuola lungo la strada	201	0,51	19,53	0,34
Alberatura	Area sportiva	54	0,14	5,25	0,09
Alberatura	Cimitero	653	1,67	63,44	1,10
Alberatura	Giardino	770	1,96	74,80	1,29
Alberatura	Area di parcheggio	349	0,89	33,90	0,59
Alberatura	Area del parco	1.757	4,48	170,68	2,95
Alberatura	Piazza	42	0,11	4,08	0,07
Alberatura	zona scolastica	629	1,60	61,10	1,05
Alberatura	Area stradale	3.464	8,83	336,51	5,81
<b>Total</b>		<b>11.321</b>	<b>28,87</b>	<b>1.099,77</b>	<b>18,99</b>

Le alberature (Tab. 2) rappresentano la componente quantitativamente più rilevante del verde urbano, con un totale di 11.321 esemplari censiti. La loro distribuzione evidenzia una netta

concentrazione lungo le aree stradali e nelle aiuole, che insieme costituiscono oltre la metà del patrimonio arboreo complessivo. In particolare, le aree stradali ospitano 3.464 alberi, corrispondenti a 8,83 alberature/km<sup>2</sup> sulla superficie comunale e 336,51 alberature/km<sup>2</sup> sull'area urbana, confermando il ruolo dell'alberatura stradale come principale infrastruttura verde della città. Anche le aiuole presentano valori elevati (2.952 esemplari), con una densità pari a 7,53 alberature/km<sup>2</sup>. Dal punto di vista della dotazione per abitante, il valore complessivo di 18,99 alberi ogni 100 abitanti indica una presenza significativa di verde arboreo; tuttavia, la forte incidenza delle alberature lineari suggerisce una funzione prevalentemente ambientale e mitigativa (ombreggiamento, qualità dell'aria, mitigazione climatica), piuttosto che ricreativa. Le alberature risultano invece marginali in piazze, aree sportive e spazi a forte fruizione sociale, evidenziando una criticità in termini di comfort urbano e qualità dello spazio pubblico.

Tab. 3 Distribuzione degli arbusti nel verde urbano e densità per superficie e popolazione.

Tipologia di verde	Luogo	Num. di esemplari	Arbusti per km <sup>2</sup> per superficie comunale	Arbusti per km <sup>2</sup> per area urbana	Alberi ogni 100 abitanti
Arbusto	Non specificato	131	0,33	12,73	0,22
Arbusto	Aiuola	481	1,23	46,73	0,81
Arbusto	Aiuola con isola spartitraffico	45	0,11	4,37	0,08
Arbusto	Aiuola lungo la strada	64	0,16	6,22	0,11
Arbusto	Cimitero	283	0,72	27,49	0,47
Arbusto	Giardino	83	0,21	8,06	0,14
Arbusto	Area del parco	460	1,17	44,69	0,77
Arbusto	Piazza	8	0,02	0,78	0,01
Arbusto	zona scolastica	118	0,30	11,46	0,20
Arbusto	Area stradale	23	0,06	2,23	0,04
<b>Total</b>		<b>1.696</b>	<b>4,33</b>	<b>164,76</b>	<b>2,84</b>

Gli arbusti (Tab. 3) costituiscono una componente secondaria del verde urbano, con 1.696 esemplari complessivi. La loro presenza è concentrata principalmente in aiuole, aree di parco e cimiteri, mentre risulta quasi assente negli spazi di relazione urbana come le piazze. La densità totale di 4,33 arbusti/km<sup>2</sup> sulla superficie comunale e 164,76 arbusti/km<sup>2</sup> sull'area urbana evidenzia una distribuzione discontinua e frammentata. Il valore di 2,84 arbusti ogni 100 abitanti conferma un utilizzo limitato di questa tipologia vegetazionale, nonostante il suo potenziale ruolo nella biodiversità urbana e nella strutturazione ecologica degli spazi verdi. L'uso degli arbusti appare quindi subordinato alle alberature e scarsamente integrato in una strategia di progettazione multilivello del verde.

Tab. 4 Superficie e incidenza delle aree verdi complesse sul territorio urbano.

Tipologia di verde	Luogo	Num. di esemplari	Superficie (m <sup>2</sup> )	% di aree verdi complesse per superficie comunale	% di aree verdi complesse per area urbana	Aree verdi complesse ogni 100 abitanti
Area verde complessa	Non specificato	3	23.686,88	0,006%	0,23%	39,73
Area verde complessa	Aiuola	5	3.629,94	0,001%	0,04%	6,09
Area verde complessa	Aiuola con isola spartitraffico	4	4.681,52	0,001%	0,05%	7,85
Area verde complessa	Cimitero	9	114.049,40	0,029%	1,11%	191,28
Area verde complessa	Giardino	5	21.087,67	0,005%	0,20%	35,37
Area verde complessa	Area del parco	2	921,25	0,000%	0,01%	1,55
Area verde complessa	zona scolastica	4	74.514,04	0,019%	0,72%	124,97
<b>Total</b>		<b>32</b>	<b>242.570,69</b>	<b>0,06%</b>	<b>2,36%</b>	<b>406,83</b>

Le aree verdi (Tab. 4) complesse rappresentano la tipologia meno numerosa (32 aree), ma svolgono un ruolo centrale in termini di estensione superficiale, con una superficie complessiva di 242.570,69 m<sup>2</sup>. Nonostante ciò, la loro incidenza sulla superficie comunale è estremamente contenuta (0,06%), mentre raggiunge il 2,36% dell'area urbana, indicando una forte concentrazione in specifici contesti. In particolare, i cimiteri e le zone scolastiche risultano le categorie con maggiore estensione, rispettivamente 114.049,40 m<sup>2</sup> e 74.514,04 m<sup>2</sup>. Il valore di 406,83 m<sup>2</sup> di aree verdi complesse ogni 100 abitanti suggerisce che la disponibilità di verde strutturato è legata a funzioni specifiche e non a una rete diffusa di parchi urbani accessibili, limitando così l'effettiva fruibilità quotidiana.

Tab. 5 Incidenza delle siepi nel sistema del verde urbano.

Tipologia di verde	Luogo	Num. di esemplari	Superficie (m <sup>2</sup> )	% di siepi per superficie comunale	% di siepi per superficie comunale	Siepi ogni 100 abitanti
Siepe	Non specificato	11	836,18	0,0002%	0,01%	1,40
Siepe	Aiuola	8	731,55	0,0002%	0,01%	1,23
Siepe	Aiuola con isola spartitraffico	4	871,74	0,0002%	0,01%	1,46
Siepe	Cimitero	25	486,40	0,0001%	0,00%	0,82
Siepe	Giardino	7	1.076,48	0,0003%	0,01%	1,81
Siepe	Area del parco	58	4.570,80	0,0012%	0,04%	7,67
Siepe	zona scolastica	8	225,90	0,0001%	0,00%	0,38
<b>Total</b>		<b>121</b>	<b>8.799,06</b>	<b>0,0022%</b>	<b>0,09%</b>	<b>14,76</b>

Le siepi (Tab. 5) costituiscono una componente residuale del verde urbano, con 121 elementi e una superficie complessiva pari a 8.799,06 m<sup>2</sup>. La loro incidenza percentuale sulla superficie comunale è trascurabile (0,0022%), così come sulla superficie urbana (0,09%). La maggiore concentrazione si registra nelle aree di parco, che ospitano oltre il 50% della superficie complessiva delle siepi. Il valore di 14,76 siepi ogni 100 abitanti evidenzia una presenza limitata e poco strutturata, suggerendo un utilizzo prevalentemente ornamentale piuttosto che funzionale alla delimitazione spaziale o ecologica

Tab. 6 Distribuzione e peso dei tappeti erbosi nel verde urbano.

Tipologia di verde	Luogo	Num. di esemplari	Superficie (m <sup>2</sup> )	% di tappeti erbosi per superficie comunale	% di tappeti erbosi per superficie comunale	Tappeti erbosi ogni 100 abitanti
Tappeto erboso	Non specificato	1247	933.893,82	0,24%	9,07%	1.566,31
Tappeto erboso	Aiuola	3	85,33	0,00%	0,00%	0,14
Tappeto erboso	uola con isola spartitraffico	4	198,25	0,00%	0,00%	0,33
Tappeto erboso	Giardino	2	3.094,00	0,00%	0,03%	5,19
Tappeto erboso	Area del parco	94	200.650,93	0,05%	1,95%	336,53
Tappeto erboso	Piazza	2	864,87	0,00%	0,01%	1,45
Tappeto erboso	zona scolastica	29	18.861,41	0,00%	0,18%	31,63
Tappeto erboso	Area stradale	2	3.230,80	0,00%	0,03%	5,42
<b>Total</b>		<b>1.383</b>	<b>1.160.879,40</b>	<b>0,30%</b>	<b>11,28%</b>	<b>1.947,00</b>

I tappeti erbosi (Tab. 6) rappresentano la tipologia con la maggiore estensione superficiale, pari a 1.160.879,40 m<sup>2</sup>, corrispondenti allo 0,30% della superficie comunale e all'11,28% della superficie urbana. La quasi totalità di questa superficie è concentrata in aree non specificate e nei parchi urbani, che da soli coprono oltre 200.000 m<sup>2</sup>. Il valore estremamente elevato di 1.947 m<sup>2</sup> di tappeti erbosi ogni 100 abitanti indica una forte incidenza quantitativa, ma non necessariamente una distribuzione equa o accessibile. Questa concentrazione suggerisce un modello di verde

prevalentemente estensivo, caratterizzato da grandi superfici erbose poco articolate, con limitata integrazione di elementi arborei e arbustivi.

Nel complesso, i risultati evidenziano un sistema di verde urbano:

- dominato da alberature lineari lungo le infrastrutture viarie;
- caratterizzato da una scarsa incidenza percentuale di aree verdi complesse;
- con un'elevata presenza di tappeti erbosi concentrati in pochi ambiti;
- limitatamente orientato alla fruizione sociale diffusa.

Questa configurazione suggerisce la necessità di una pianificazione orientata non solo all'incremento quantitativo del verde, ma soprattutto alla sua qualità spaziale, accessibilità e integrazione ecologica, in linea con i principi della città sostenibile e resiliente. L'analisi ha evidenziato una significativa eterogeneità nella distribuzione del verde urbano, con una compresenza di aree verdi strutturate, spazi aperti residuali, superfici agricole periurbane e aree naturali di elevato valore paesaggistico. Tale frammentazione risulta tipica dei contesti urbani mediterranei e richiede strategie di pianificazione orientate alla continuità ecologica e funzionale del verde (Kabisch et al., 2016).

## 2.7 Il sito sperimentale: il quartiere ERP "Arco"

Lo studio di ricerca è stato localizzato nel quartiere "Arco", un'area urbana caratterizzata da alta densità abitativa e da una significativa presenza di edilizia residenziale pubblica, sviluppata prevalentemente tra la fine degli anni Ottanta e i primi anni Novanta, nell'ambito delle espansioni previste dalla Variante al PRG del 1973. Il quartiere rappresenta uno degli esiti più recenti della lunga stagione della "città pubblica" materana, segnata da una progressiva perdita di qualità urbana e architettonica rispetto alle esperienze più mature della seconda metà del Novecento. Gli edifici si presentano con volumi semplici e ripetitivi, superfici minerali estese, scarsa articolazione degli spazi aperti e una generale carenza di verde qualificato, riflettendo un approccio prevalentemente quantitativo alla risposta al fabbisogno abitativo. Il complesso edilizio selezionato, e in particolare l'edificio oggetto di intervento, è un fabbricato di edilizia residenziale pubblica gestito dall'ATER (Azienda Territoriale per l'Edilizia Residenziale) e ospita prevalentemente nuclei familiari a basso reddito, anziani e giovani coppie. Dal punto di vista costruttivo ed energetico, l'edificio presenta caratteristiche ricorrenti nell'ERP più recente di Matera: ridotta qualità dell'involucro, scarsa coibentazione, elevati consumi energetici e condizioni di comfort indoor spesso inadeguate. Tali criticità rendono il fabbricato particolarmente idoneo alla sperimentazione di interventi di *retrofit* ambientale e tecnologico. La scelta di questo contesto non è casuale. Il quartiere L'Arco è stato individuato come ambito prioritario di intervento all'interno del PAESC (Piano d'Azione per l'Energia Sostenibile e il Clima) del Comune di Matera e rientra tra le aree potenzialmente candidabili ai finanziamenti del PNRR (Missione 2 – Rivoluzione Verde e Transizione Ecologica). In questo quadro, la realizzazione di una parete verde a ciclo chiuso su uno degli edifici ATER assume il ruolo di azione pilota di mitigazione climatica e rigenerazione ambientale, con potenzialità di replicabilità su scala di edificio e di quartiere (Vadini et al., 2025).

### 2.7.1 Verde urbano e strategie di rigenerazione nei siti pilota

A partire dai risultati delle analisi preliminari, la ricerca sviluppa una riflessione sulle potenzialità del verde come strumento di rigenerazione urbana nei quartieri pilota di “Arco” e “Spine Bianche”. In questi contesti, il verde viene interpretato non come elemento residuale, ma come dispositivo progettuale capace di attivare processi di riequilibrio ecologico, miglioramento della qualità dello spazio pubblico e rafforzamento delle relazioni sociali. L’integrazione della biodiversità nel tessuto urbano e la creazione di corridoi ecologici multifunzionali rappresentano strategie centrali per aumentare la resilienza urbana e migliorare il benessere degli abitanti (Ahern, 2011). Le ipotesi progettuali preliminari sviluppate nell’ambito della ricerca mirano a coniugare funzioni ecologico-ambientali, architettonico-paesaggistiche e socio-psicologiche, configurando il verde come infrastruttura portante dei processi di rigenerazione urbana sostenibile.

### 2.8 Il prototipo di parete verde ecosistemica

L’intervento pilota sviluppato nell’ambito del progetto URGES si configura come l’esito di una sperimentazione di ricerca articolata e progressiva, finalizzata alla progettazione e realizzazione di un prototipo di infrastruttura verde urbana, inteso come dimostratore scientifico di “green shapes” verticali e orizzontali (Vadini et al., 2025). Nella fase iniziale di studio, la soluzione progettuale prevedeva l’interessamento dell’intera parete est della palazzina pilota, immaginata come una grande superficie continua di verde verticale, capace di agire in modo diffuso sul comportamento microclimatico dell’edificio e sul rapporto tra architettura, ambiente e abitanti. Per esigenze di natura amministrativa, tecnica e sperimentale, il progetto è stato successivamente declinato in più soluzioni prototipali, dando luogo a differenti livelli di approfondimento progettuale e a una progressiva riduzione controllata della superficie installata. In tale processo, la scelta di realizzare un prototipo di 16 m<sup>2</sup> non ha rappresentato una semplificazione casuale, bensì una selezione mirata e scientificamente fondata. La porzione di facciata individuata insiste infatti sui limiti dimensionali di un singolo ambiente interno dell’edificio (una camera da letto), consentendo di mettere in relazione diretta la presenza del verde verticale con la misurazione del comfort termo-igrometrico indoor e con la valutazione delle prestazioni microclimatiche dell’involucro edilizio. Il prototipo realizzato si configura dunque come un’appendice adattiva all’involucro esistente, in coerenza con la definizione di *green shape* verticale proposta dal progetto URGES. La parete verde è stata progettata e realizzata mediante sistema modulare Flexiverde® VYDRO, capace di integrare substrati in fibra vegetale, irrigazione localizzata e sistemi di monitoraggio ambientale. Il sistema funziona a ciclo chiuso, grazie a una vasca di accumulo da 4,2 m<sup>3</sup> che consente la raccolta, il filtraggio e il riutilizzo delle acque meteoriche e di irrigazione, garantendo un’elevata efficienza idrica anche in condizioni di scarsità. La composizione botanica è organizzata secondo un modello stratificato di piani vegetazionali, ispirato alle formazioni naturali della Murgia materana: fanerofite arbustive nella parte basale, camefite cespitose e suffruticose nella fascia intermedia, specie rampicanti o ricadenti nella porzione superiore. La selezione floristica, basata prevalentemente su specie autoctone, si colloca all’interno di una visione di *Urban Reconciliation Ecology* (Rosenzweig, 2023; Francis et al., 2011), mirando a reintegrare processi ecologici e biodiversità all’interno del contesto urbano. L’area di intervento

è rappresentata nelle Fig. 11 e Fig. 12, che ne illustrano l'inquadratura territoriale e urbano mediante immagini satellitari, evidenziando il rapporto tra il prototipo realizzato, l'edificio e il tessuto residenziale circostante.

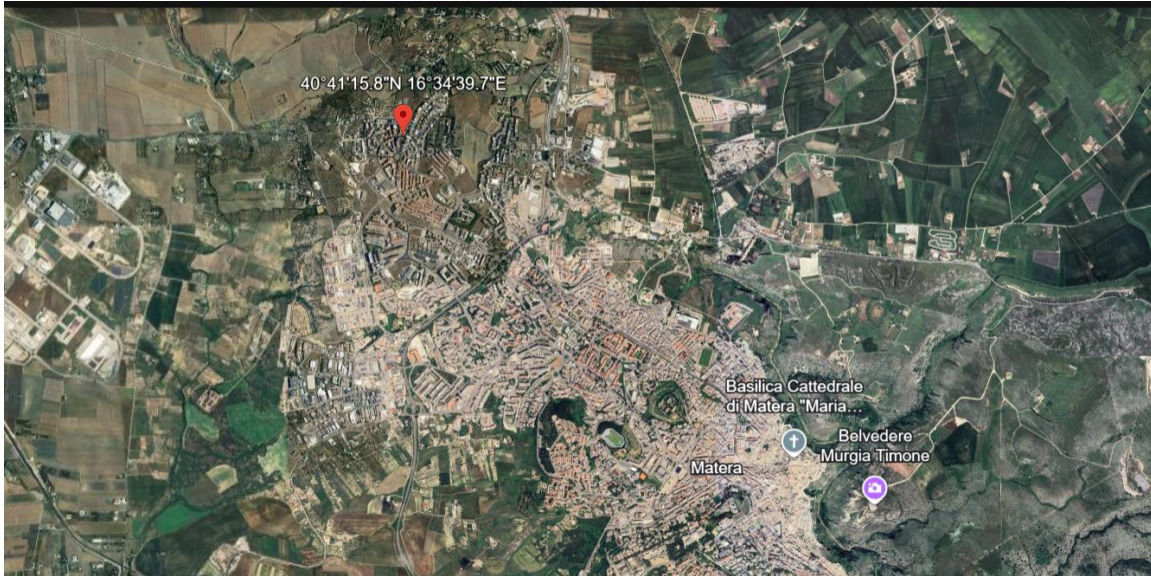


Fig. 11 Immagine satellitare (Google Earth) con la localizzazione dell'area di intervento.



Fig. 12 Immagine satellitare (Google Earth) con la localizzazione dell'area di intervento.

La parete verde verticale è stata installata sulla facciata esposta a Est (Fig. 13) scelta in funzione delle condizioni di irraggiamento solare e della possibilità di osservare gli effetti della vegetazione nelle ore mattutine, particolarmente rilevanti nei climi caldi. La porzione di parete interessata dall'intervento è evidenziata nelle Fig. 13 e Fig. 14, che documentano lo stato dell'edificio prima dell'installazione e il dettaglio del posizionamento del sistema di verde verticale.



Fig. 13 Vista dell'edificio prima dell'installazione della parete verde verticale.

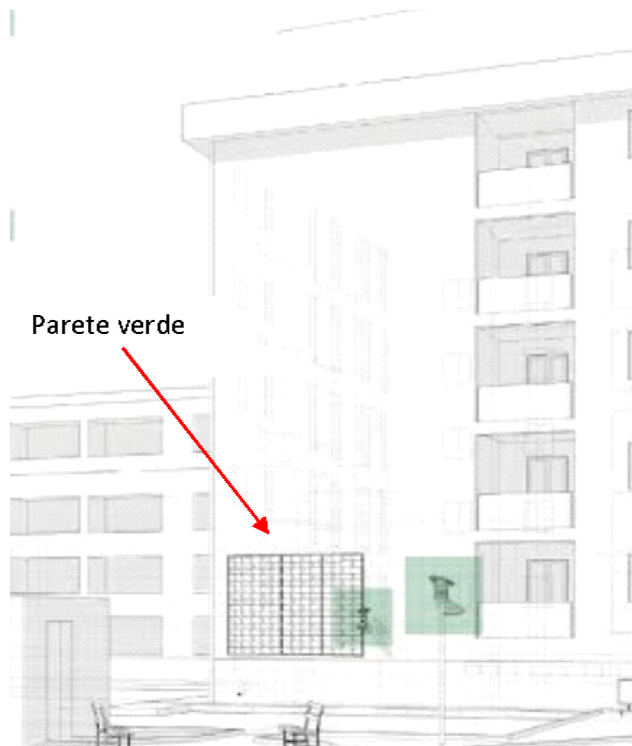


Fig. 14 Dettaglio del posizionamento della parete verde (Vadini et al., 2025).

### **Caratteristiche del sistema di verde verticale**

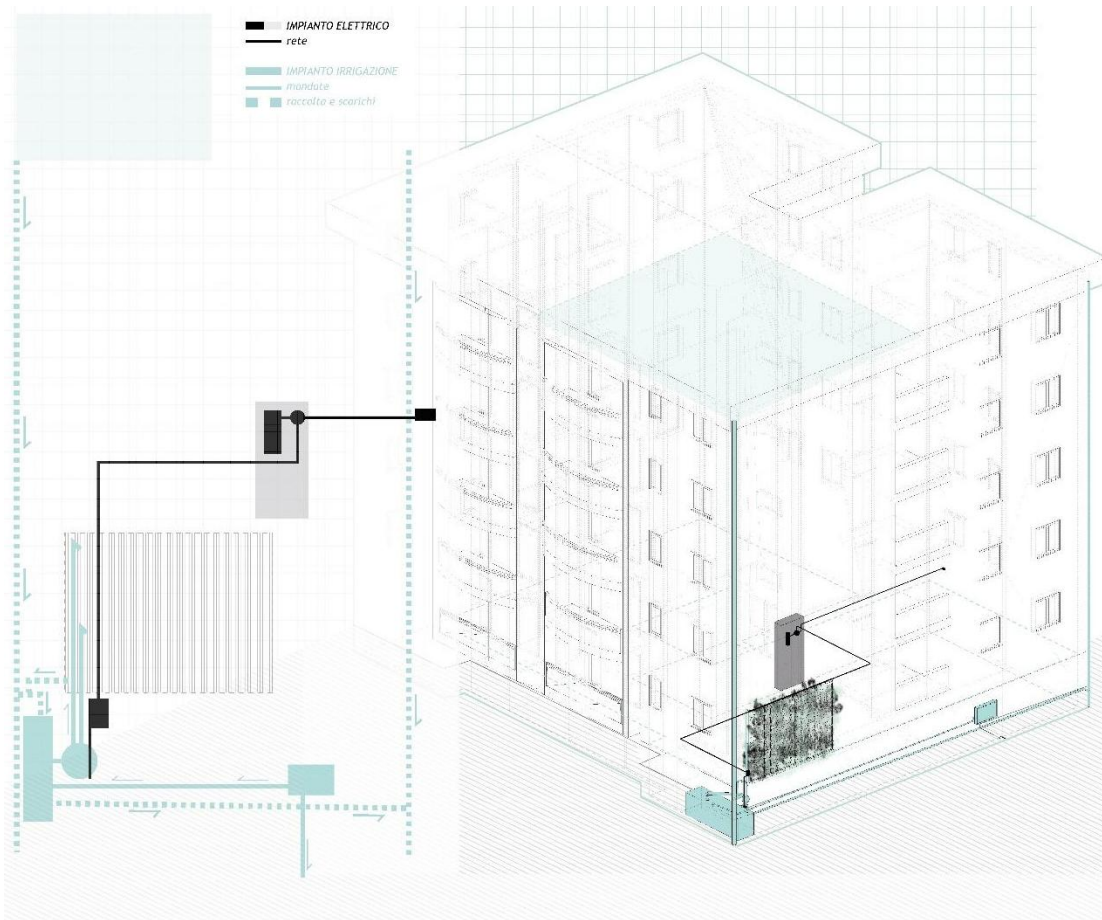
Il sistema di verde verticale, fornito dalla ditta Poliflor, è brevettato per la realizzazione di pareti verdi e giardini verticali. Esso è costituito dalla sovrapposizione di tre geocompositi bidirezionali, due con resistenza pari a 50 kN/50 kN e uno da 175 kN/175 kN, progettati per garantire adeguata stabilità meccanica e durabilità nel tempo. All'interno del sistema è alloggiato un substrato tecnico VYDRO® in lana di roccia, unito tramite trapuntatura parallela discontinua con filo in poliestere UV resistant. Nella parte sommitale del modulo è ricavata un'asola destinata all'inserimento della barra di fissaggio, mentre a intervalli regolari la cucitura viene interrotta per consentire l'inserimento trasversale delle ali gocciolanti per l'irrigazione. Il geocomposito esterno è opportunamente fessurato per creare tasche di alloggiamento delle piante, inserite in vasetti di diametro 9 cm, con una densità di circa 40 piante per metro quadrato. Il sistema modulare è ancorato alla parete mediante una struttura portante in acciaio zincato a caldo, basata su binari del sistema MQ Hilti, che utilizza componentistica standard facilmente reperibile sul mercato. Ogni singolo materassino Flexiverde® VYDRO presenta dimensioni massime pari a 115 cm di larghezza, 10 m di lunghezza e 6 cm di spessore. Nel caso studio è stata realizzata una parete verde di 4 × 4 m sulla quale sono state collocate complessivamente 490 piante.

### **Proprietà del substrato e impianto irriguo**

Il materassino è realizzato in lana di roccia a bassa densità, pretrattata mediante un processo di bioattivazione che garantisce stabilità dimensionale e costanza delle prestazioni al variare delle condizioni igrometriche ambientali. La densità del pannello è pari a  $\rho = 26 \text{ kg/m}^3$ , mentre la capacità di ritenzione idrica alla massima saturazione è di  $15 \text{ L/m}^2$ . Il sistema Flexiverde® è dotato di un impianto di irrigazione integrato, costituito da ali gocciolanti disposte ogni 60 cm in altezza, con gocciolatori da 1,6 L/h e passo di 15 cm, in grado di garantire una portata media pari a  $0,23 \text{ L/m}^2/\text{min}$ . La concimazione è stata effettuata mediante l'impiego di concime a lenta cessione Osmocote Exact 14-8-11 + 2 MgO + microelementi, in formato tablet da 7,5 g, inseriti nelle tasche di alloggiamento delle piante con un rapporto di un tablet ogni due piante.

### **Sistema di gestione e recupero delle acque**

La parete è dotata di un sistema di recupero delle acque di sgrondo, sia meteoriche, intercettate dalla copertura dell'edificio, sia derivanti dagli eccessi irrigui. L'acqua raccolta viene convogliata in una vasca posta alla base del fabbricato, ed è collegata alla rete idrica pubblica tramite un sistema di alimentazione comandato da autoclave con galleggiante, che interrompe l'afflusso dalla rete quando il livello di riempimento risulta sufficiente. In caso di vasca piena, le acque meteoriche vengono deviate verso la rete di smaltimento delle acque bianche tramite un sistema di valvole di by-pass. Il quadro sinottico degli impianti tecnici e il dettaglio della componentistica sono illustrati nelle Fig. 15 e Fig. 16.



UR  
 GE  
 PROGETTO DIMOSTRATORI  
 PALAZZINA ATER VIA BORSOLLINO 9 MATERA  
 QUADRO SINOTTICO IMPIANTI TECNICI

Fig. 15 Quadro sinottico degli impianti tecnici (Vadini et al., 2025).

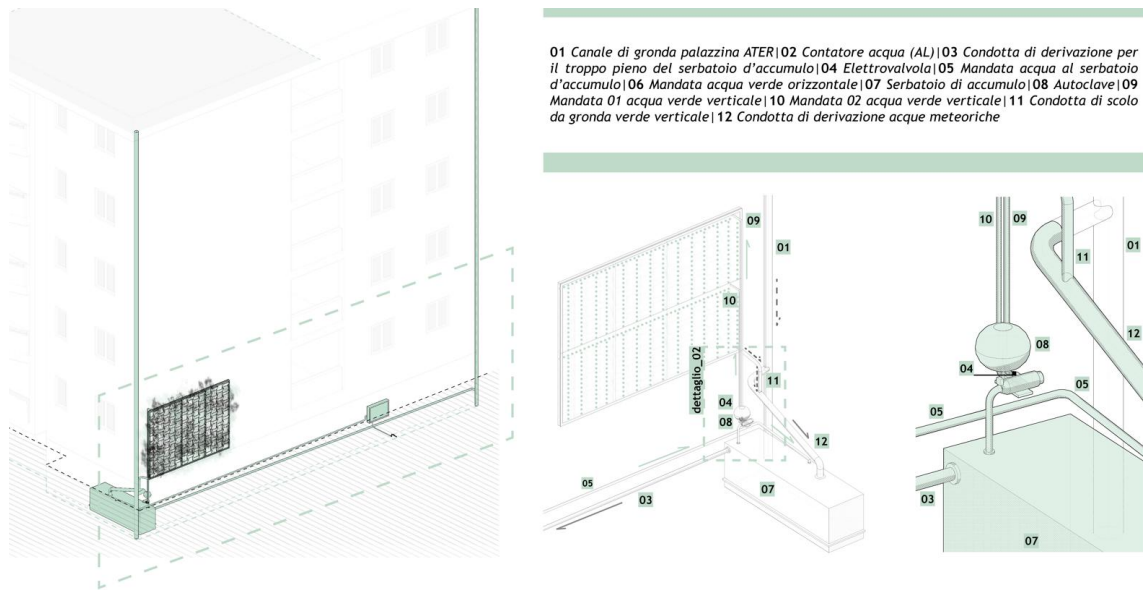


Fig. 16 Schema di dettaglio della componentistica del sistema di gestione idrica (Vadini et al., 2025).

### Confronto con altre tipologie di sistemi di verde verticale

Alla luce delle caratteristiche costruttive, idriche e vegetazionali descritte, il sistema adottato può essere confrontato con le principali tipologie di verde verticale riportate in letteratura, al fine di evidenziarne specificità, vantaggi e limiti rispetto alla gestione irrigua, al volume di substrato, alla densità di impianto, alla manutenzione e all'adattabilità climatica. Il sistema adottato nel prototipo può essere ricondotto alla famiglia dei *living wall systems* a supporto continuo/semi-idroponico, poiché la vegetazione non radica al suolo, come nelle facciate verdi tradizionali, ma in un supporto tecnico fissato alla parete e alimentato da un impianto irriguo integrato. Rispetto alle facciate verdi dirette o indirette, basate prevalentemente su rampicanti radicate al suolo o in vasche alla base della parete, il sistema adottato presenta una maggiore complessità tecnologica ma consente una più elevata densità vegetale, una composizione floristica più diversificata e una copertura più rapida e controllabile. Le facciate verdi hanno generalmente minori esigenze irrigue, manutentive ed energetiche, poiché non richiedono necessariamente il pompaggio continuo di acqua e nutrienti lungo la parete; tuttavia, sono meno flessibili nella scelta delle specie e dipendono maggiormente dai tempi di crescita e dalla capacità delle piante rampicanti di colonizzare il supporto verticale (Cameron et al., 2014; Bustami et al., 2023). Cameron et al. evidenziano infatti che la scelta di una *green façade* può ridurre la necessità di pompare acqua e nutrienti rispetto ai *living wall systems*, rendendola più semplice per applicazioni domestiche o di riqualificazione. Rispetto ai *living wall* modulari a contenitore o a vaschetta, il prototipo VYDRO appare più leggero e sottile, grazie al materassino continuo in lana di roccia, ma mantiene una buona capacità di ritenzione idrica e una distribuzione localizzata dell'acqua. Nei sistemi modulari a contenitore, il volume di substrato disponibile per ogni pianta può essere maggiore, ad esempio

Bustami et al. (2023) descrivono moduli con 1,5 L di substrato per vaso, ma l'apparato radicale è confinato, con possibili limitazioni allo sviluppo radicale, alla ventilazione del substrato e alla gestione uniforme dell'umidità. Lo stesso studio mostra inoltre che, in clima semi-arido, l'irrigazione e la posizione delle piante sulla parete incidono significativamente sulla crescita, confermando la necessità di una gestione idrica differenziata nei sistemi verticali (Bustami et al., 2023). Il confronto più diretto è invece con i sistemi a feltro o geotessile, spesso classificati in letteratura come *geotextile felt systems*, *vegetated mat walls* o sistemi continui. Questi sistemi sono generalmente sottili, leggeri e adatti al *retrofit* edilizio, ma possono presentare criticità nella gestione irrigua a causa della ridotta capacità di trattenere acqua, soprattutto in climi caldi. Kaltsidi et al. (2020) evidenziano che nei sistemi a feltro la bassa ritenzione idrica impone irrigazioni frequenti e può determinare maggiori perdite per drenaggio, soprattutto se il sistema non è ricircolato. In questo senso, il prototipo adottato introduce un miglioramento rispetto ai sistemi a feltro più semplici, perché combina substrato tecnico a elevata ritenzione, irrigazione localizzata, recupero delle acque e monitoraggio sensoristico, aspetti particolarmente rilevanti nel contesto oggetto di interesse. Nel complesso, il sistema adottato si colloca quindi in una posizione intermedia tra i *living wall* leggeri a feltro e i sistemi modulari a contenitore: rispetto ai primi offre una maggiore capacità di accumulo idrico e una gestione più controllata dell'irrigazione; rispetto ai secondi riduce spessore e peso, mantenendo al tempo stesso un'elevata densità vegetale. La scelta di specie prevalentemente autoctone e mediterranee, associate a un sistema di irrigazione a ciclo chiuso e monitorato, rende il prototipo particolarmente coerente con condizioni climatiche caratterizzate da stress termico e idrico, rispondendo alle criticità individuate in letteratura sulla necessità di adattare specie, substrato e regime irriguo al clima locale (Pérez et al., 2014; Manso & Castro-Gomes, 2015; Kaltsidi et al., 2020; Bustami et al., 2023).

Tab. 7 Confronto tra il sistema Flexiverde® VYDRO adottato nel prototipo e le principali tipologie di sistemi di verde verticale riportate in letteratura, con riferimento a gestione irrigua, substrato, densità di impianto, manutenzione e adattabilità climatica.

Tipologia	Gestione irrigua	Substrato / volume radicale	Densità e vegetazione	Manutenzione	Adattabilità climatica
<b>Sistema adottato Flexiverde® VYDRO</b>	Irrigazione localizzata, recupero acque meteoriche e di sgrondo, vasca da 4,2 m <sup>3</sup> , monitoraggio	Materassino in lana di roccia, 6 cm, 15 L/m <sup>2</sup> di ritenzione idrica	Circa 31–40 piante/m <sup>2</sup> ; specie mediterranee e autoctone	Medio-alta, ma supportata da sensoristica e gestione remota	Elevata per clima mediterraneo se associata a specie xerofile e ricircolo idrico

<b>Tipologia</b>	<b>Gestione irrigua</b>	<b>Substrato / volume radicale</b>	<b>Densità e vegetazione</b>	<b>Manutenzioni</b>	<b>Adattabilità climatica</b>
<b>Facciata verde diretta/indiretta</b>	Generalmente più semplice; spesso minore fabbisogno impiantistico	Radicazione al suolo o in vasche alla base	Minore densità; prevalenza di rampicanti	Più bassa, ma tempi lunghi di copertura	Buona se le specie rampicanti sono adatte al clima
<b>Living wall modulare a contenitore</b>	Irrigazione integrata, spesso necessaria e frequente	Substrato in vaschette o moduli; volume per pianta maggiore ma confinato	Elevata diversità di specie	Medio-alta; sostituzione moduli/piante più agevole	Buona, ma dipende da volume del substrato e irrigazione
<b>Living wall a feltro/geotessile</b>	Irrigazione/fertirrigazione frequente; rischio di drenaggio se non ricircolato	Sistema sottile e leggero, ma con bassa ritenzione idrica	Alta densità possibile; apparato radicale in feltro o tasche	Alta attenzione a irrigazione e nutrienti	Critica nei climi caldi se non ottimizzato

## Sensoristica e acquisizione dati

L'autoclave e l'impianto irriguo sono gestiti da remoto tramite una centralina di controllo che consente sia la programmazione degli interventi irrigui sia il monitoraggio continuo della sensoristica installata. Il sistema di acquisizione dati comprende:

- un modulo LR-MS-4 per l'acquisizione di segnali da sensori di campo (temperatura, umidità del suolo, contatori d'acqua, sensori di pressione e pioggia);
- un gateway LR-BST-REACT, connesso in rete 4G e comunicante tramite protocollo LoRa™, in grado di gestire fino a 25 moduli periferici;
- dispositivi LR-IP per il controllo remoto delle elettrovalvole di irrigazione;
- un sensore di livello tipo 712 (Huba Control AG) installato nella vasca di raccolta per la misura continua del livello idrico;
- sonde di temperatura PT100, utilizzate per il monitoraggio delle condizioni termiche;
- sensori di umidità SOND-HUMID (Del Taglia – Divisione Garver Srl).

I sensori di temperatura e umidità sono stati installati sia sulla superficie esterna della parete verde sia nello strato intermedio tra la parete vegetale e la muratura dell'edificio, consentendo il confronto diretto tra le condizioni microclimatiche. I sensori di umidità del substrato sono stati collocati in sacche contenenti una singola specie, individuata in *Euphorbia characias L.*, al fine di ridurre la variabilità legata alle differenze morfologiche tra le specie.

## Piantumazione

La parete verde è stata realizzata nella prima settimana di dicembre 2023, mentre il trapianto delle specie vegetali è stato effettuato in data 13/12/2023.

Le specie selezionate, tutte caratterizzate da adattamento alle condizioni mediterranee e da buone capacità di resistenza allo stress idrico e termico, sono le seguenti:

- *Lotus dorycnium L.*
- *Ruscus aculeatus L.*
- *Convolvulus cneorum L.*
- *Capparis spinosa L.*
- *Phlomis fruticosa L.*
- *Myrtus communis L. (forma nana)*
- *Euphorbia characias L.*
- *Teucrium marum L.*
- *Asphodelus fistulosus L.*



Fig. 17 Fasi di montaggio della parete verde e di messa a dimora delle piantine.

### Evoluzione della parete verde

A partire dal trapianto, la parete verde è stata monitorata mediante documentazione fotografica a intervalli di circa 15 giorni, con riprese frontali finalizzate alla valutazione dell'indice di copertura e riprese laterali per l'analisi dello spessore della massa vegetale. Come esempio le sequenze fotografiche riportate in Fig. 18, Fig. 19, Fig. 20, Fig. 21 e Fig. 22 mostrano una progressiva chiusura della copertura vegetale, risultata sostanzialmente completa entro il mese di maggio 2024.

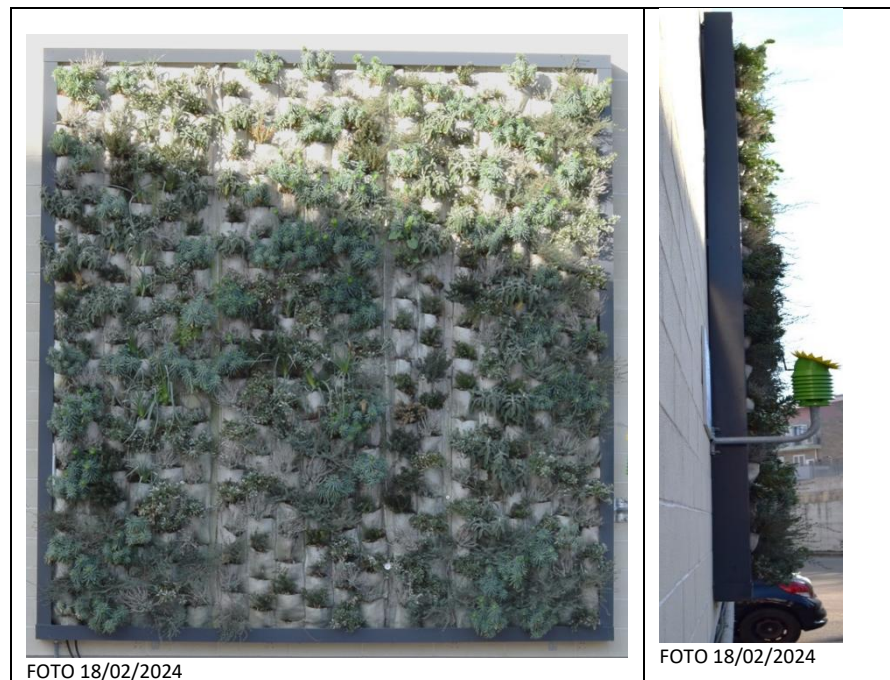


Fig. 18 Monitoraggio della parete verde e sua evoluzione – febbraio 2024.

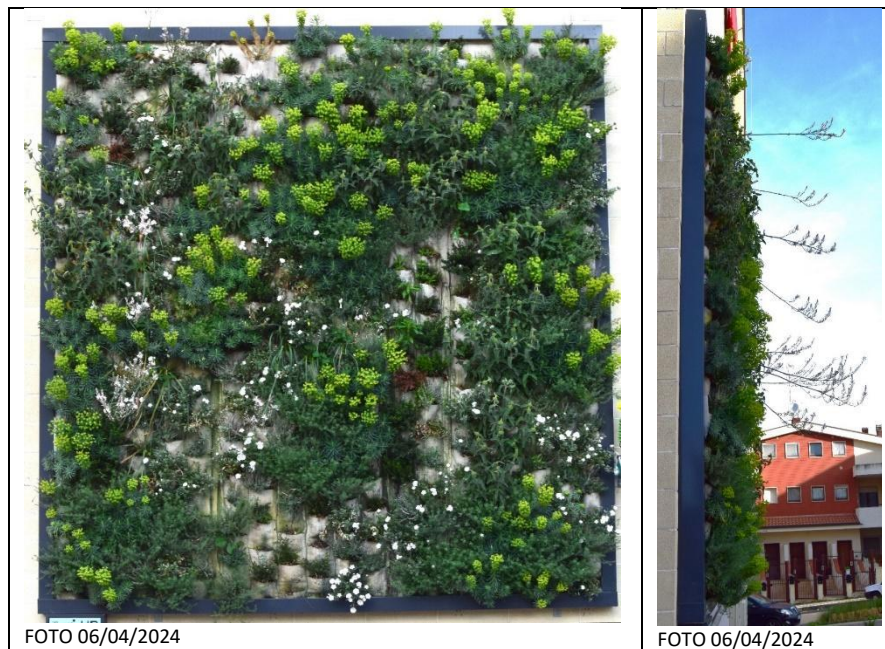


Fig. 19 Monitoraggio della parete verde e sua evoluzione – aprile 2024.

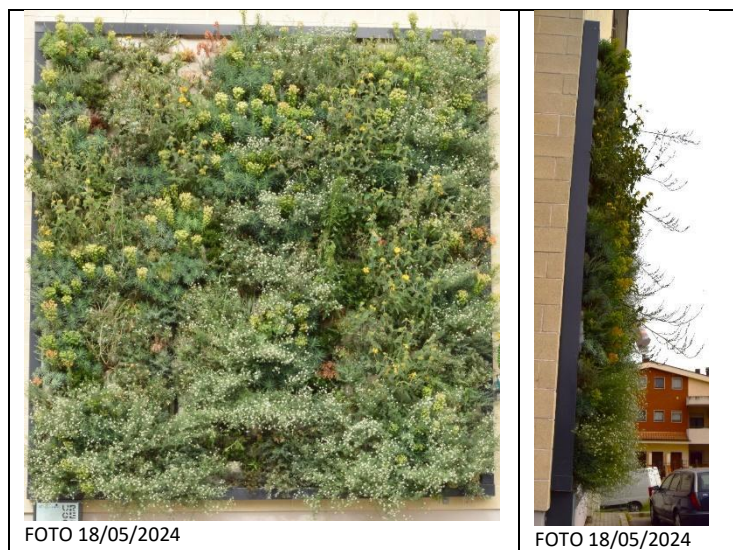


Fig. 20 Monitoraggio della parete verde e sua evoluzione – maggio 2024.



Fig. 21 Monitoraggio della parete verde e sua evoluzione – giugno 2024.



Fig. 22 Monitoraggio della parete verde e sua evoluzione – settembre 2024.

## 2.9 Caratterizzazione climatica di lungo periodo e bilancio idrico del sito di studio

Per la caratterizzazione climatica di base del sito sperimentale è stata analizzata la serie storica dei principali parametri meteorologici rilevati dalla stazione ALSIA N.21 (Matera, C.da Matinelle), appartenente alla rete regionale SAL ALSIA e localizzata in prossimità dell'area di installazione della parete verde. L'analisi ha interessato un arco temporale di 26 anni (2000–2025), consentendo una valutazione robusta delle condizioni medie di lungo periodo, delle dinamiche stagionali e delle tendenze recenti, elementi fondamentali per contestualizzare il comportamento microclimatico e fisiologico di un sistema di verde verticale in ambiente mediterraneo.

L'andamento delle temperature annue, riportato in Fig. 23 evidenzia valori medi generalmente compresi tra circa 14,5 e 17,0 °C, mentre le temperature massime medie annue raggiungono, negli anni più recenti, valori prossimi a 24–25 °C. La tendenza all'incremento termico, stimabile in circa +0,3–0,4 °C per decennio per le temperature massime, risulta coerente con il quadro di riscaldamento osservato nel bacino mediterraneo, area riconosciuta come particolarmente vulnerabile all'aumento degli estremi termici e alla riduzione della disponibilità idrica estiva (Giorgi & Lionello, 2008; IPCC, 2022). Dal punto di vista ecofisiologico, tale incremento assume particolare rilevanza poiché contribuisce ad aumentare la domanda evaporativa atmosferica, intensificando il rischio di stress idrico anche in sistemi irrigati.

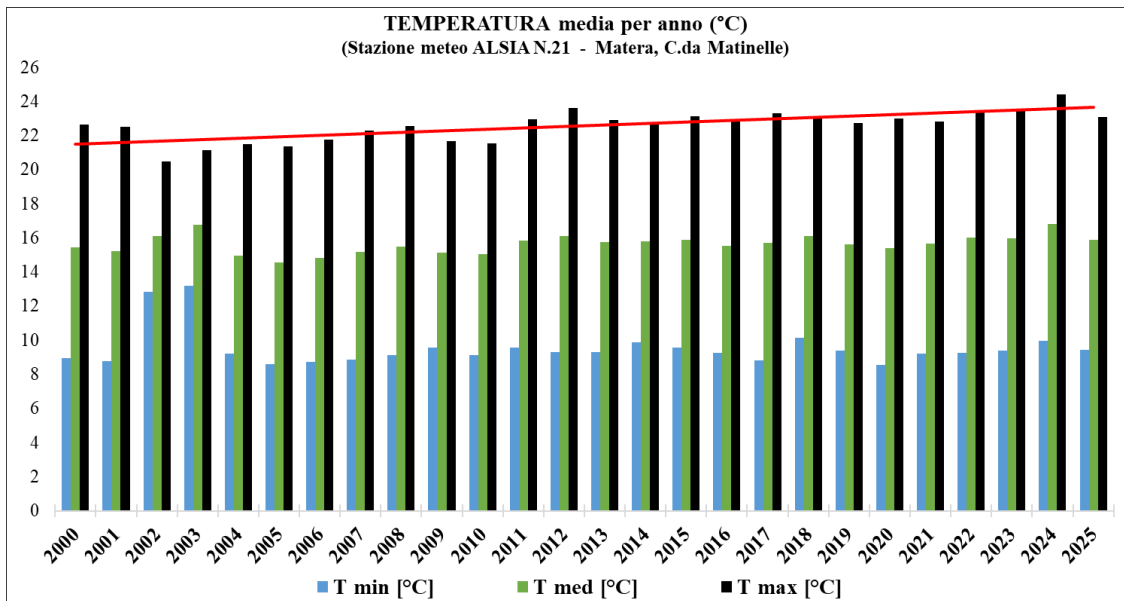


Fig. 23 Temperature medie annue (2000–2025) presso la stazione ALSIA N.21 (Matera, C.da Matinelle): temperature minima, media e massima (°C) e linea di tendenza lineare della temperatura media annua.

L'umidità relativa conferma una marcata stagionalità. Come mostrato in Fig. 24, valori medi annui si collocano generalmente tra 60 e 75%, con massimi annui frequentemente superiori all'85–90%. Tuttavia, la distribuzione mensile riportata in Fig. 25 evidenzia una netta riduzione estiva, con valori medi prossimi a 45–50% e minimi mensili che possono raggiungere circa 23–25% in luglio. L'associazione tra elevate temperature estive e bassa umidità relativa determina un aumento del deficit di pressione di vapore, condizione che può ridurre la conduttanza stomatica, limitare la fotosintesi e compromettere la continuità dei flussi traspirativi, specialmente in sistemi verticali caratterizzati da ridotti volumi di substrato e maggiore esposizione radiativa verdi (Pérez et al., 2014; Hunter et al., 2014, Grossiord et al. 2020). Ne deriva che il potenziale di raffreddamento della parete verde non può essere interpretato come una proprietà statica del sistema, ma come una funzione dipendente dallo stato idrico delle piante e dalla loro capacità di mantenere attivi i processi evapotraspirativi nei periodi più critici.

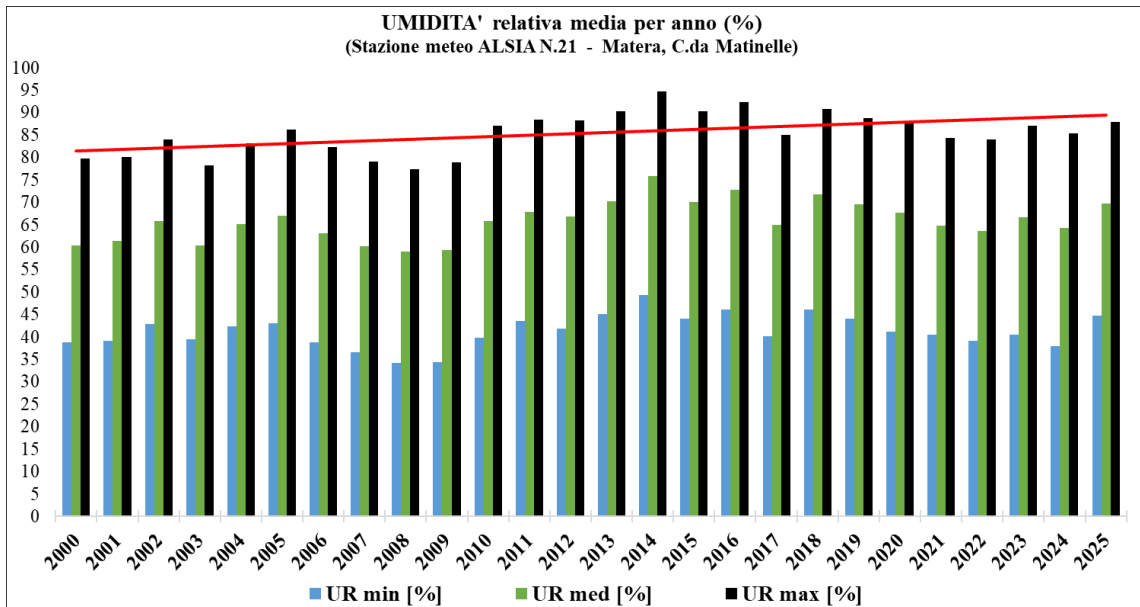


Fig. 24 Umidità relativa media annua (2000–2025) presso la stazione ALSIA N.21 (Matera, C.da Matinelle): valori minimo, medio e massimo (%) e linea di tendenza lineare.

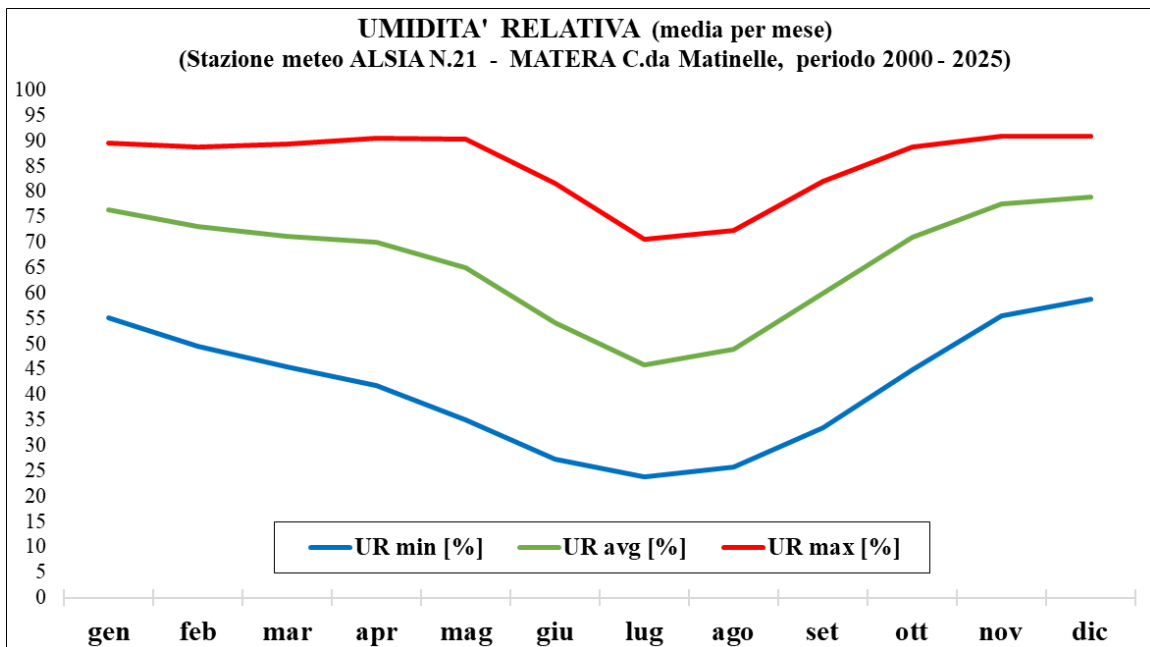


Fig. 25 Climatologia mensile dell'umidità relativa (2000–2025) presso la stazione ALSIA N.21 (Matera, C.da Matinelle): andamento medio mensile di RH minima, media e massima (%).

Il regime pluviometrico, sintetizzato in Fig. 26, evidenzia una forte variabilità interannuale, con precipitazioni annue comprese tra circa 300–350 mm negli anni più secchi e 750–800 mm negli anni più piovosi, e una media pluriennale prossima a 550–600 mm. Tuttavia, la distribuzione stagionale degli apporti risulta fortemente disaccoppiata rispetto al fabbisogno idrico della vegetazione: oltre il 65–70% delle precipitazioni si concentra tra ottobre e marzo, mentre il periodo estivo presenta apporti naturali molto ridotti. Tale configurazione, tipica dei climi

mediterranei, rappresenta un vincolo strutturale per i sistemi di verde verticale, che durante la fase di massima domanda evaporativa non possono fare affidamento sulle sole precipitazioni (Lionello et al., 2006)

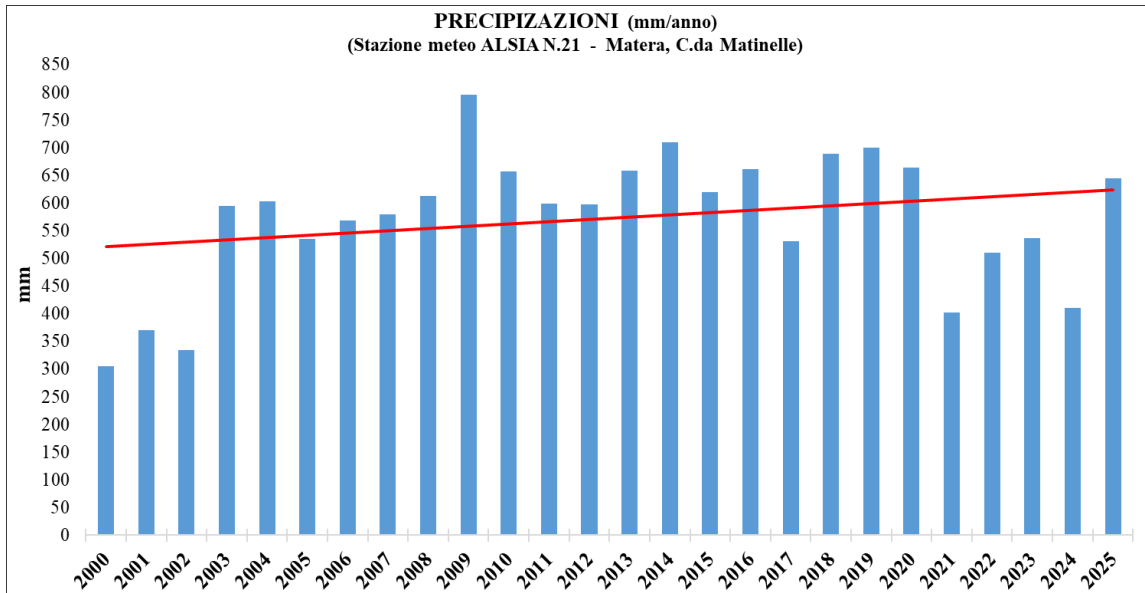


Fig. 26 Precipitazione cumulata annua (2000–2025) presso la stazione ALSIA N.21 (Matera, C.da Matinelle), espressa in mm/anno, con linea di tendenza lineare.

L'evapotraspirazione di riferimento, calcolata secondo il metodo FAO Penman–Monteith (Allen et al., 1998), presenta valori annui elevati, come evidenziato in Fig. 27, con valori indicativamente compresi tra 1200 e 1420 mm e una media di lungo periodo prossima a 1300–1350 mm. Il confronto mensile tra precipitazioni ed  $ET_0$ , riportato in Fig. 28, mostra il progressivo ampliamento del deficit climatico dalla primavera all'estate, con un massimo della domanda evaporativa in luglio, pari a circa 210–215 mm/mese. Questo andamento conferma il forte sbilanciamento tra disponibilità idrica naturale e richiesta atmosferica proprio nei mesi in cui la vegetazione deve mantenere la massima funzionalità traspirativa.

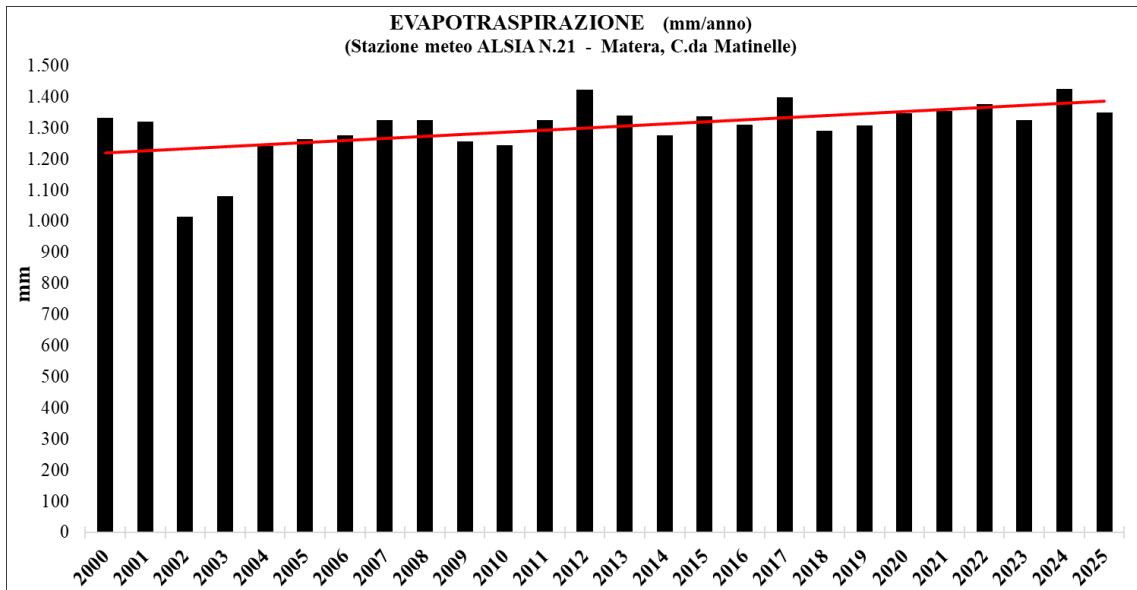


Fig. 27 Evapotraspirazione di riferimento ( $ET_0$ ) annua (2000–2025) presso la stazione ALSIA N.21 (Matera, C.da Matinelle), espressa in mm/anno, con linea di tendenza lineare.

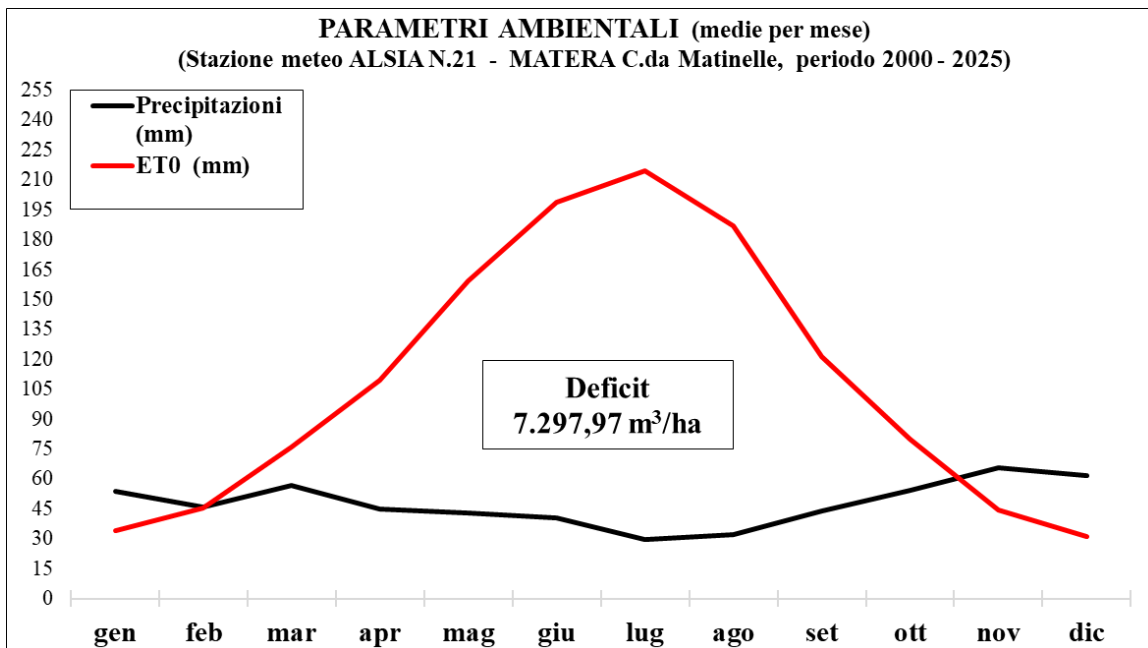


Fig. 28 Confronto tra precipitazione media mensile ed  $ET_0$  media mensile (2000–2025) presso la stazione ALSIA N.21 (Matera, C.da Matinelle): evidenza del deficit climatico annuale (espresso in m<sup>3</sup>/ha).

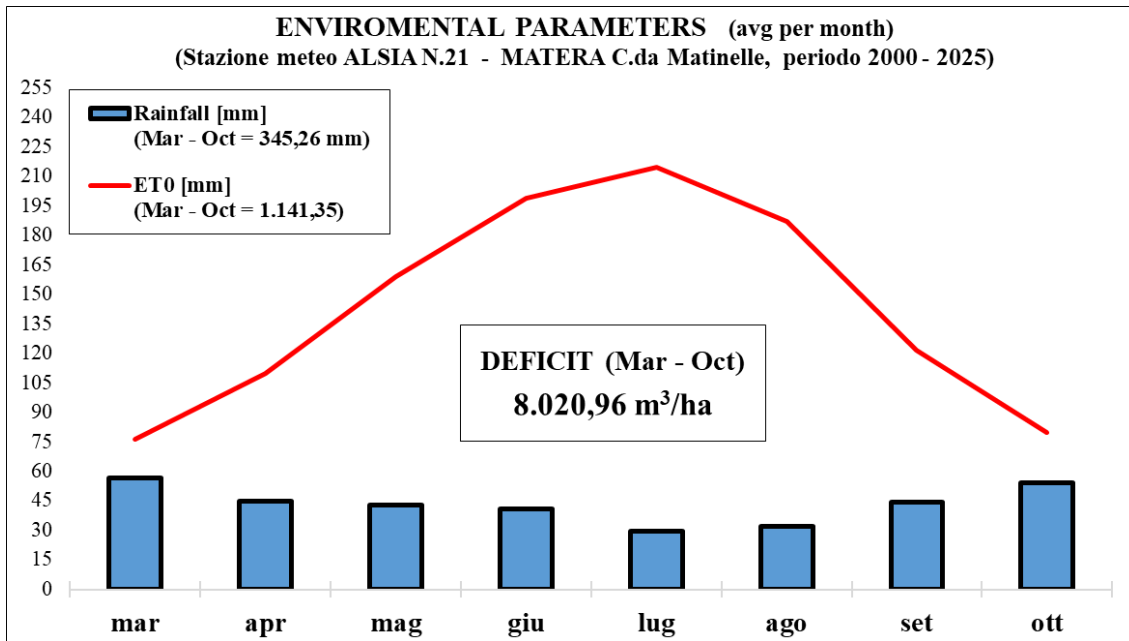


Fig. 29 Bilancio climatico medio per la stagione irrigua (Mar–Ott) (2000–2025) presso la stazione ALSIA N.21 (Matera, C.da Matinelle): precipitazione cumulata ed ET<sub>o</sub> cumulata (mm) e deficit stagionale (m<sup>3</sup>/ha).

Il bilancio climatico medio della stagione irrigua, rappresentato in Fig. 29, quantifica in modo diretto l'entità dello stress idrico potenziale. Su base annua, il deficit medio risulta pari a circa 7300 m<sup>3</sup>/ha, mentre nella stagione irrigua marzo–ottobre raggiunge circa 8020 m<sup>3</sup>/ha, equivalenti a oltre 800 mm. Nello stesso periodo, a fronte di circa 345 mm di precipitazioni cumulate, l'ET<sub>o</sub> supera 1140 mm, evidenziando una forbice idrica superiore a 790 mm. Tali valori indicano condizioni di aridità stagionale severa e confermano la necessità di una gestione irrigua strutturata e continuativa per garantire la sopravvivenza, la copertura vegetale e la funzionalità ecofisiologica del sistema. Nel complesso, il quadro climatico di lungo periodo mostra che il sito di Matera costituisce un ambiente fortemente selettivo per il verde verticale. Il regime termico elevato, la bassa umidità relativa estiva e il deficit idrico stagionale impongono una progettazione orientata alla resilienza fisiologica. La selezione delle specie, la capacità di ritenzione del substrato, il dimensionamento del volume radicale e la strategia irrigua devono quindi essere considerati componenti integrate del sistema, poiché la prestazione microclimatica della parete verde, in termini di ombreggiamento, raffrescamento evaporativo e mitigazione delle temperature superficiali, dipende dalla possibilità di mantenere una copertura vegetale funzionale e metabolicamente attiva durante i mesi più caldi (Alexandri & Jones, 2008; Pérez et al., 2011; Hunter et al., 2014).

## 2.10 Analisi climatica di dettaglio su base annuale: anni 2024 e 2025

L'approfondimento sugli anni 2024 e 2025 consente di contestualizzare la sperimentazione all'interno della variabilità climatica recente, evidenziando come anni consecutivi possano generare condizioni di stress molto differenti per la parete verde. Nel 2024, il numero di giorni

con temperatura massima superiore a 35 °C, riportato in Fig. 30, evidenzia una stagione estiva particolarmente critica, con 62 giorni oltre tale soglia, concentrati soprattutto nei mesi di giugno, luglio e agosto. Questa frequenza indica una pressione termica prolungata, potenzialmente in grado di aumentare lo stress cumulativo sulla vegetazione e di ridurre la capacità di recupero fisiologico tra un evento caldo e il successivo.

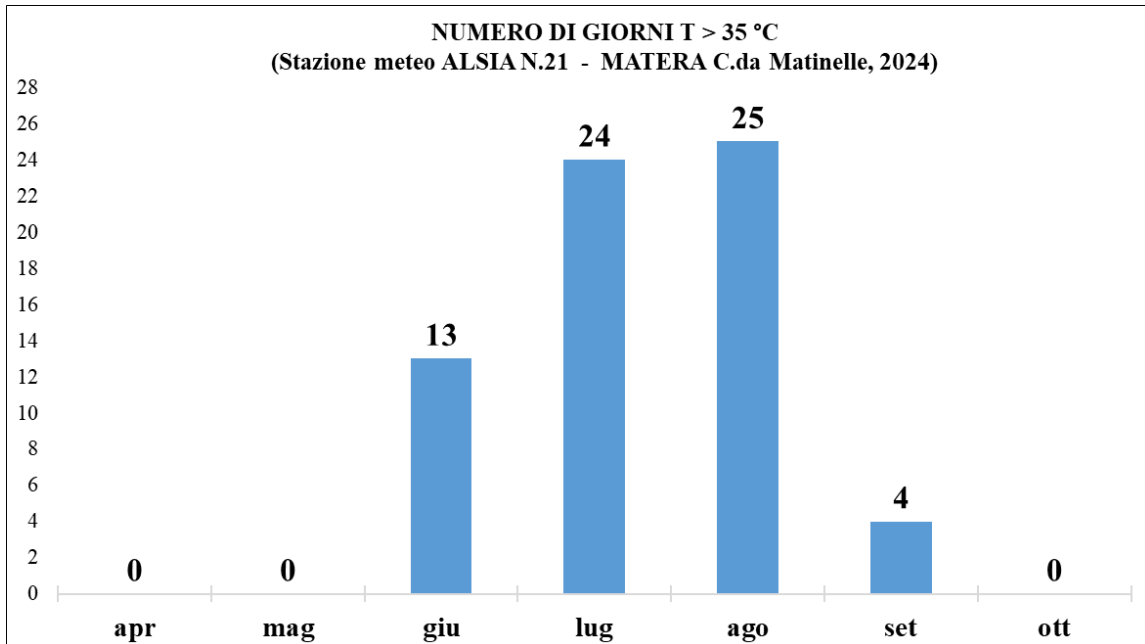


Fig. 30 Numero di giorni con temperatura massima >35 °C durante la stagione irrigua (apr–ott) – anno 2024, stazione ALSIA N.21 (Matera, C.da Matinelle).

L'andamento dell'umidità relativa nel 2024, riportato in Fig. 31, mostra un marcato minimo estivo: la RH media scende fino a circa 42% in luglio, mentre la RH minima raggiunge valori prossimi al 20–21%. In tali condizioni, l'elevato deficit di pressione di vapore può determinare una riduzione dell'apertura stomatica e una conseguente limitazione della traspirazione, con effetti diretti sia sulla funzionalità fisiologica delle piante sia sul potenziale raffrescante della parete verde (Pérez et al., 2014; Grossiord et al., 2020).

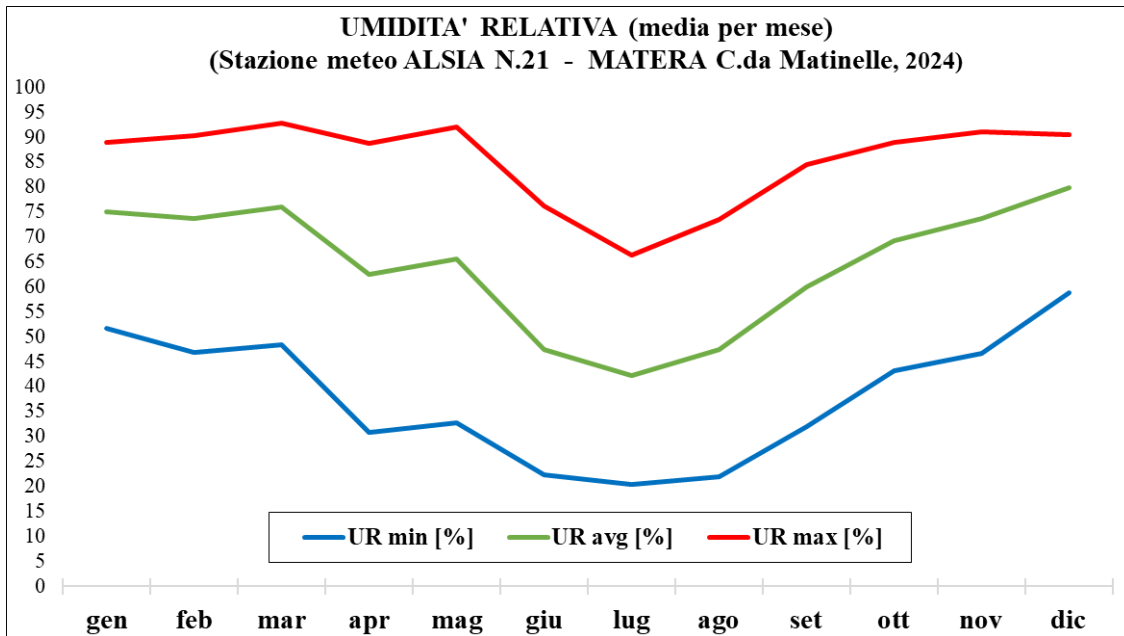


Fig. 31 Andamento medio mensile dell'umidità relativa (RH min, media e max) – anno 2024, stazione ALSIA N.21.

Il dettaglio giornaliero delle temperature, rappresentato in Fig. 32, conferma la persistenza di condizioni estive severe, con temperature massime frequentemente comprese tra 36 e 40 °C e minime notturne spesso superiori a 20–22 °C. La presenza di notti calde limita il raffreddamento notturno delle superfici urbane e può ridurre la capacità di recupero fisiologico della vegetazione, aumentando il rischio di stress termico cumulativo (Alexandri & Jones, 2008).

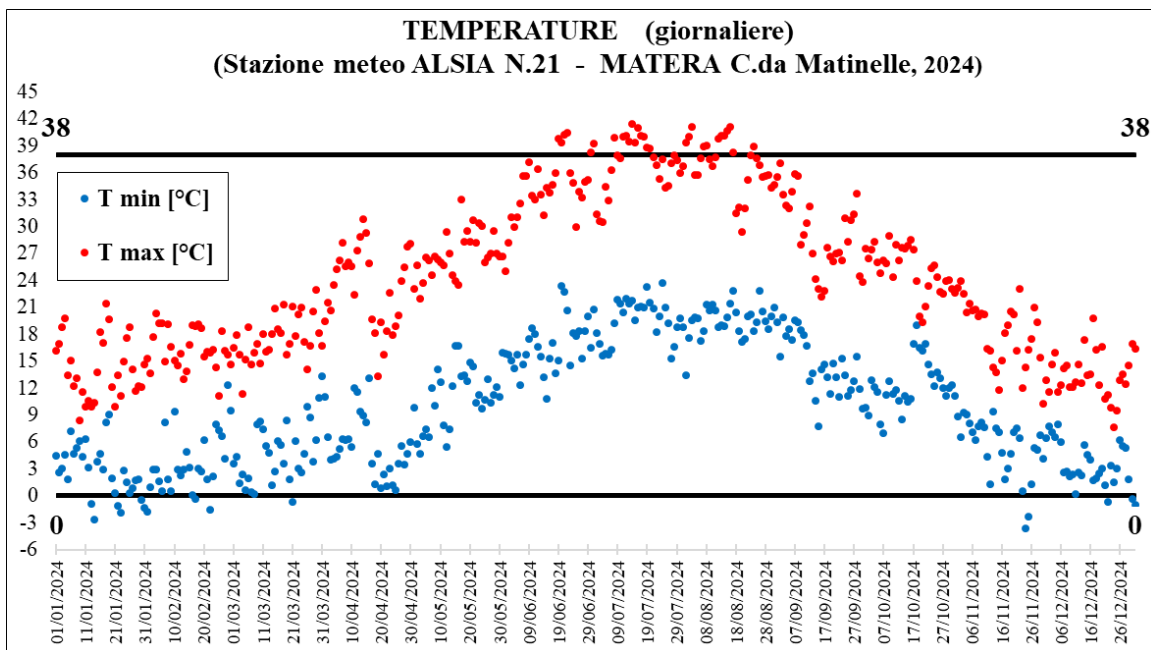


Fig. 32 Andamento giornaliero delle temperature minime e massime – anno 2024, stazione ALSIA N.21.

Dal punto di vista idrologico, il bilancio climatico mensile del 2024, riportato in Fig. 33 evidenzia un deficit annuo pari a circa  $10.129 \text{ m}^3/\text{ha}$ , con valori particolarmente elevati nella stagione irrigua. Il dettaglio stagionale, rappresentato in Fig. 34, mostra che, a fronte di una  $ET_0$  cumulata pari a circa  $1248 \text{ mm}$ , le precipitazioni totali non superano  $210 \text{ mm}$ , determinando un deficit stagionale superiore a  $10.375 \text{ m}^3/\text{ha}$ . Tali condizioni indicano un contesto di aridità stagionale estrema, nel quale la sopravvivenza delle piante e la funzionalità ecofisiologica del sistema dipendono in modo sostanziale dalla continuità e dall'efficienza della gestione irrigua (Allen et al., 1998; Perini & Rosasco, 2013).

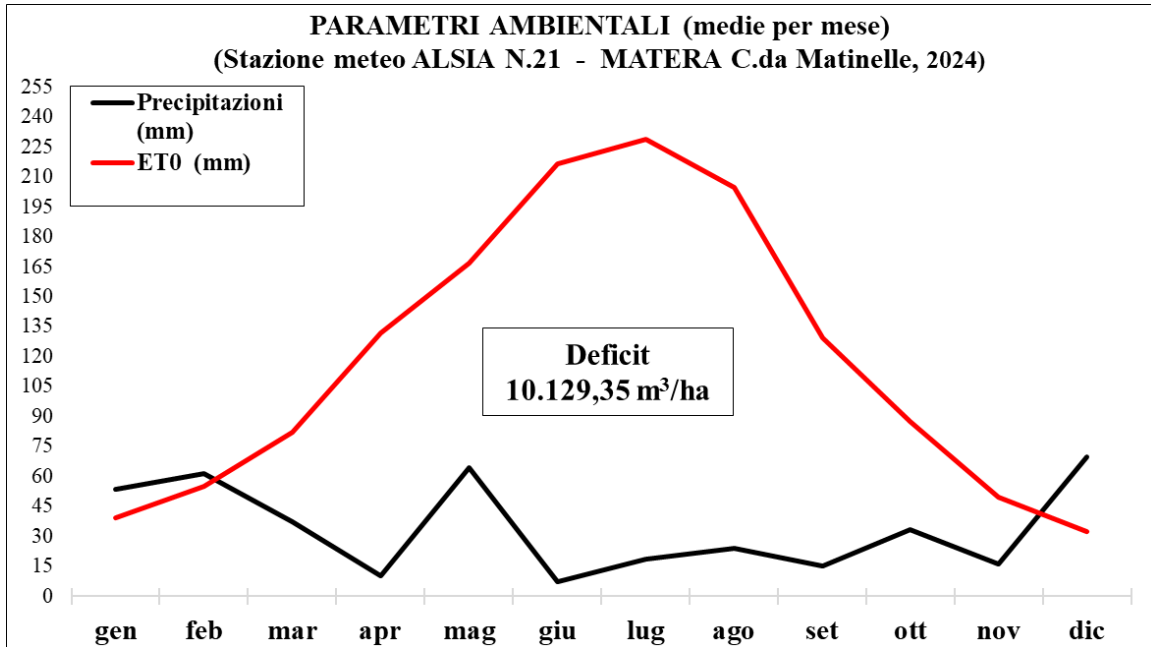


Fig. 33 Bilancio climatico mensile (precipitazioni ed  $ET_0$ ) – anno 2024, stazione ALSIA N.21.

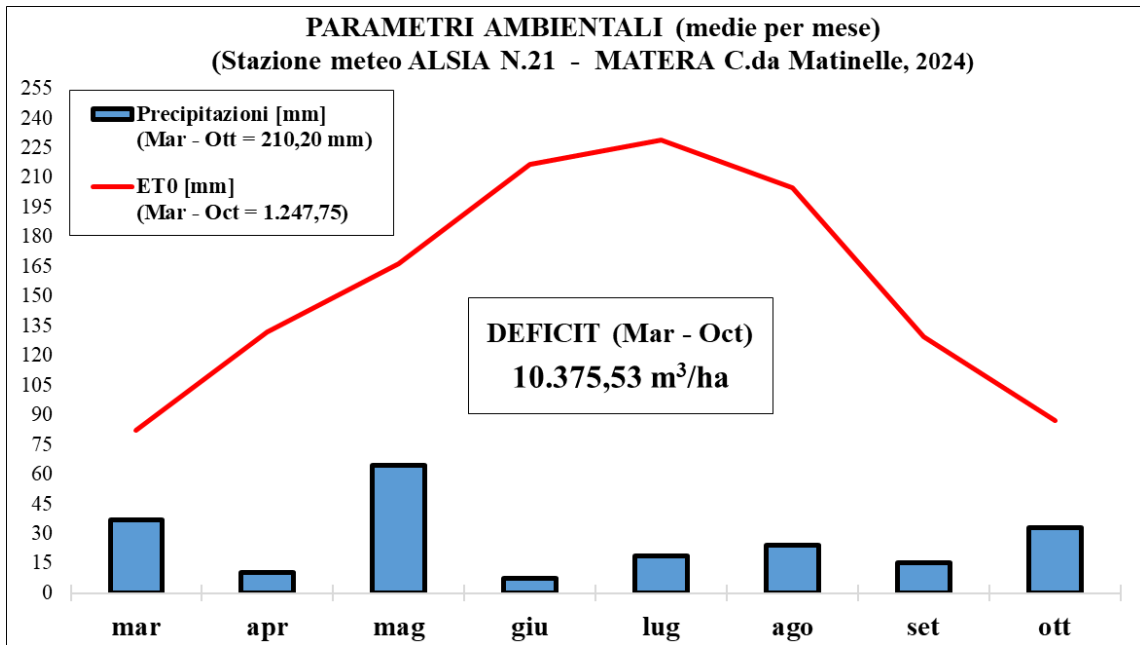


Fig. 34 Bilancio climatico della stagione irrigua (marzo–ottobre) – anno 2024, stazione ALSIA N.21.

Nel 2025 si osserva un quadro climatico relativamente meno penalizzante, pur all'interno di un contesto mediterraneo caldo-arido. Come mostrato in Fig. 35, i giorni oltre 35 °C sono stati 45, con una riduzione di circa il 27% rispetto al 2024. Tale diminuzione suggerisce una minore persistenza degli episodi di calore estremo, pur mantenendo livelli di pressione termica ancora significativi per la vegetazione.

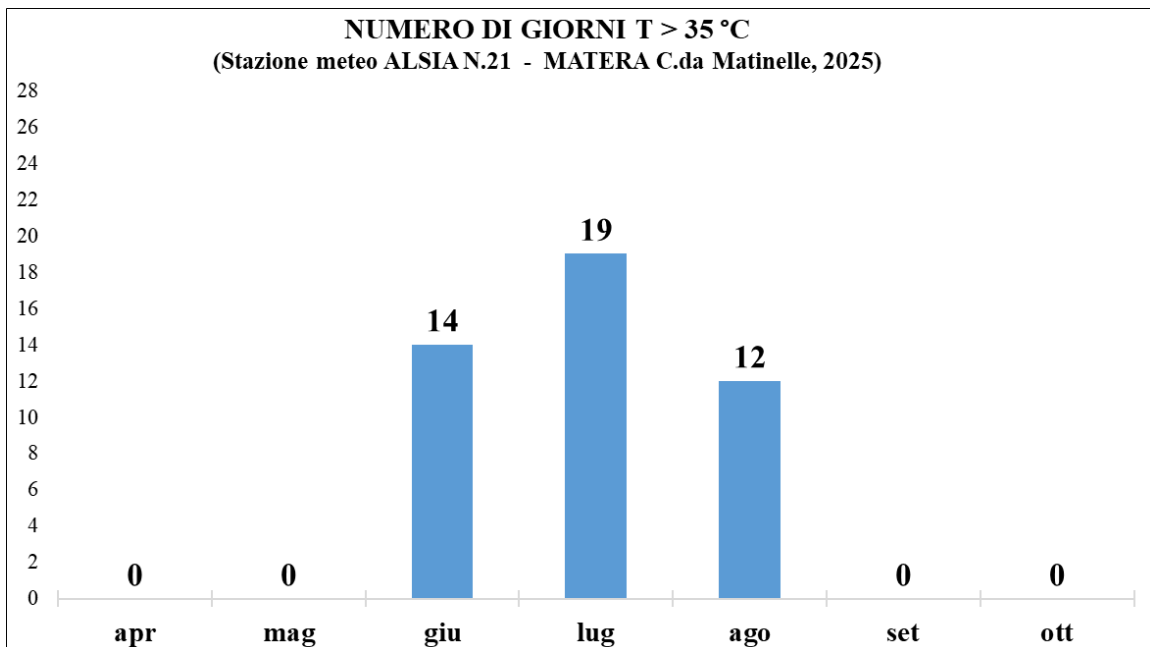


Fig. 35 Numero di giorni con temperatura massima >35 °C durante la stagione irrigua – anno 2025.

L'umidità relativa media mensile del 2025, riportata in Fig. 36 risulta generalmente più favorevole rispetto al 2024, con una RH media minima di circa 41% in luglio e valori primaverili e autunnali spesso superiori al 70–80%. Anche le RH minime risultano meno estreme rispetto all'anno precedente, indicando condizioni potenzialmente più favorevoli al mantenimento dei flussi traspirativi, se supportate da un'adeguata disponibilità idrica nel substrato

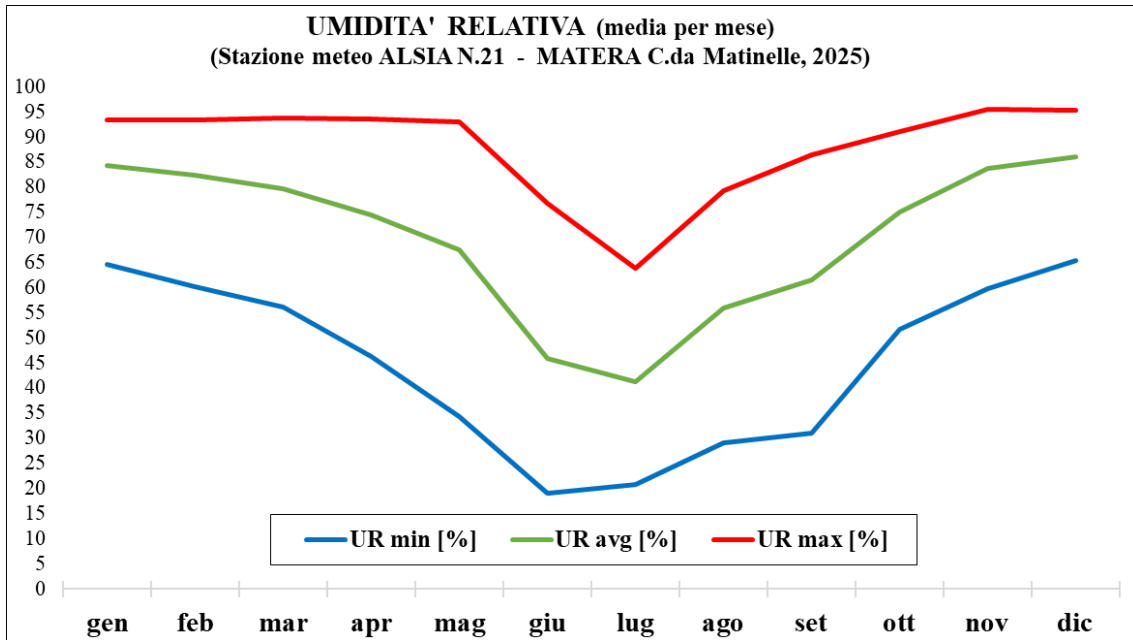


Fig. 36 Andamento medio mensile dell'umidità relativa – anno 2025.

Le temperature giornaliere del 2025, rappresentate in Fig. 37 mostrano comunque un'estate calda, con massime comprese prevalentemente tra 34 e 38 °C, ma con una minore continuità dei picchi estremi e una maggiore variabilità giornaliera rispetto al 2024. Questo andamento si riflette anche nel bilancio idrico: in Fig. 38 il deficit annuo risulta pari a circa 7047 m<sup>3</sup>/ha, mentre in Fig. 39 il deficit stagionale raggiunge circa 8356 m<sup>3</sup>/ha, a fronte di precipitazioni cumulate pari a circa 350 mm e di una ET<sub>o</sub> cumulata di circa 1186 mm. Rispetto al 2024, il deficit stagionale si riduce quindi di circa 2000 m<sup>3</sup>/ha, confermando il ruolo determinante della variabilità interannuale delle precipitazioni e degli estremi termici nei climi mediterranei (Giorgi & Lionello, 2008).

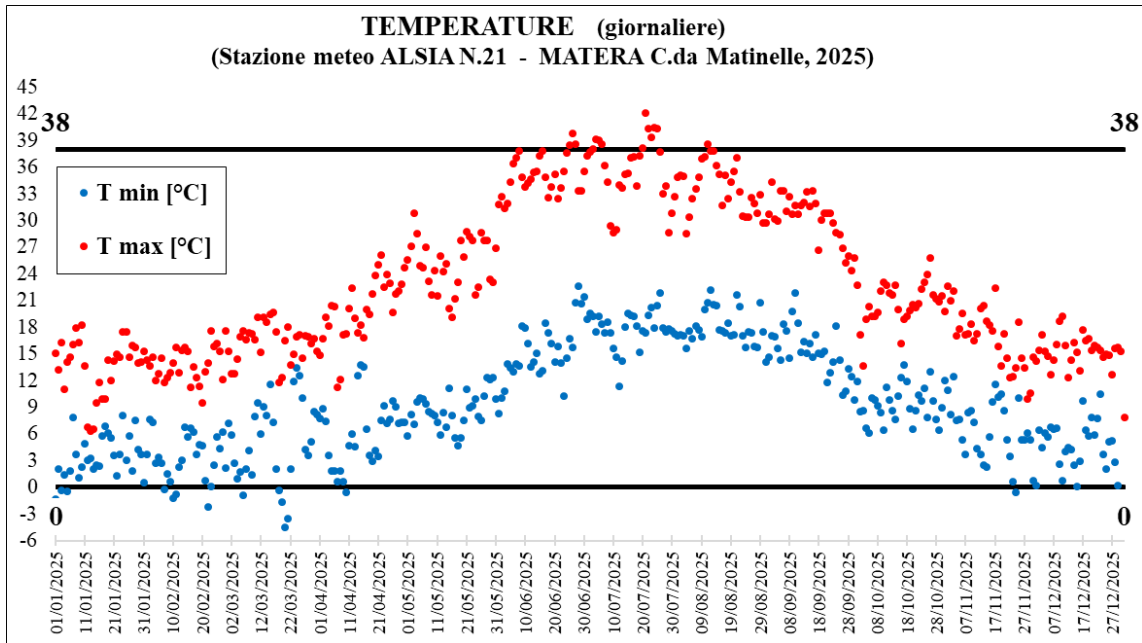


Fig. 37 Andamento giornaliero delle temperature minime e massime – anno 2025.

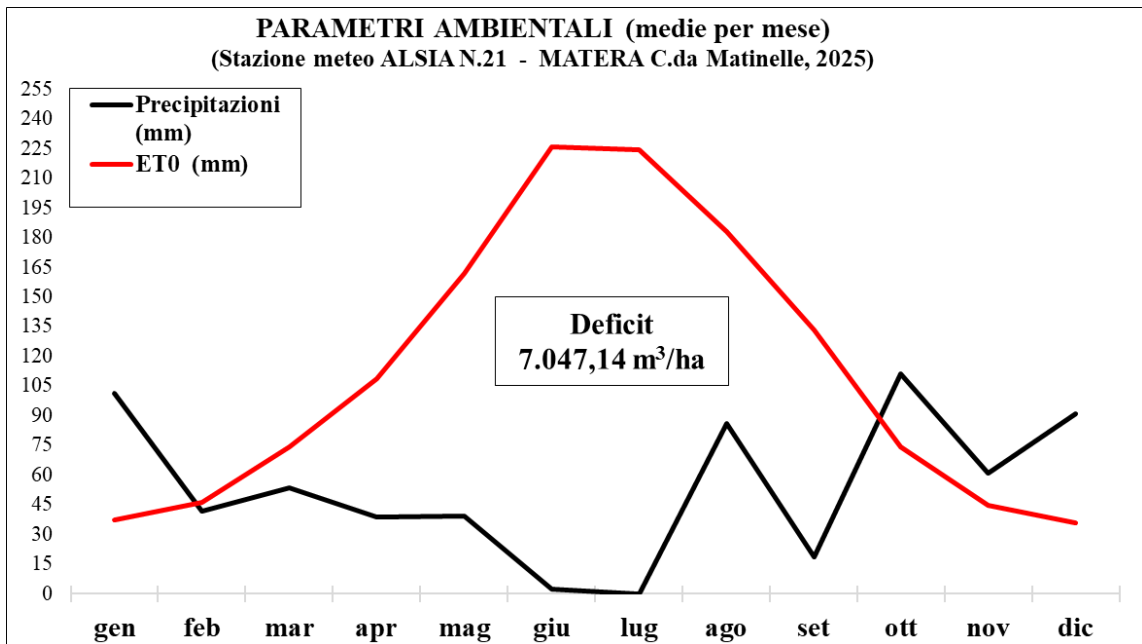


Fig. 38 Bilancio climatico mensile (precipitazioni ed ET<sub>0</sub>) – anno 2025.

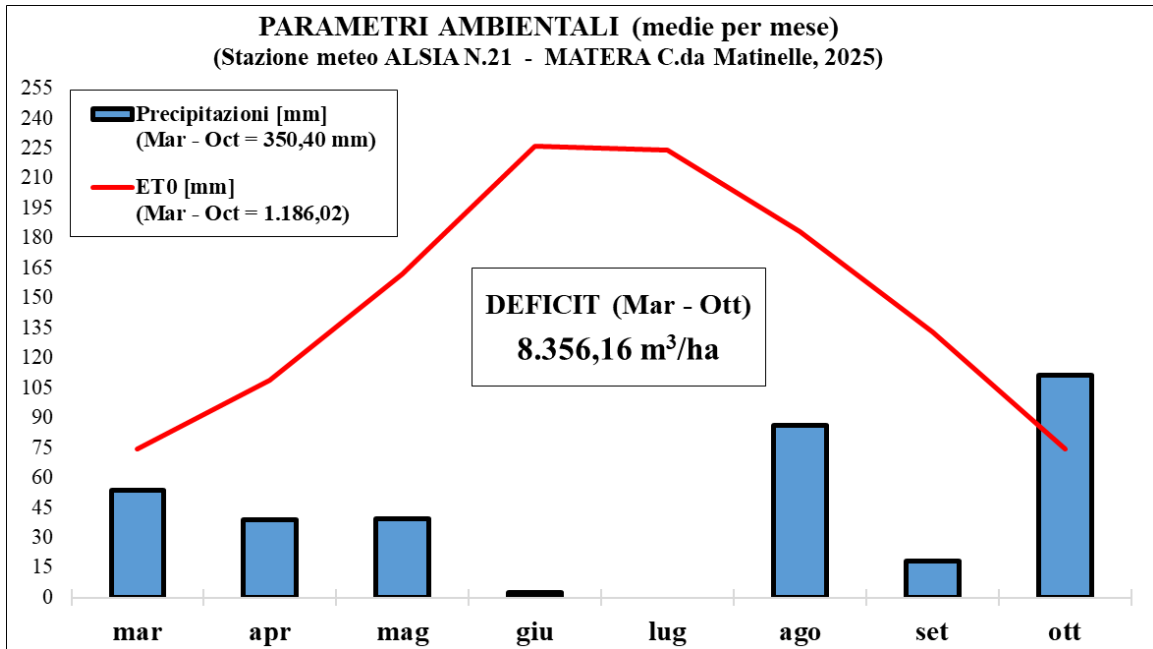


Fig. 39 Bilancio climatico della stagione irrigua (marzo–ottobre) – anno 2025.

### Confronto tra 2024 e 2025 e implicazioni per il verde verticale

Il confronto tra i due anni evidenzia che la valutazione delle prestazioni della parete verde deve essere interpretata in relazione al grado di severità climatica dell'anno di osservazione. Nel 2024, la combinazione di alte temperature, bassa umidità relativa e forte deficit idrico ha verosimilmente aumentato la probabilità di chiusura stomatica e riduzione della traspirazione, limitando il contributo evaporativo del sistema. Nel 2025, condizioni relativamente meno estreme hanno potuto favorire una maggiore continuità fisiologica, pur in presenza di un deficit idrico ancora elevato. Questa evidenza rafforza la necessità di adottare criteri di gestione adattiva, nei quali l'irrigazione non sia definita esclusivamente su base temporale, ma modulata in funzione della domanda evaporativa, dell'umidità del substrato e dello stato fisiologico della vegetazione. Nel complesso, l'analisi climatica conferma che il sito sperimentale rappresenta un contesto significativo per testare la funzionalità di sistemi di verde verticale in ambiente mediterraneo. Le condizioni termo-idriche osservate non costituiscono soltanto un vincolo ambientale, ma un elemento interpretativo centrale per valutare la risposta delle specie, l'efficienza irrigua e la reale capacità del sistema di fornire benefici microclimatici in scenari di crescente frequenza e intensità degli estremi estivi.

### 3 GESTIONE IRRIGUA OTTIMIZZATA DELLA PARETE VERDE

#### 3.1 Un'infrastruttura a ciclo chiuso: efficienza, resilienza, replicabilità

Uno degli elementi maggiormente innovativi del progetto sperimentale è rappresentato dalla configurazione della parete verde come infrastruttura idrica autonoma a ciclo chiuso, integrata con una micro-rete tecnologica in grado di intercettare, accumulare, riutilizzare e monitorare la risorsa idrica in modo continuo. Tale impostazione supera il modello tradizionale di irrigazione lineare, introducendo una logica sistemica fondata sull'efficienza, sulla resilienza climatica e sulla riduzione della dipendenza da risorse esterne. In un contesto mediterraneo caratterizzato da elevata variabilità pluviometrica, lunghi periodi siccitosi e crescente pressione sulla rete idrica pubblica, la scelta di adottare un sistema chiuso consente di garantire continuità funzionale alla parete verde anche in condizioni di stress idrico prolungato. La parete non è quindi intesa come semplice elemento vegetale, ma come dispositivo ambientale attivo, capace di autoregolarsi e adattarsi alle condizioni al contorno.

L'impianto è costituito da:

- serbatoio di accumulo con volume utile pari a 4,2 m<sup>3</sup>;
- collegamento diretto con la copertura dell'edificio (110,5 m<sup>2</sup>) mediante pluviale;
- sistema di sensori per il monitoraggio idrico e ambientale;
- centralina di controllo con gestione da remoto;
- doppia fonte di alimentazione (acque meteoriche e rete pubblica in modalità di backup);
- sistema di valvole automatiche per la deviazione dell'eccesso idrico verso la rete di acque bianche.

Questa configurazione consente di minimizzare gli sprechi, massimizzare il riuso interno e implementare una logica di economia circolare applicata alla gestione idrica del verde urbano, rendendo il sistema replicabile e adattabile ad altre scale progettuali.

#### 3.2 Raccolta e gestione delle acque meteoriche: potenzialità e limiti del sistema di accumulo

La copertura dell'edificio svolge un ruolo chiave nel bilancio idrico complessivo, fungendo da superficie di captazione per le acque meteoriche convogliate nel serbatoio di accumulo. A parità di intensità pluviometrica, la superficie intercettante risulta ampiamente sovradimensionata rispetto al fabbisogno della parete, evidenziando una potenzialità teorica elevata del sistema di raccolta. Nel primo anno di monitoraggio (2024), sono stati intercettati complessivamente 30,59 m<sup>3</sup> di acqua piovana, di cui 18,47 m<sup>3</sup> effettivamente utilizzati per l'irrigazione della parete. In questo scenario, l'85% del fabbisogno irriguo è stato soddisfatto da risorsa meteorica, mentre il ricorso alla rete idrica pubblica è rimasto marginale e concentrato nei periodi di maggiore deficit

pluviometrico. Nel secondo anno (2025), a fronte di una pluviometria più elevata (40,22 m<sup>3</sup> intercettati), il volume effettivamente utilizzato per l'irrigazione si è ridotto a 12,5 m<sup>3</sup>, coprendo il 67% del fabbisogno totale. Tale apparente paradosso è spiegabile considerando la distribuzione temporale delle precipitazioni e la limitata capacità del serbatoio, che ha determinato frequenti condizioni di saturazione e conseguente dispersione dell'acqua in eccesso.

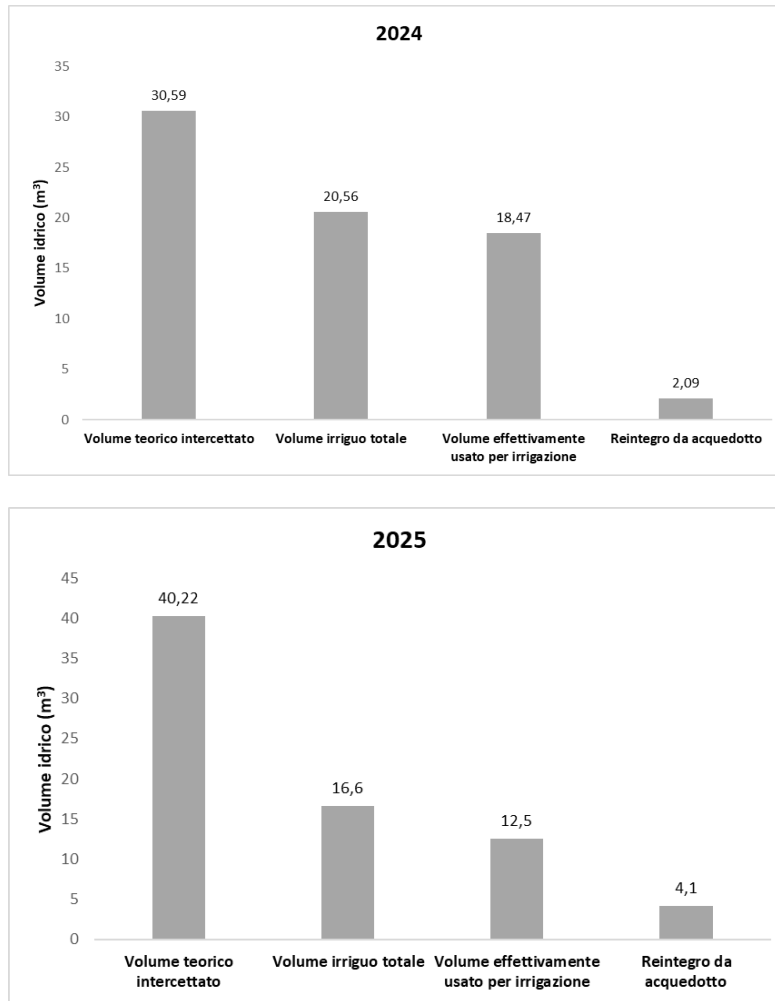


Fig. 40 Confronto tra volumi di acqua meteorica intercettati dalla copertura dell'edificio e volumi effettivamente utilizzati per l'irrigazione della parete verde nei due anni di monitoraggio.

Questi risultati (Fig. 40) mettono in evidenza come il dimensionamento del volume di accumulo rappresenti una variabile strategica: un incremento della capacità del serbatoio consentirebbe di aumentare significativamente la quota di risorsa meteorica effettivamente riutilizzata, riducendo ulteriormente la dipendenza dalla rete pubblica.

### 3.3 Il sistema di irrigazione e ricircolo: ottimizzazione progressiva e riduzione delle perdite

La distribuzione dell'acqua avviene tramite irrigazione localizzata all'interno dei moduli vegetali, con un sistema progettato per favorire l'assorbimento radicale e limitare il drenaggio. L'acqua in

eccesso viene raccolta alla base della parete e reimpressa nel serbatoio, completando il ciclo di ricircolo.

Nel primo anno di esercizio, la gestione irrigua è stata volutamente cautelativa, determinando volumi irrigui superiori al fabbisogno reale e un'elevata quota di drenaggio. Nel secondo anno, grazie all'analisi dei dati sperimentali e alla calibrazione degli interventi irrigui, si è assistito a:

- riduzione del volume irriguo del 32%;
- riduzione del drenaggio di oltre il 90%;
- miglioramento della corrispondenza tra apporto idrico ed evapotraspirazione reale.

Questi risultati dimostrano come l'ottimizzazione progressiva basata su dati reali consenta di trasformare un sistema inizialmente sovradimensionato in un'infrastruttura altamente efficiente, riducendo drasticamente gli sprechi senza compromettere lo stato fisiologico della vegetazione. Il confronto tra le due annualità deve tuttavia essere interpretato considerando che il miglioramento osservato nel 2025 non può essere attribuito esclusivamente alla calibrazione della strategia irrigua. Una prima variabile da considerare è rappresentata dalla diversa fase di sviluppo della componente vegetale. Nel 2024 la parete si trovava ancora in una fase di attecchimento e stabilizzazione, condizione che ha reso necessaria una gestione irrigua più cautelativa, con apporti superiori al fabbisogno reale e conseguente incremento del drenaggio. Nel 2025, invece, la maggiore copertura vegetale raggiunta dal sistema e il più avanzato sviluppo degli apparati radicali possono aver favorito una più efficace utilizzazione dell'acqua distribuita, contribuendo alla riduzione delle perdite. Al tempo stesso, una copertura vegetale più continua può aver esercitato un effetto di ombreggiamento sul substrato, limitando l'evaporazione diretta e migliorando la stabilità microclimatica dei moduli. Accanto a questo fattore biologico-strutturale, occorre considerare anche la diversa dinamica climatica registrata nei due anni di monitoraggio. Nel periodo gennaio-agosto 2025 le precipitazioni cumulate sono risultate superiori rispetto al 2024. Tuttavia, la maggiore disponibilità meteorica non si è tradotta in un incremento proporzionale del volume effettivamente riutilizzato per l'irrigazione, a causa della limitata capacità del serbatoio e della distribuzione temporale degli eventi piovosi, che hanno favorito episodi di saturazione e conseguente deflusso dell'acqua in eccesso verso lo scarico. Ne deriva che la riduzione del volume irriguo e del drenaggio osservata nel secondo anno deve essere letta come il risultato combinato di più fattori: la calibrazione del bilancio idrico sulla base dei dati sperimentali acquisiti nel primo anno, la progressiva maturazione della copertura vegetale e le differenti condizioni pluviometriche e microclimatiche registrate nelle due stagioni.

### **3.4 Sensoristica e gestione remota: infrastruttura digitale per il verde urbano**

Per garantire un monitoraggio costante ed efficace, la parete verde è stata dotata di un sistema di sensoristica ambientale prodotta da SOLEM, basato su tecnologia LoRa + 4G, con trasmissione dati a basso consumo e alta affidabilità.

Il sistema è composto da:

- interfaccia 4G centrale;

- sensori di umidità del substrato (collocati nei moduli vegetali);
- sensori di temperatura e umidità dell'aria (sia davanti che dietro la parete);
- profondimetro per il livello dell'acqua in vasca;
- moduli per il controllo delle elettrovalvole;
- datalogger per l'archiviazione locale dei dati.

I dati vengono trasmessi in tempo reale, permettendo agli operatori di:

- visualizzare trend climatici e idrici;
- modificare da remoto la frequenza e durata dell'irrigazione;
- prevenire anomalie, malfunzionamenti o carenze idriche;
- intervenire tempestivamente in caso di condizioni critiche.

Questo livello di automazione rende la parete verde una microinfrastruttura intelligente, che può essere gestita anche a distanza, integrata con sistemi di smart building, o replicata in altri contesti a bassa manutenzione.

### 3.5 Calcolo dei fabbisogni irrigui: approccio tramite bilancio idrico

La determinazione dei volumi irrigui necessari è stata effettuata attraverso il metodo del bilancio idrico semplificato, largamente utilizzato in ambito agricolo e adattato al sistema verticale. L'analisi quantitativa del bilancio idrico consente di interpretare in modo più robusto l'evoluzione della gestione irrigua tra le due annualità, distinguendo il semplice confronto dei volumi applicati dalla validazione effettiva del fabbisogno idrico della parete verde. Il metodo adottato si basa sull'approccio  $ET_0/K_c$ , ampiamente utilizzato per la stima dell'evapotraspirazione colturale e dei fabbisogni irrigui, nel quale l'evapotraspirazione di riferimento esprime la domanda evaporativa dell'atmosfera, mentre il coefficiente colturale consente di adattare tale domanda alle caratteristiche della vegetazione, alla densità di copertura e alle condizioni microclimatiche locali (Allen et al., 1998). L'applicazione di questo approccio a un sistema verticale richiede tuttavia una calibrazione specifica, poiché le pareti verdi presentano condizioni differenti rispetto ai sistemi colturali orizzontali, sia per la limitata profondità del substrato sia per la distribuzione non uniforme dell'acqua lungo il profilo verticale. In tal senso, il confronto tra volume irriguo applicato, evapotraspirazione colturale stimata e drenaggio recuperato rappresenta un passaggio essenziale per verificare l'adeguatezza della programmazione irrigua, come evidenziato anche negli studi dedicati alla stima dei fabbisogni idrici dei *living wall systems* (Segovia-Cardozo et al., 2019). La formula adottata è la seguente:

$$VI = ET_c - P_u + D$$

dove:

- VI è il volume irriguo richiesto;
- $ET_c$  è l'evapotraspirazione colturale;

- $P_u$  è la pioggia utile intercettata;
- $D$  è l'acqua di drenaggio recuperata.

Nel primo anno di monitoraggio, l'adozione cautelativa di un coefficiente colturale pari a 1 ha determinato una sovrastima dei fabbisogni irrigui. A fronte di una  $ET_0$  cumulata pari a circa 1128 mm e di una  $ET_c$  ricostruita mediante bilancio pari a 789 L/m<sup>2</sup>, il volume irriguo applicato è stato pari a 1154 L/m<sup>2</sup>. Lo scostamento positivo tra volume irriguo ed  $ET_c$ , pari a circa 365 L/m<sup>2</sup>, corrisponde a un eccesso relativo del 46% rispetto al fabbisogno stimato. Tale sovradimensionamento è confermato dalla quota di drenaggio, pari a 386 L/m<sup>2</sup>, equivalente a circa il 33% del volume irriguo applicato. Nel secondo anno, invece, la ricalibrazione del bilancio idrico sulla base dei dati sperimentali acquisiti nella prima stagione ha consentito di ridurre il volume irriguo a 783 L/m<sup>2</sup>, valore pressoché coincidente con la  $ET_c$  stimata, pari a 793 L/m<sup>2</sup>. Lo scostamento tra apporto irriguo e fabbisogno si è quindi ridotto a circa -10 L/m<sup>2</sup>, pari a poco più dell'1%, indicando una sostanziale convergenza tra consumo teorico e gestione reale.

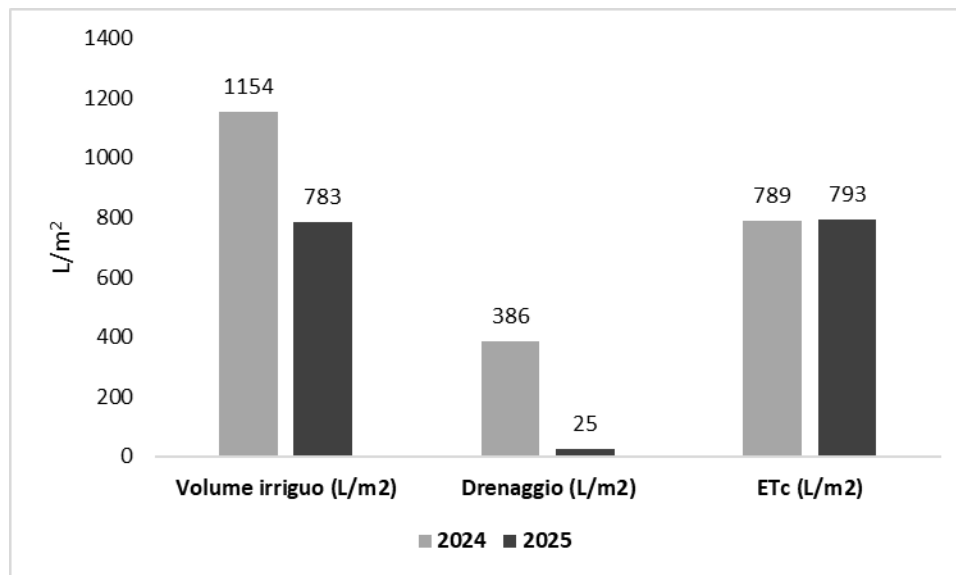


Fig. 41 Confronto tra volumi irrigui, evapotraspirazione colturale e drenaggio nei due anni di monitoraggio. La drastica riduzione del drenaggio nel secondo anno evidenzia l'efficacia dell'approccio della gestione idrica mediante bilancio idrico.

La validazione del bilancio idrico può essere letta anche attraverso alcuni indicatori sintetici di efficienza. Inoltre al fine di rafforzare l'interpretazione comparativa dei dati climatici e irrigui, è stata condotta una sintesi statistico-descrittiva sul periodo comune gennaio–agosto, disponibile per entrambe le annualità di monitoraggio. Tale scelta consente di evitare distorsioni legate alla diversa estensione temporale delle serie mensili e permette un confronto omogeneo tra le due gestioni irrigue. Nel 2025, a fronte di una  $ET_0$  cumulata leggermente inferiore rispetto al 2024 (-6,5%) e di una piovosità complessivamente superiore (+31,5%), il volume irriguo distribuito si è ridotto da 1154 a 783 L/m<sup>2</sup>, pari a una diminuzione del 32,2%. La riduzione più marcata riguarda tuttavia il drenaggio, passato da 386 a 25 L/m<sup>2</sup>, con una contrazione del 93,6%.

Tale risultato evidenzia che l'ottimizzazione irrigua non ha prodotto semplicemente una riduzione degli apporti idrici, ma un miglioramento della loro congruenza rispetto alla domanda evapotraspirativa stimata. Infatti, l'ETc cumulata risulta sostanzialmente invariata tra le due annualità considerate, passando da 789 L/m<sup>2</sup> nel 2024 a 793 L/m<sup>2</sup> nel 2025. Di conseguenza, il rapporto tra volume irriguo ed ETc si riduce da 1,46 a 0,99, indicando il passaggio da una gestione cautelativa e sovradimensionata a una gestione molto più aderente al fabbisogno stimato della parete verde. Parallelamente, il rapporto tra drenaggio e volume irriguo diminuisce dal 33,4% al 3,2%, confermando la maggiore efficienza del sistema nel secondo anno di monitoraggio. Questi risultati suggeriscono che la calibrazione progressiva basata sul bilancio idrico e sui dati di monitoraggio ha consentito di ridurre gli sprechi senza determinare una riduzione apparente della domanda evapotraspirativa della vegetazione. La stabilità dell'ETc stimata, associata alla forte riduzione del drenaggio, rappresenta quindi un indicatore dell'efficacia della gestione irrigua ottimizzata

Tab. 8: Confronto statistico-descrittivo dei principali indicatori climatici e irrigui nel periodo gennaio–agosto 2024 e 2025

<b>Indicatore, gennaio–agosto</b>	<b>2024</b>	<b>2025</b>	<b>Variazione</b>
ETO cumulata	1.127,8 mm	1.054,4 mm	-6,5%
Pioggia cumulata	276,8 mm	364,0 mm	31,50%
Pioggia utile	20,7 mm	26,5 mm	28,10%
Volume irriguo	1.154 L/m <sup>2</sup>	783 L/m <sup>2</sup>	-32,2%
Drenaggio	386 L/m <sup>2</sup>	25 L/m <sup>2</sup>	-93,6%
ETc stimata	789 L/m <sup>2</sup>	793 L/m <sup>2</sup>	0,50%
Rapporto drenaggio/volume irriguo	33,40%	3,20%	forte riduzione
Rapporto VI/ETc	1,46	0,99	maggiore aderenza al fabbisogno

### 3.6 Limiti, opportunità e replicabilità

La sperimentazione ha messo in luce alcune criticità progettuali, tra cui:

- capacità limitata del serbatoio rispetto al potenziale di raccolta;
- copertura parziale della sensoristica nei singoli moduli;
- necessità di manutenzione periodica dei sensori;
- eterogeneità spaziale della distribuzione irrigua;

- assenza di modelli predittivi basati su previsioni meteo:

Tuttavia, tali limiti non compromettono la validità del sistema, ma forniscono indicazioni operative utili per futuri sviluppi. L'integrazione di sistemi previsionali e l'aumento della capacità di accumulo potrebbero incrementare ulteriormente l'autonomia idrica e l'efficienza complessiva.

### **3.7 Conclusioni**

L'approccio integrato adottato ha permesso di trasformare la parete verde in una infrastruttura ambientale intelligente, capace di autoregolarsi, adattarsi alle condizioni microclimatiche locali e ridurre in modo significativo il consumo di risorse idriche. I risultati dimostrano che, se correttamente progettate e gestite, le pareti verdi possono contribuire in modo concreto alla costruzione di sistemi urbani a bassa impronta idrica, rappresentando una soluzione replicabile e scalabile nell'ambito delle strategie di adattamento climatico.

## 4 MONITORAGGIO MICROCLIMATICO E AMBIENTALE: IMPATTI DELLA PARETE VERDE SUL MICROCLIMA URBANO

### 4.1 Premesse: verde verticale come strumento di mitigazione climatica

Il ruolo delle pareti verdi nella regolazione microclimatica urbana è da anni al centro dell'interesse scientifico. Numerosi studi hanno dimostrato come la vegetazione verticale sia in grado di ridurre le temperature superficiali degli edifici, stabilizzare l'umidità relativa, migliorare la qualità dell'aria e attenuare l'isola di calore urbana (UHI) (Alexandri & Jones, 2008; Perini et al., 2011; Ottel  et al., 2010; Gunawardena et al., 2017). In ambito mediterraneo, tuttavia, mancano sperimentazioni sistematiche che documentino tali effetti in condizioni di stress termico e idrico, come quelle tipiche delle stagioni estive del Sud Italia. Il presente progetto ha quindi incluso un monitoraggio microclimatico in situ, finalizzato a quantificare in modo oggettivo l'impatto della parete verde su:

- Temperatura superficiale della parete (con e senza vegetazione);
- Umidit  relativa dell'aria;
- Temperatura dell'aria a ridosso dell'edificio;
- Inquinanti atmosferici: particolato fine (PM), composti organici volatili (VOC) e CO.

### 4.2 Sistema di monitoraggio della qualit  dell'aria basato su Arduino/Ssp32

#### 4.2.1 Introduzione

L'inquinamento atmosferico rappresenta una delle principali criticit  ambientali e sanitarie delle aree urbane contemporanee, con impatti rilevanti sulla salute pubblica, sugli ecosistemi e sull'economia globale. Numerosi studi hanno evidenziato come l'esposizione prolungata a inquinanti atmosferici quali particolato fine (PM<sub>2.5</sub>), monossido di carbonio (CO), ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), ozono (O<sub>3</sub>) e composti organici volatili (VOC) sia associata a un aumento della mortalit  prematura e all'insorgenza di patologie cardiovascolari e respiratorie (WHO, 2021; IPCC, 2022; Escobedo et al., 2011; van den Bosch & Sang, 2017). Secondo le stime dell'Organizzazione Mondiale della Sanit , l'inquinamento dell'aria   responsabile di diversi milioni di decessi ogni anno a livello globale. Tradizionalmente, il monitoraggio della qualit  dell'aria   affidato a stazioni di misura convenzionali, caratterizzate da elevata accuratezza e affidabilit  dei dati. Tuttavia, tali sistemi presentano limiti significativi legati agli elevati costi di installazione e manutenzione, alle dimensioni e alla scarsa scalabilit  spaziale, che ne impediscono una diffusione capillare sul territorio. Di conseguenza, le reti di monitoraggio istituzionali forniscono spesso informazioni con risoluzione spaziale e temporale insufficiente a descrivere in modo esaustivo la variabilit  locale degli inquinanti, soprattutto in ambito urbano complesso. In questo contesto, negli ultimi anni si   assistito a un crescente interesse verso sistemi di monitoraggio alternativi basati su sensori a basso costo, reti di sensori wireless (WSN) e tecnologie *Internet of Things* (IoT). Come evidenziato nello studio di Idrees e Zheng (2020), tali approcci rappresentano una promettente evoluzione dei

sistemi di monitoraggio della qualità dell'aria, in quanto consentono di incrementare la densità spaziale dei punti di misura e di ottenere dati in tempo reale, riducendo significativamente i costi complessivi rispetto alle stazioni tradizionali. Gli autori sottolineano tuttavia come i sistemi di monitoraggio basati su sensori low-cost presentino anche criticità intrinseche, legate in particolare alla minore accuratezza delle misure, alla sensibilità alle condizioni ambientali (temperatura e umidità), alla deriva temporale dei sensori e alla necessità di procedure di calibrazione periodica. Nonostante tali limiti, la letteratura concorda sul fatto che questi sistemi siano idonei a fornire informazioni affidabili sulle variazioni spaziali e temporali degli inquinanti, soprattutto se integrati in architetture IoT strutturate e supportati da adeguate strategie di calibrazione e validazione dei dati. Alla luce di queste considerazioni, il sistema di monitoraggio sviluppato nel presente lavoro di tesi si inserisce nel filone dei moderni *Air Pollution Monitoring Systems* (APMS) basati su sensori a basso costo e piattaforme open-source. L'obiettivo principale è stato quello di realizzare una centralina di monitoraggio modulare, scalabile e a basso consumo energetico, in grado di acquisire in continuo i principali parametri di qualità dell'aria e di trasmetterli in modalità wireless verso un'infrastruttura di raccolta e analisi dati. Particolare attenzione è stata posta all'applicazione del sistema nel contesto urbano di interesse caratterizzato dalla presenza di infrastrutture verdi, come la parete verde verticale, al fine di supportare analisi avanzate sugli effetti microclimatici e sui servizi ecosistemici associati.

#### 4.2.2 Architettura generale del sistema

Il sistema di monitoraggio è strutturato secondo un'architettura (Fig. 42 e Fig. 43) composta da:

- nodi di acquisizione (centraline di monitoraggio);
- un sistema di comunicazione wireless a lunga distanza;
- un gateway di raccolta dati;
- un'infrastruttura cloud per l'archiviazione e la visualizzazione dei dati.

Ogni nodo di monitoraggio è progettato per funzionare in maniera autonoma, integrando sensori ambientali, unità di elaborazione, modulo di comunicazione e sistema di alimentazione.

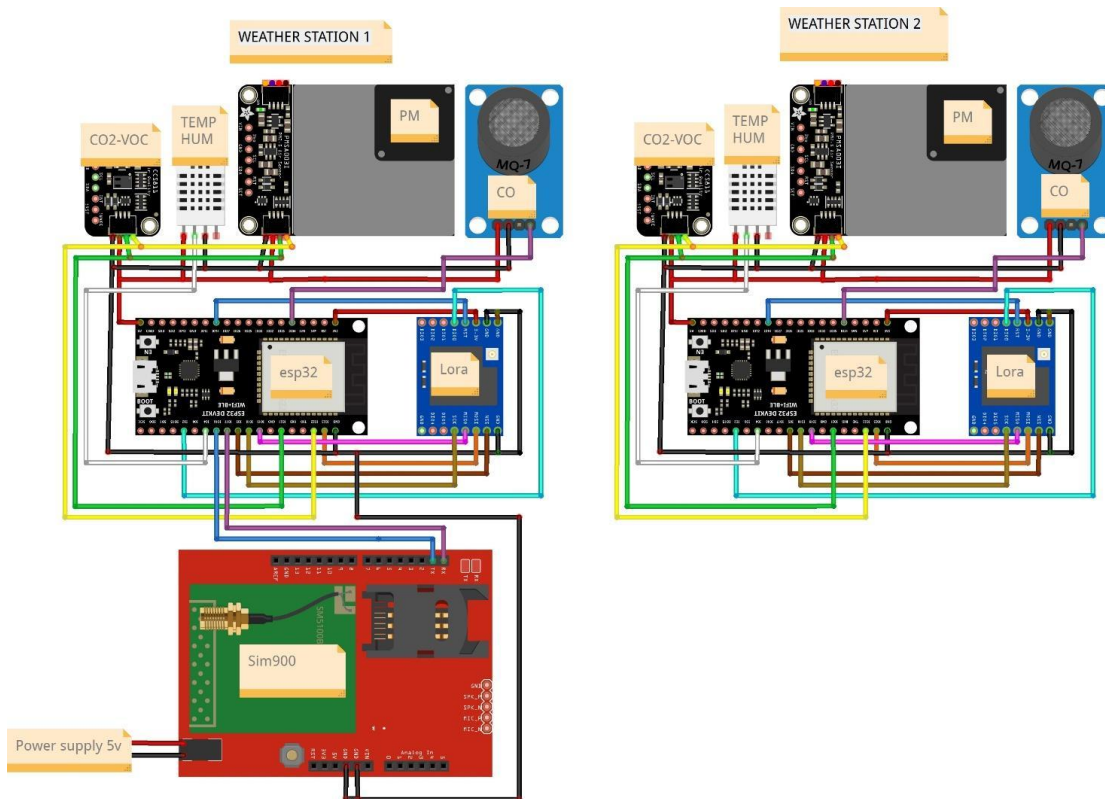


Fig. 42 Schema di collegamento funzionale del nodo di monitoraggio della qualità dell'aria. Il microcontrollore ESP32 gestisce i sensori ambientali e i moduli di comunicazione LoRa e cellulare, consentendo la trasmissione dei dati verso il gateway e il cloud.

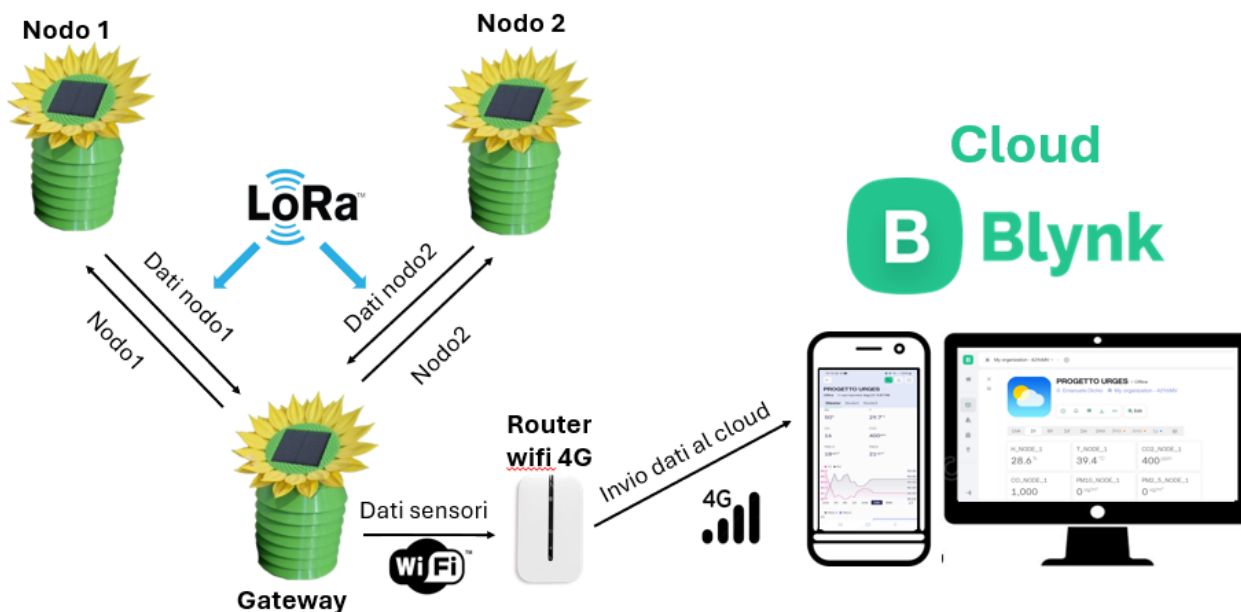


Fig. 43 Schema dell'architettura della rete di centraline, composta da nodi di acquisizione, gateway di raccolta dati e infrastruttura cloud per l'archiviazione e la visualizzazione delle informazioni.

### 4.2.3 Unità di controllo e piattaforma hardware

#### 4.2.3.1 Microcontrollore ESP32

Il cuore del sistema di monitoraggio è rappresentato dal microcontrollore ESP32 (Fig. 44), selezionato per le seguenti caratteristiche:

- elevata capacità di calcolo;
- basso consumo energetico;
- presenza di interfacce di comunicazione multiple (I2C, SPI, UART);
- compatibilità con l'ambiente di sviluppo Arduino IDE;
- integrazione nativa di moduli di comunicazione wireless.

L'ESP32 gestisce l'acquisizione dei segnali provenienti dai sensori, l'elaborazione preliminare dei dati e la trasmissione verso il gateway.

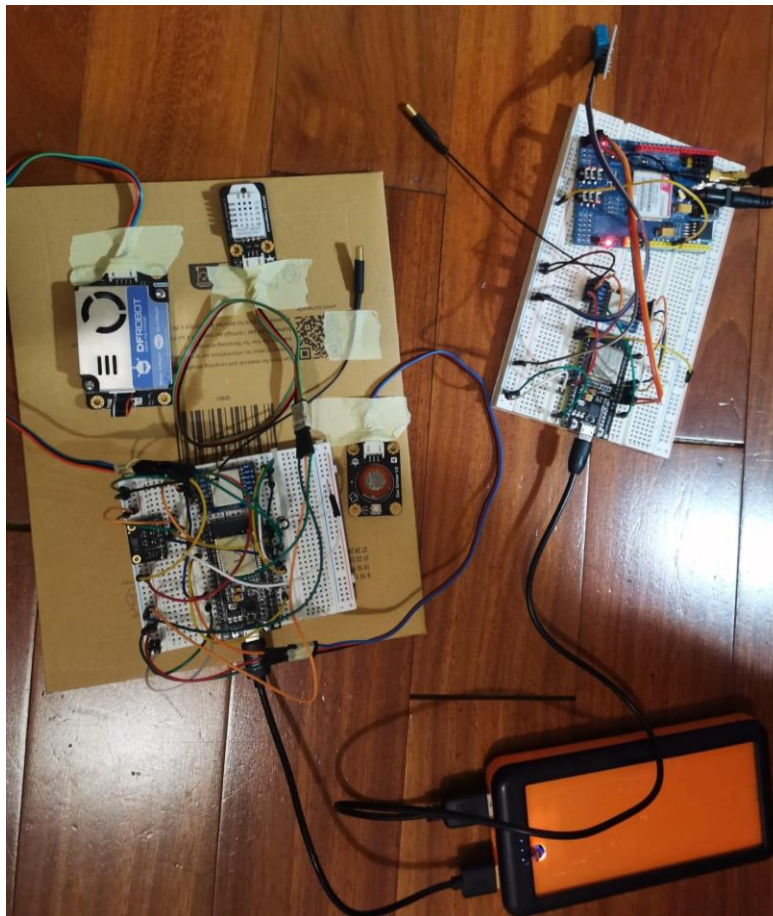


Fig. 44 Nodo di monitoraggio della qualità dell'aria completamente assemblato. Il dispositivo integra microcontrollore ESP32, sensori ambientali e modulo LoRa 868 MHz, consentendo l'acquisizione e la trasmissione wireless dei dati.

#### 4.2.4 Sensori per il monitoraggio della qualità dell'aria

La scelta dei sensori impiegati nel sistema di monitoraggio è stata guidata da un compromesso tra costo, affidabilità, consumo energetico e diffusione in letteratura, in linea con quanto discusso nei moderni *Air Pollution Monitoring Systems* (APMS) basati su sensori low-cost. Come evidenziato da Idrees e Zheng (2020), i sensori a basso costo risultano particolarmente adatti a reti di monitoraggio distribuite, purché vengano adeguatamente considerati i limiti intrinseci legati all'accuratezza, alla sensibilità ambientale e alla stabilità nel tempo.

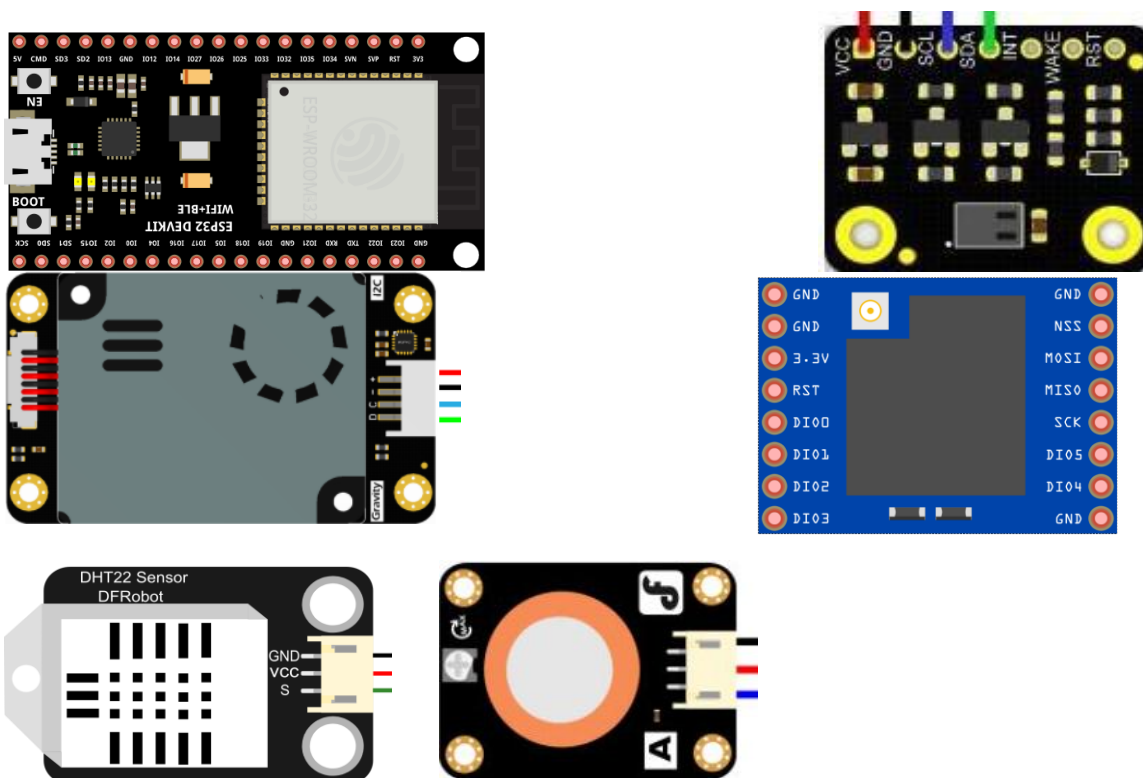


Fig. 45 Principali componenti del sistema: microcontrollore ESP32, sensori CCS811 (CO<sub>2</sub> e VOC), sensore PM2.5, sensore DHT22 (temperatura e umidità), sensore MQ-7 (CO) e modulo LoRa RFM95W a 868 MHz.

In particolare, il sensore DHT22 è utilizzato per la misura della temperatura dell'aria e dell'umidità relativa (Fig. 45), parametri fondamentali non solo per la caratterizzazione delle condizioni ambientali, ma anche per la compensazione delle misure degli inquinanti, poiché numerosi sensori low-cost mostrano una marcata dipendenza dalle condizioni termo-igrometriche. In letteratura è ampiamente riconosciuto che l'inclusione di temperatura e umidità nei modelli di calibrazione consente di ridurre significativamente gli errori sistematici dei sensori di gas e di particolato (Jayaratne et al., 2018; Borrego et al., 2016; Castell et al., 2017; Idrees & Zheng, 2020). La stima delle concentrazioni equivalenti di anidride carbonica (CO<sub>2</sub>eq) e dei composti organici volatili totali (TVOC) è invece affidata al sensore CCS811 (Fig. 45), che utilizza un algoritmo interno basato sulla rilevazione di gas riducenti; sebbene tali dispositivi non forniscano una misura diretta della CO<sub>2</sub>, risultano comunque utili per l'analisi delle variazioni temporali e spaziali della qualità dell'aria in contesti urbani e indoor-outdoor di transizione, pur richiedendo una fase di

stabilizzazione iniziale e un attento monitoraggio delle condizioni operative. La misura del particolato fine (PM2.5) è stata effettuata mediante un sensore ottico a basso costo basato sul principio della diffusione della luce, soluzione ampiamente adottata nei sistemi APMS low-cost per le dimensioni ridotte e il basso consumo energetico, ma caratterizzata da limiti legati alla dipendenza dalle proprietà fisiche delle particelle, quali forma, densità e contenuto di umidità (Idrees & Zheng, 2020). Infine, il sensore MQ-7 è stato impiegato per il rilevamento del monossido di carbonio (CO), uno degli inquinanti più utilizzati per la valutazione dell'indice di qualità dell'aria (AQI); tuttavia, come evidenziato in letteratura, i sensori a ossido metallico, pur presentando una buona sensibilità, richiedono cicli di riscaldamento e mostrano fenomeni di deriva e sensibilità incrociata ad altri gas, rendendo necessarie procedure di calibrazione e un'interpretazione cauta dei dati. La trasmissione dei dati è stata implementata tramite un modulo LoRa RFM95W (Fig. 46) operante alla frequenza di 868 MHz. La tecnologia LoRa (Long Range) è stata scelta per:

- basso consumo energetico;
- elevata portata di trasmissione;
- buona affidabilità anche in contesti urbani complessi.

I nodi inviano periodicamente i dati acquisiti a un gateway centrale, che provvede all'inoltro verso il cloud tramite connessione Wi-Fi o rete mobile 4G.

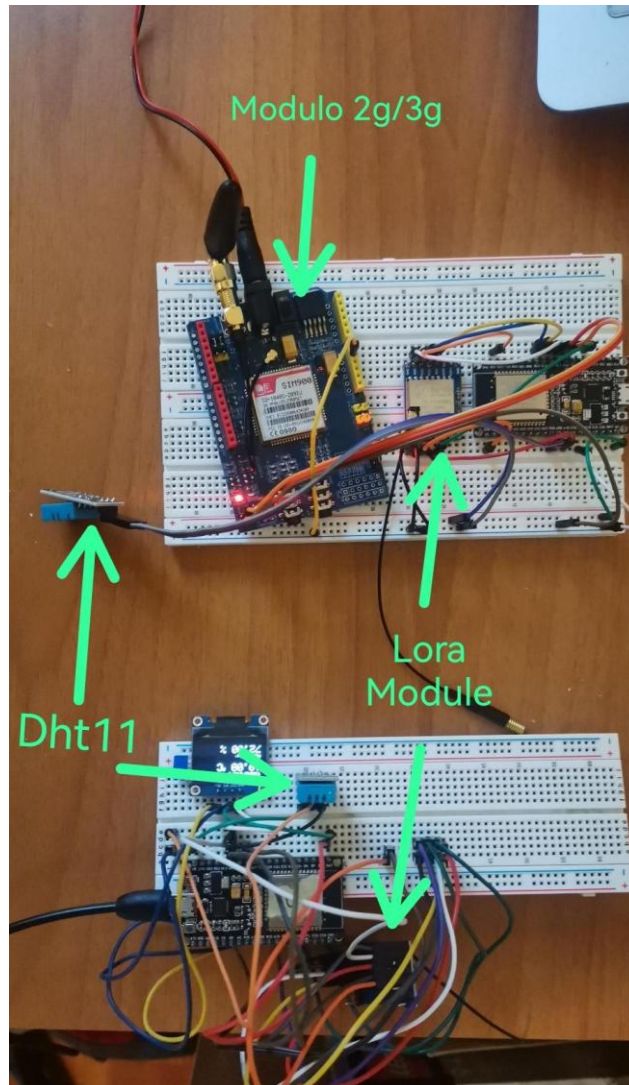


Fig. 46 Fase di prototipazione del nodo di monitoraggio della qualità dell'aria su *breadboard*. Sono visibili il microcontrollore ESP32, i sensori ambientali (temperatura e umidità, CO, PM), il modulo di comunicazione LoRa e il modulo di trasmissione dati cellulare, utilizzati per la validazione preliminare del sistema prima della realizzazione del circuito stampato.

#### 4.2.5 Progettazione elettronica e realizzazione del circuito stampato (PCB)

##### 4.2.5.1 Schema elettrico

Lo schema elettrico del sistema è stato realizzato utilizzando il software EasyEDA (<https://easyeda.com/it>), che ha consentito di integrare in un unico progetto microcontrollore, sensori, moduli di comunicazione e circuiteria di alimentazione (Fig. 47).

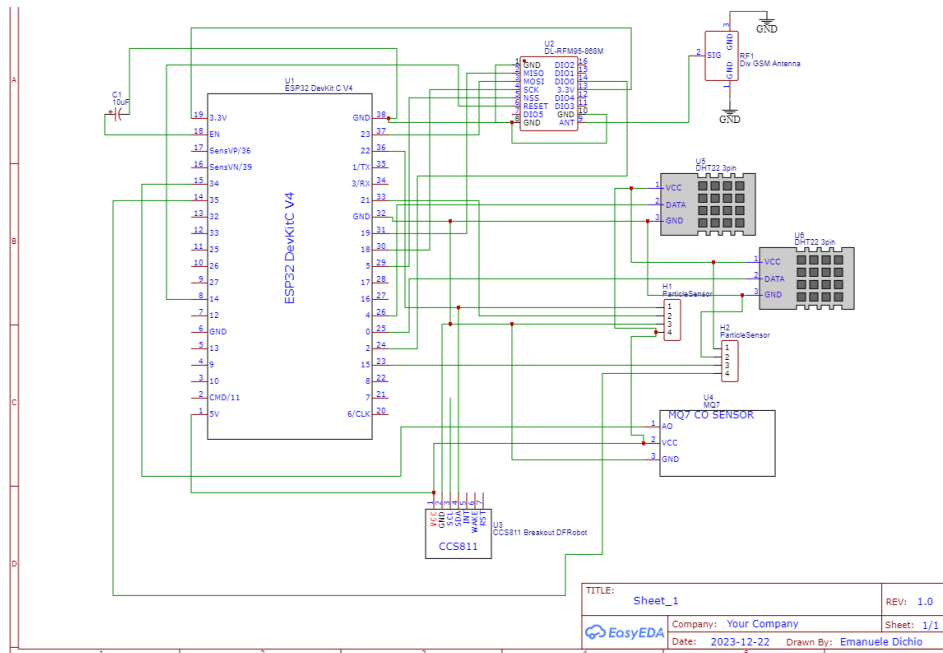


Fig. 47 Lo schema elettrico del sistema è stato sviluppato mediante il software EasyEDA. Lo schema costituisce la base per la successiva progettazione del circuito stampato (PCB).

#### 4.2.5.2 Disegno e produzione del circuito stampato

Il circuito stampato (*Printed Circuit Board*, PCB) è stato successivamente prodotto dall'azienda JLCPCB (<https://jlcpcb.com/>). La realizzazione di un PCB dedicato ha permesso di:

- ridurre le dimensioni complessive del sistema;
- aumentare l'affidabilità delle connessioni;
- facilitare la replicabilità dei nodi di monitoraggio.

Sono stati realizzati layout per il lato frontale e posteriore della scheda (Fig. 48), ottimizzati per l'alloggiamento dei componenti e la dissipazione termica.

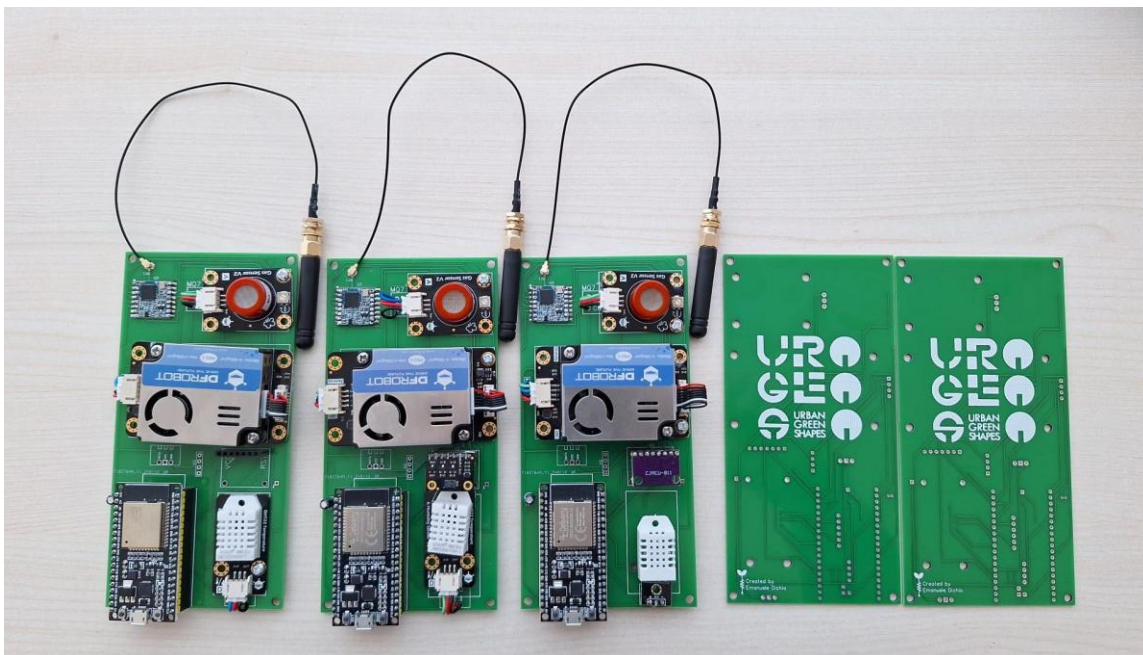


Fig. 48 Circuito stampato (PCB) del nodo di monitoraggio della qualità dell'aria sviluppato in parallelo anche nel progetto URGES. In alto è mostrato il lato componenti, con microcontrollore ESP32, sensori e modulo LoRa; in basso il lato piste.

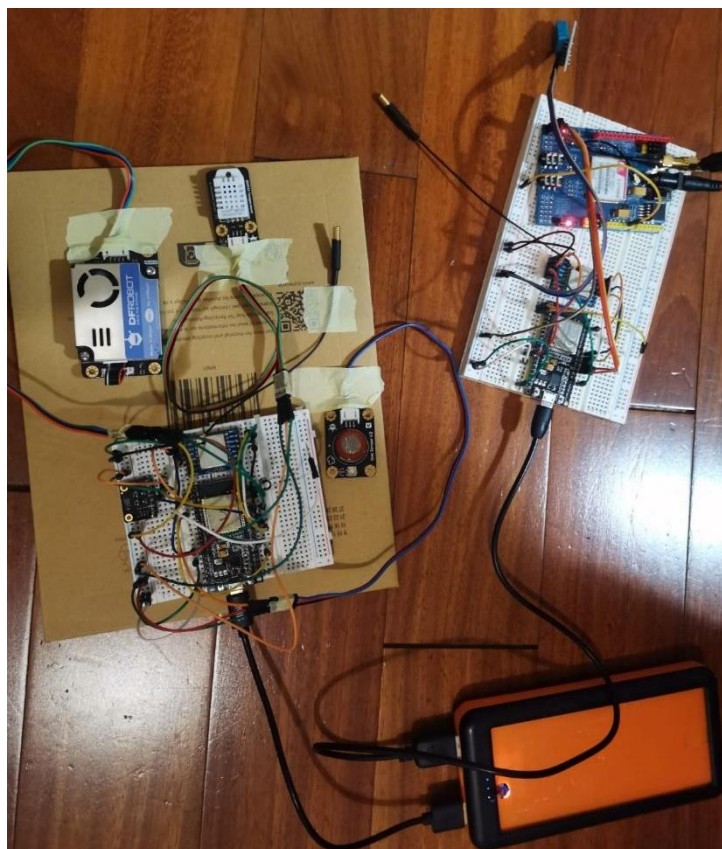


Fig. 49 Fasi di sviluppo e test del sistema di monitoraggio della qualità dell'aria, dalla prototipazione iniziale su *breadboard* alle verifiche funzionali in laboratorio.

#### 4.2.6 Programmazione del sistema

La programmazione della centralina di monitoraggio è stata effettuata mediante Arduino IDE, utilizzando il linguaggio C/C++. Tale scelta consente un'elevata portabilità del codice e un'ampia disponibilità di librerie open-source (Fig. 50).

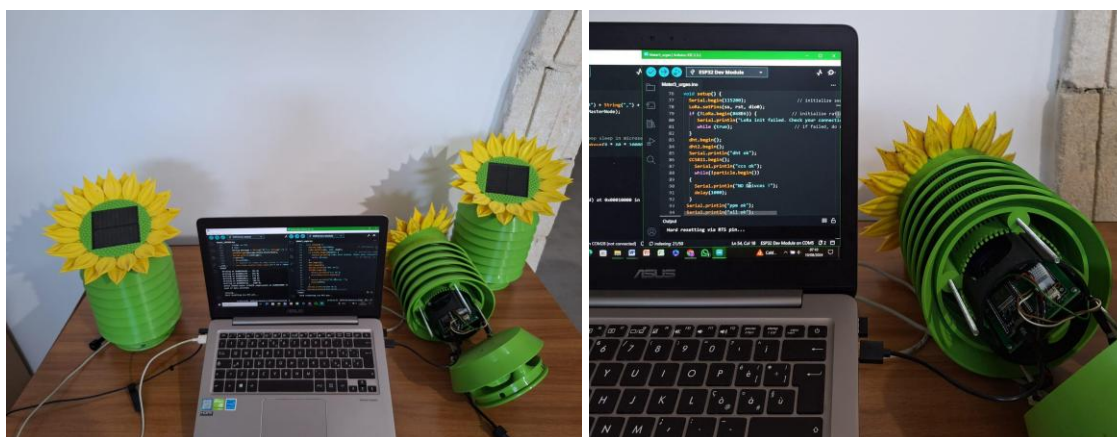


Fig. 50 Programmazione del firmware del nodo di monitoraggio mediante Arduino IDE, utilizzando linguaggio C/C++ per la gestione dei sensori, della comunicazione LoRa e del risparmio energetico.

Il firmware sviluppato segue una logica ciclica che comprende:

1. inizializzazione dei sensori;
2. acquisizione dei dati ambientali;
3. pre-elaborazione e formattazione dei dati;
4. trasmissione dei pacchetti tramite LoRa;
5. gestione dei consumi energetici.

#### **4.2.7 Sistema di alimentazione**

Le centraline di monitoraggio sono alimentate tramite una batteria da 12 V accoppiata a un pannello solare da 12 V (Fig. 51). Questa configurazione consente il funzionamento continuo del sistema anche in condizioni di assenza di rete elettrica, rendendo il dispositivo idoneo a installazioni outdoor di lunga durata.

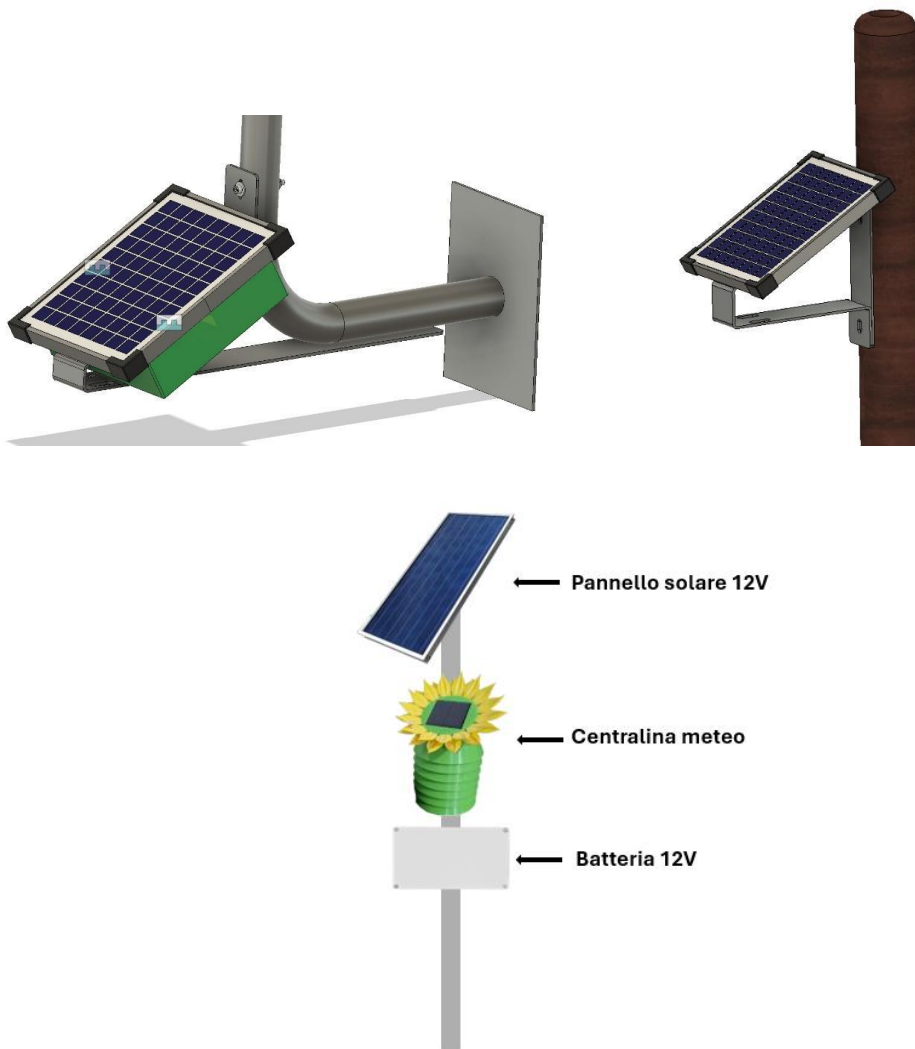


Fig. 51 Sistema di alimentazione fotovoltaico progettato per il funzionamento *off-grid* delle centraline di monitoraggio. Il pannello solare è montato su staffa metallica regolabile, installata su supporto verticale, e collegato a una batteria ricaricabile da 12 V.

#### 4.2.8 Installazione e campagna di monitoraggio

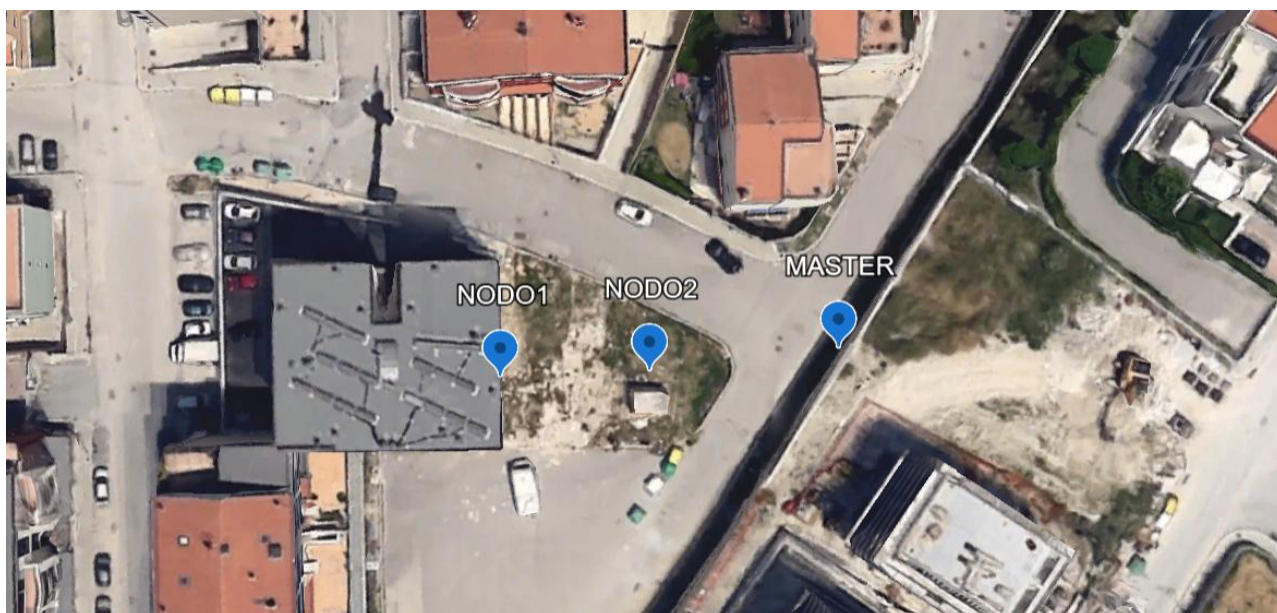
Il sistema di monitoraggio della qualità dell'aria realizzato è stato installato in prossimità della parete verde sperimentale, al fine di valutare le variazioni microclimatiche e di qualità dell'aria indotte dalla presenza di infrastrutture verdi (Fig. 52 e Fig. 53). La campagna di monitoraggio è stata organizzata in due distinti periodi di acquisizione dati, separati da una fase intermedia caratterizzata da interventi tecnici e operativi sul sistema di misura. Tale articolazione riflette la natura sperimentale dell'installazione e le condizioni operative tipiche dei sistemi di monitoraggio ambientale basati su sensoristica distribuita in ambiente urbano.

Il primo periodo di campionamento, considerato ai fini dell'analisi, si estende dal 10/08/2024 al 16/08/2024. In questo intervallo temporale l'intera rete di sensori, costituita dal gateway/master e dai nodi NODE\_1 e NODE\_2, ha operato in modo continuo e stabile, garantendo la trasmissione regolare dei dati. Tale fase ha consentito l'acquisizione di serie temporali complete e sincronizzate, rendendo possibile l'analisi comparativa delle concentrazioni di inquinanti atmosferici e dei parametri microclimatici in funzione della diversa collocazione spaziale dei sensori rispetto alla parete verde e al contesto urbano circostante.

Il secondo periodo di monitoraggio si colloca tra settembre e novembre 2025 ed è riferito esclusivamente ai dati acquisiti dal gateway/master. In questa fase, infatti, i nodi prossimali alla parete verde (NODE\_1) e al verde orizzontale (NODE\_2) non risultavano operativi a causa di danni subiti dalle strutture di alloggiamento in seguito a eventi meteorologici intensi, in particolare precipitazioni prolungate che hanno compromesso l'integrità delle capannine e dei componenti elettronici interni. Di conseguenza, il monitoraggio è stato limitato al solo sensore MASTER, che ha continuato a funzionare regolarmente, fornendo una caratterizzazione affidabile delle condizioni di background microclimatico e di qualità dell'aria dell'area di studio. Nel periodo intercorrente tra le due campagne, il sistema è stato oggetto di diversi interventi di manutenzione ordinaria e straordinaria, comprendenti la sostituzione delle batterie, la verifica e il ripristino dei sistemi di alimentazione. Tali operazioni, unite alle limitazioni operative dovute alla necessità di testare l'affidabilità delle nuove configurazioni hardware, non hanno consentito una registrazione continua e omogenea dei dati su base temporale estesa.



Fig. 52 Installazione del sistema monitoraggio della qualità dell'aria e campagna di monitoraggio, all'inizio della sezione.



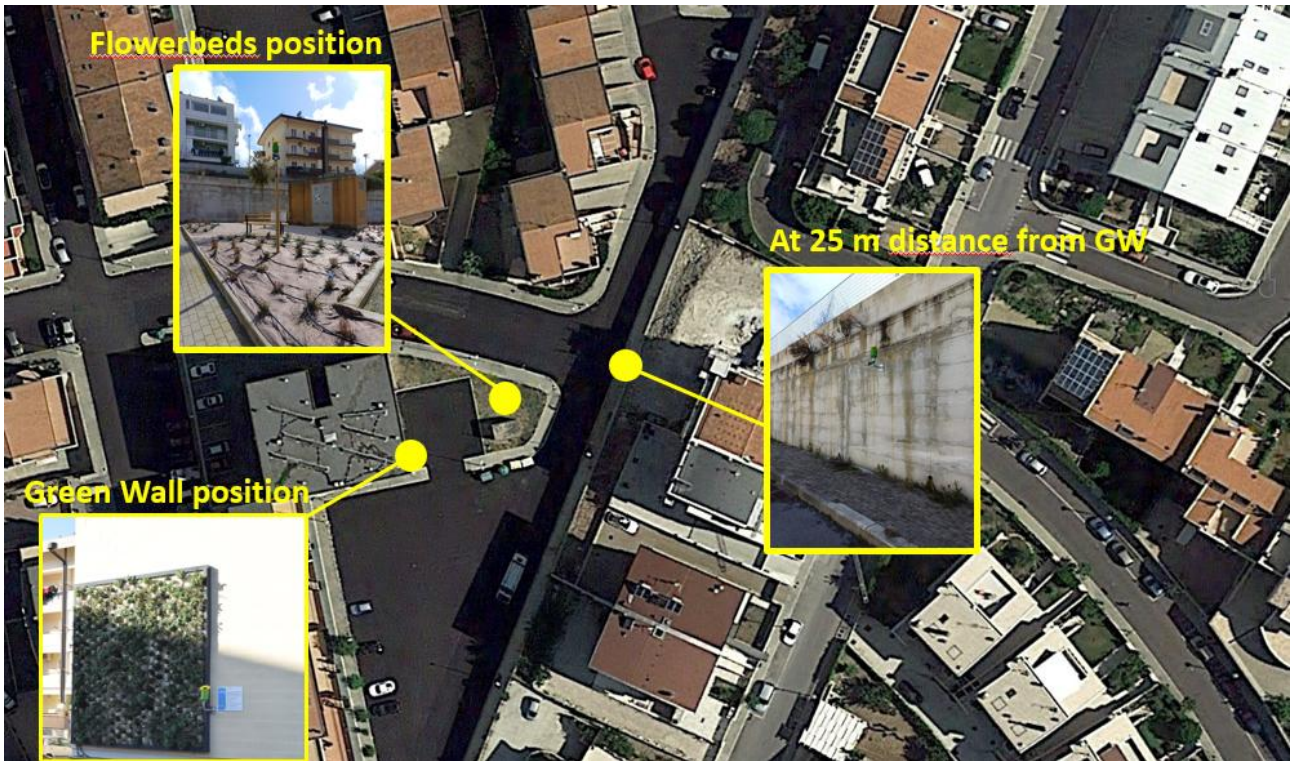


Fig. 53 Posizionamento delle centraline di monitoraggio in relazione alla parete verde, finalizzato alla valutazione delle variazioni microclimatiche e della qualità dell'aria.

## 4.2.9 Risultati sperimentali del sistema di monitoraggio della qualità dell'aria

### 4.2.9.1 Descrizione dei dataset acquisiti

I dati sono stati acquisiti con frequenza temporale regolare durante le finestre di funzionamento effettivo del sistema, compatibilmente con i limiti energetici descritti nelle sezioni precedenti. Le serie temporali risultanti, come già evidenziato nel paragrafo precedente, presentano discontinuità dovute alle interruzioni dell'alimentazione elettrica, principalmente causate dalla limitata autonomia della batteria ricaricabile e dall'insufficiente apporto energetico del sistema fotovoltaico.

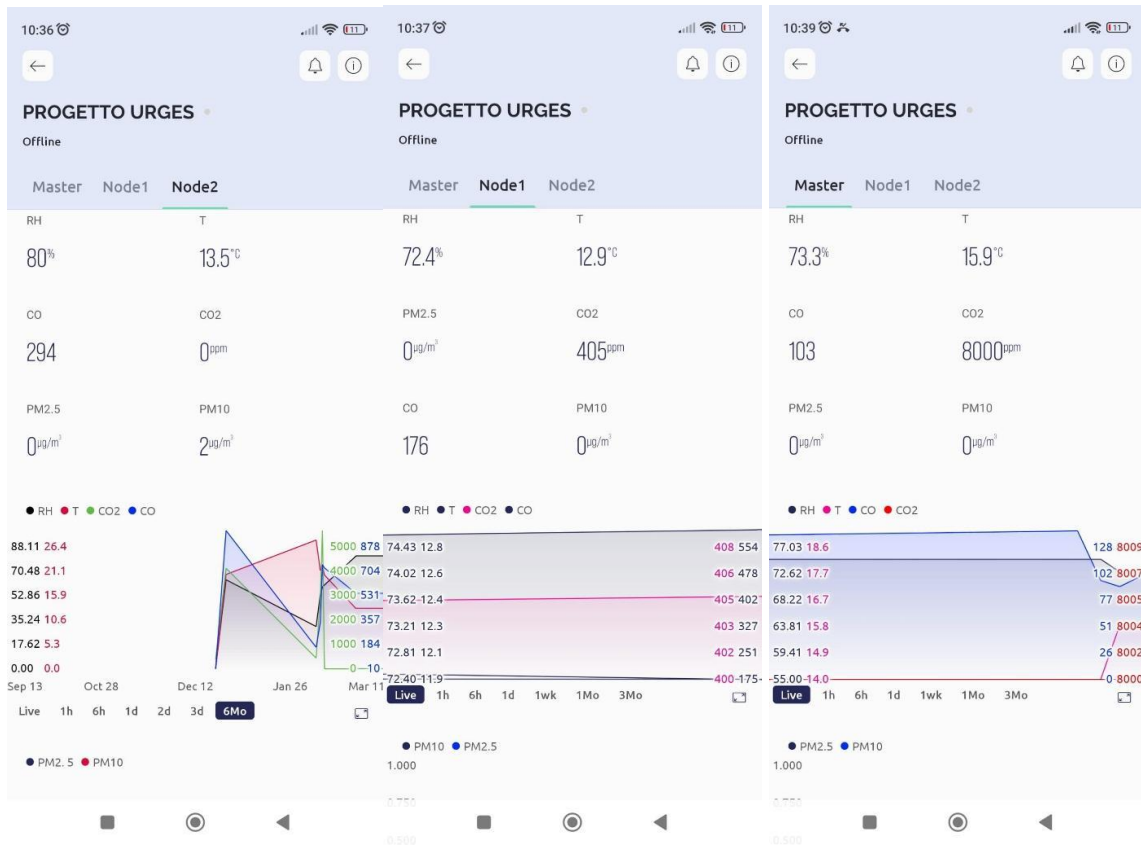


Fig. 54 Interfaccia di visualizzazione dei dati del sistema di monitoraggio.

Il sistema sviluppato nel presente lavoro non è stato concepito come una rete di misura certificata ai fini regolatori, ma come una piattaforma sperimentale distribuita, finalizzata alla lettura delle variazioni micro-locali e dei gradienti relativi degli inquinanti in relazione alla presenza della parete verde. Tale approccio consente di aumentare la risoluzione spaziale e temporale del monitoraggio, ma comporta inevitabilmente una minore accuratezza assoluta rispetto alle stazioni convenzionali, come ampiamente evidenziato dalla letteratura sui sistemi low-cost per il monitoraggio della qualità dell'aria (Castell et al., 2017; Borrego et al., 2016; Idrees & Zheng, 2020).

#### 4.2.9.2 Qualità dell'aria: confronto spaziale tra parete verde, verde orizzontale e background urbano

Nonostante le limitazioni operative, i dati raccolti risultano idonei a evidenziare trend temporali e variazioni relative degli inquinanti monitorati. In particolare:

- le concentrazioni di  $PM_{2.5}$  mostrano variazioni giornaliere coerenti con le dinamiche urbane;
- i valori di  $CO_2$  evidenziano fluttuazioni legate alle condizioni microclimatiche e alla ventilazione locale;
- le misure di  $CO$ , pur soggette a maggiore incertezza, consentono di individuare variazioni temporali significative.

L'analisi si è concentrata principalmente sulle variazioni relative e sui confronti tra differenti condizioni ambientali, piuttosto che sulla stima assoluta delle concentrazioni, in linea con le indicazioni fornite dalla letteratura sui sensori low-cost. L'analisi delle serie temporali relative ai principali inquinanti atmosferici ( $CO$ ,  $CO_2$ ,  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$ ) mette in evidenza differenze coerenti con la diversa collocazione spaziale dei sensori rispetto alla parete verde verticale e al contesto urbano circostante. Il NODE\_1, installato in prossimità immediata della parete verde, mostra in modo sistematico valori medi di  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$  inferiori rispetto al MASTER, posizionato a circa 25 m dalla parete, e al NODE\_2, collocato a una distanza intermedia (8–10 m) in prossimità di verde orizzontale.

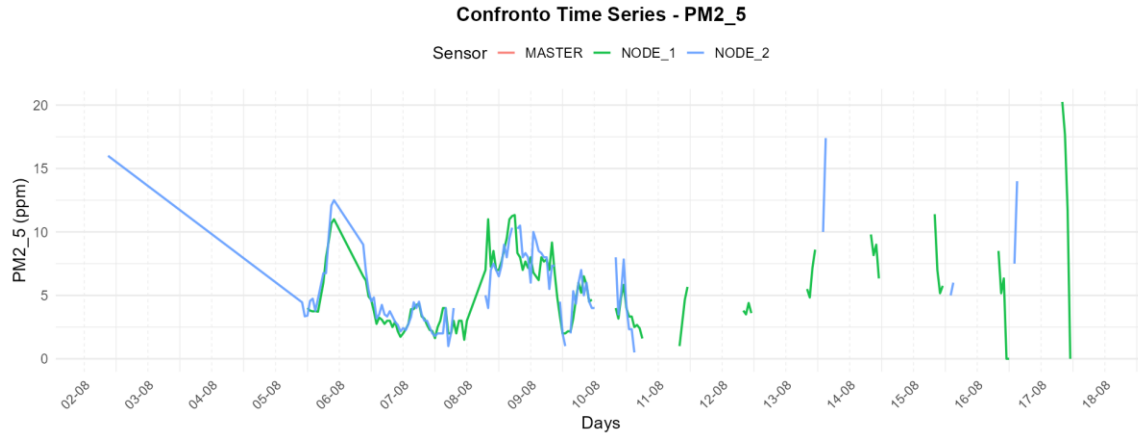


Fig. 55 Andamento temporale delle concentrazioni di particolato fine  $PM_{2.5}$  misurate dai tre sensori (MASTER, NODE\_1, NODE\_2) nel periodo di monitoraggio.

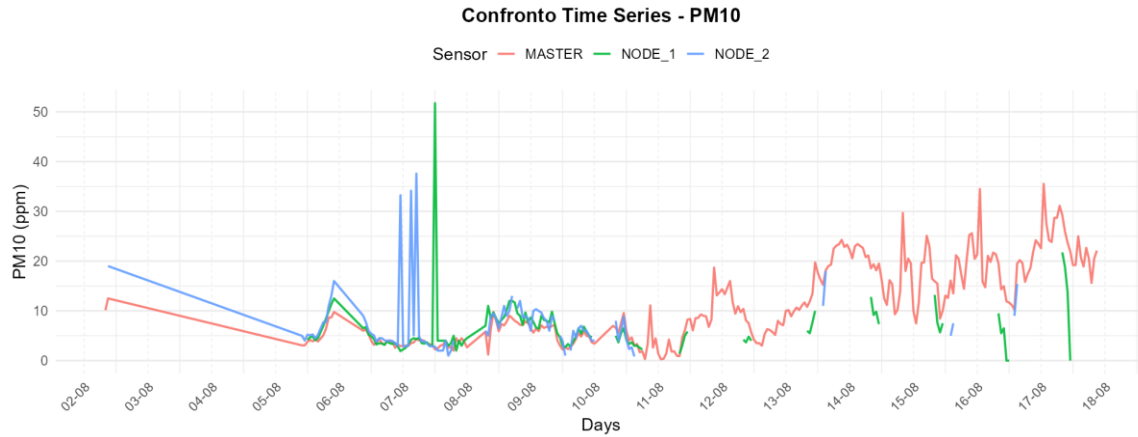


Fig. 56 Andamento temporale delle concentrazioni di particolato  $PM_{10}$  rilevate dai tre sensori.

Nei grafici relativi al particolato (Fig. 55 e Fig. 56) si osserva come il NODE\_1 presenti una minore ampiezza dei picchi e una maggiore stabilità delle concentrazioni, soprattutto nei periodi di condizioni atmosferiche relativamente stabili. Tale comportamento suggerisce un possibile effetto di intercettazione, deposizione e riduzione della risospensione delle particelle fini da parte della vegetazione verticale, in linea con quanto riportato dalla letteratura sulle *Nature-Based Solutions* applicate all'ambiente urbano (Ottelé et al., 2010; Pugh et al., 2012; Abhijith et al., 2017; Ysebaert et al., 2021; Vashist et al. 2024). Il NODE\_2, pur mostrando in diversi intervalli valori inferiori rispetto al MASTER, evidenzia una variabilità più accentuata e picchi sporadici, verosimilmente legati alla maggiore esposizione alle dinamiche di ventilazione locale e alla prossimità di superfici aperte e carrabili. Il MASTER, posto a maggiore distanza dalla parete verde e maggiormente influenzato dal contesto stradale e dal traffico veicolare, restituisce un segnale più continuo e rappresentativo del background urbano locale, con concentrazioni di PM generalmente più elevate e meno smorzate.

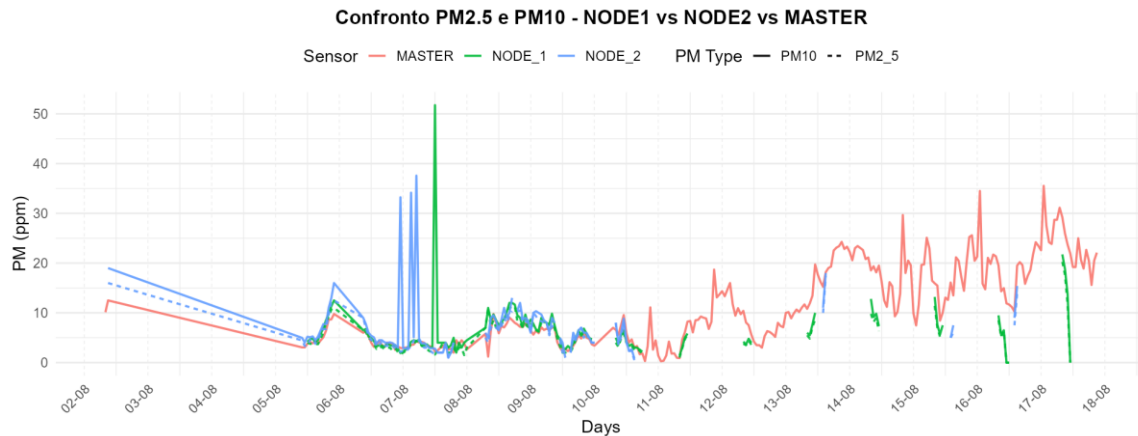


Fig. 57 Confronto integrato delle concentrazioni di  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$  misurate dai sensori MASTER, NODE\_1 e NODE\_2.

La figura comparativa tra  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$  (Fig. 57) consente di evidenziare con maggiore chiarezza il gradiente spaziale delle concentrazioni in funzione della distanza dalla parete verde, rafforzando l'ipotesi di un effetto di mitigazione localizzato, più evidente in prossimità della vegetazione verticale. Per quanto riguarda i gas e in particolare le serie temporali di CO e  $CO_2$  (Fig. 58 e Fig. 59) mostrano una forte sensibilità a eventi puntuali e possibili effetti strumentali, con la presenza di picchi anomali soprattutto nei NODE\_1 e NODE\_2.

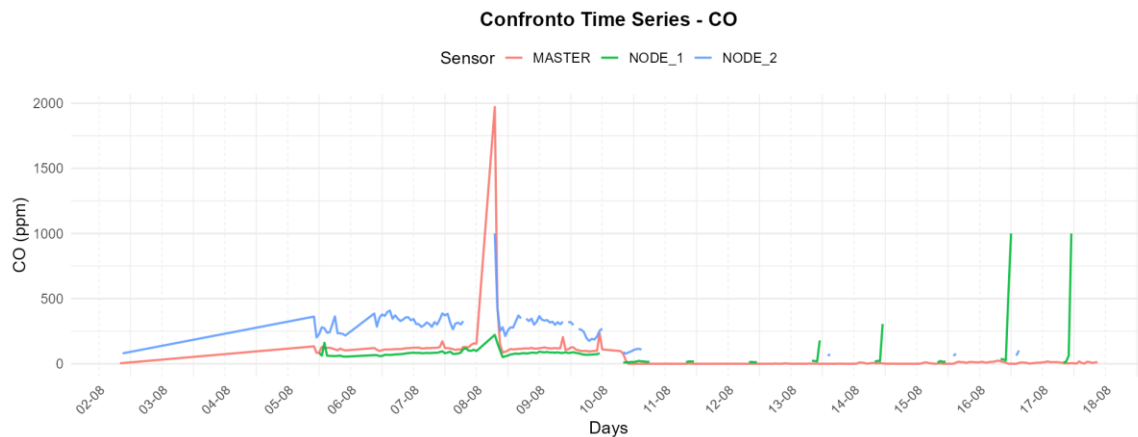


Fig. 58 Serie temporali delle concentrazioni di monossido di carbonio (CO, ppm) registrate dai tre sensori.

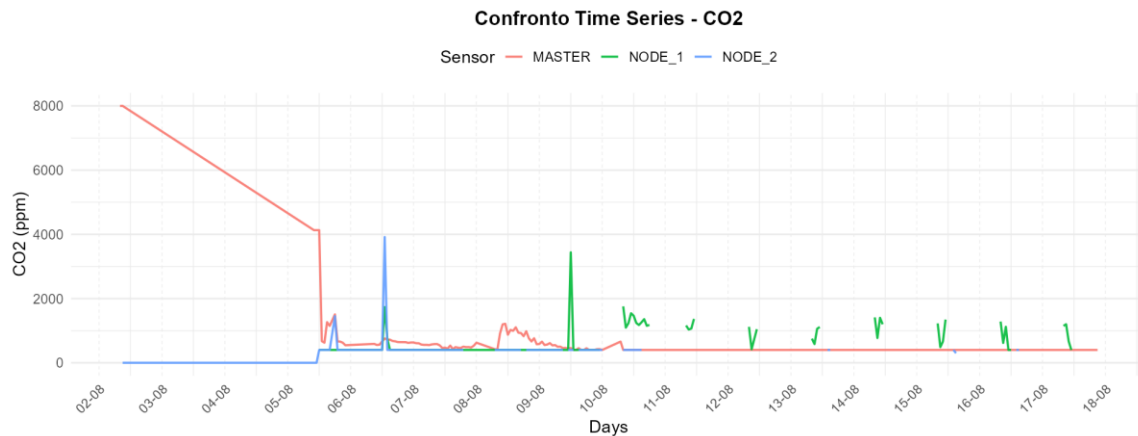


Fig. 59 Andamento temporale delle concentrazioni di anidride carbonica ( $CO_2$ , ppm) misurate dai tre sensori.

L'effetto di riduzione delle concentrazioni di PM in prossimità della parete verde è coerente con quanto riportato dalla letteratura sulle *NbS*, che evidenzia il ruolo della vegetazione nell'intercettazione e deposizione del particolato atmosferico (WHO, 2021; European Commission, 2022; Abhijith et al., 2017). Sebbene tali andamenti richiedano ulteriori fasi di validazione e filtraggio dei dati, il MASTER conferma un comportamento più stabile e continuo, confermandone il ruolo di sensore di riferimento per le condizioni medie dell'area di studio.

### Microclima locale: effetti della parete verde su temperatura e umidità relativa

L'analisi delle variabili microclimatiche (temperatura dell'aria e umidità relativa) evidenzia differenze significative tra i tre punti di misura, riconducibili all'interazione tra vegetazione, superfici artificiali e geometria urbana. In particolare, il NODE\_1, collocato in prossimità della parete verde, mostra una attenuazione delle escursioni termiche rispetto al MASTER, accompagnata da valori medi di umidità relativa leggermente più elevati.

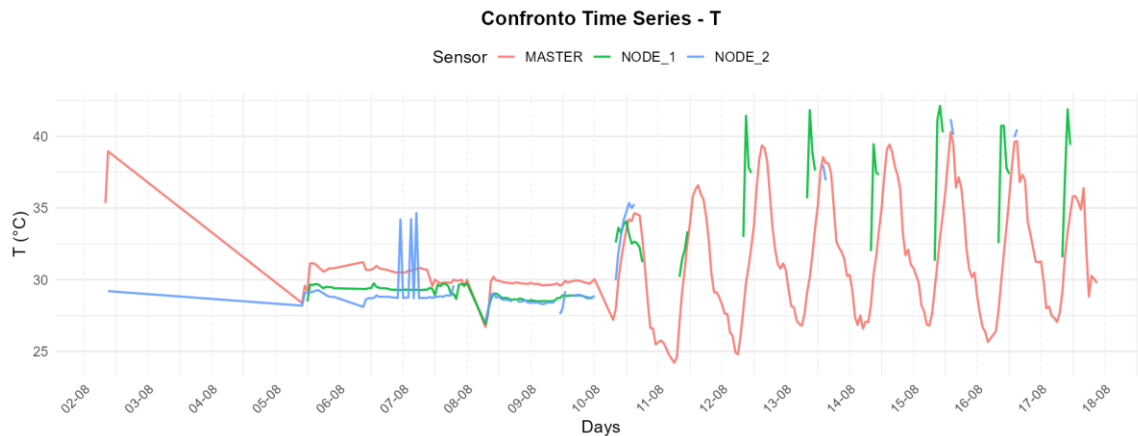


Fig. 60 Serie temporali della temperatura dell'aria (°C) rilevate dai sensori MASTER, NODE\_1 e NODE\_2.

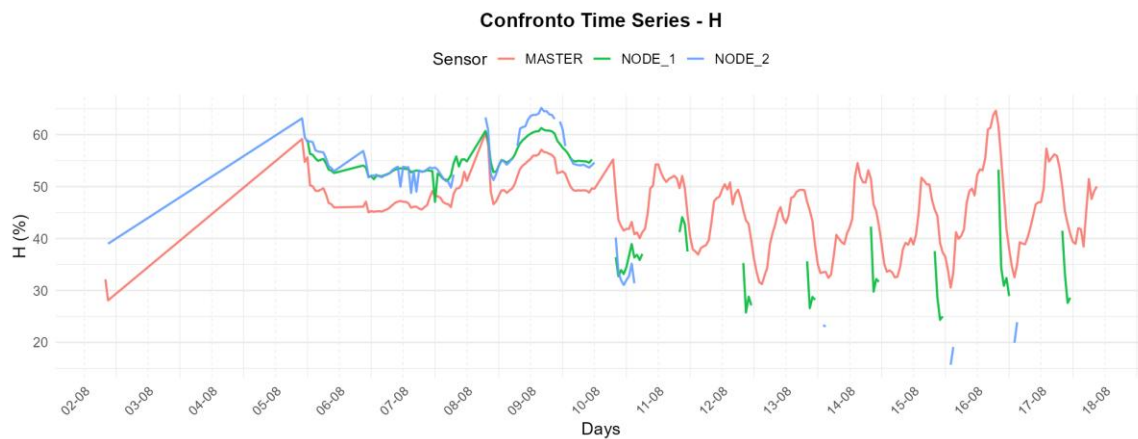


Fig. 61 Andamento dell'umidità relativa dell'aria (%) misurata dai tre sensori.

Come visibile nei grafici di temperatura (Fig. 60), il NODE\_1 registra oscillazioni giornaliere meno pronunciate, coerenti con i processi di ombreggiamento ed evapotraspirazione indotti dalla vegetazione verticale. Il NODE\_2 assume un comportamento intermedio, riflettendo l'influenza mitigante del verde orizzontale, ma risultando al contempo più esposto alle superfici mineralizzate e all'irraggiamento diretto. Le serie di umidità relativa (Fig. 61) mostrano valori mediamente più elevati in prossimità della parete verde, con una variabilità contenuta rispetto al MASTER, che risente maggiormente delle condizioni atmosferiche generali e delle superfici impermeabili circostanti. Questo gradiente microclimatico conferma il ruolo della vegetazione come elemento capace di modificare le condizioni termo-igrometriche locali anche su scale

spaziali ridotte. La maggiore stabilità termo-igrometrica osservata in prossimità del verde verticale conferma il contributo delle superfici vegetate alla mitigazione del microclima urbano, in particolare attraverso i processi di ombreggiamento ed evapotraspirazione (Perini & Rosasco, 2013; Pérez et al., 2014; Bowler et al., 2010). Le differenze osservate tra verde verticale e verde orizzontale risultano coerenti con studi che evidenziano come l'efficacia microclimatica del verde dipenda fortemente dalla geometria, dalla densità fogliare e dalla prossimità alle superfici edificate (Bartfelder & Köhler, 1987; Cameron et al., 2014).

### **Analisi delle serie temporali del sensore MASTER (periodo settembre–novembre 2025)**

Nel periodo compreso tra settembre e novembre 2025, a causa di malfunzionamenti hardware dei sensori NODE\_1 e NODE\_2, il monitoraggio ambientale è stato garantito esclusivamente dal sensore MASTER, installato a circa 25 m dalla parete verde e rappresentativo delle condizioni di background microclimatico e di qualità dell'aria dell'area di studio. Sebbene tale limitazione impedisca un confronto spaziale diretto con il verde verticale e orizzontale, l'analisi delle serie temporali consente comunque una prima caratterizzazione delle dinamiche temporali degli inquinanti e delle variabili microclimatiche. Le concentrazioni di monossido di carbonio (CO) mostrano un'elevata variabilità temporale, con la presenza di numerosi picchi di breve durata e valori prossimi allo zero nei periodi di fondo (Fig. 62). Tale comportamento suggerisce una forte influenza di eventi puntuali e discontinui, verosimilmente associati al traffico veicolare locale o a sorgenti temporanee, piuttosto che a un carico emissivo continuo. L'elevata frequenza dei picchi, unita alla loro ampiezza, impone cautela interpretativa e indica la necessità di ulteriori procedure di filtraggio e validazione dei dati nelle successive fasi di analisi.

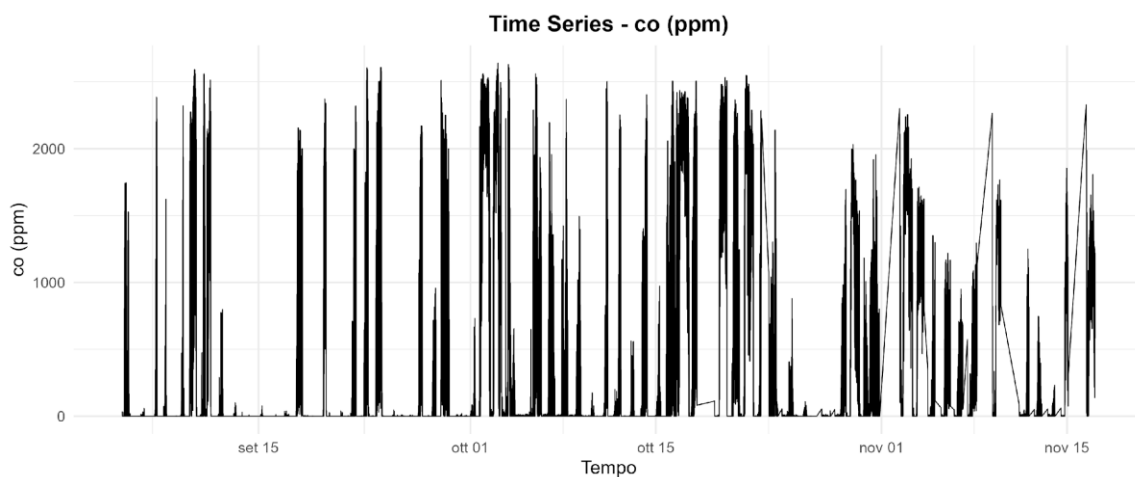


Fig. 62 Serie temporale delle concentrazioni di monossido di carbonio (CO) misurate dal sensore MASTER nel periodo settembre–novembre 2025.

L'umidità relativa mostra una marcata variabilità giornaliera e stagionale, con valori medi più elevati nel periodo autunnale avanzato e una progressiva riduzione dell'escursione giornaliera nel

passaggio da settembre a novembre (Fig. 63). Tale andamento è coerente con la diminuzione delle temperature e con l'aumento della frequenza di condizioni atmosferiche umide tipiche della stagione autunnale.

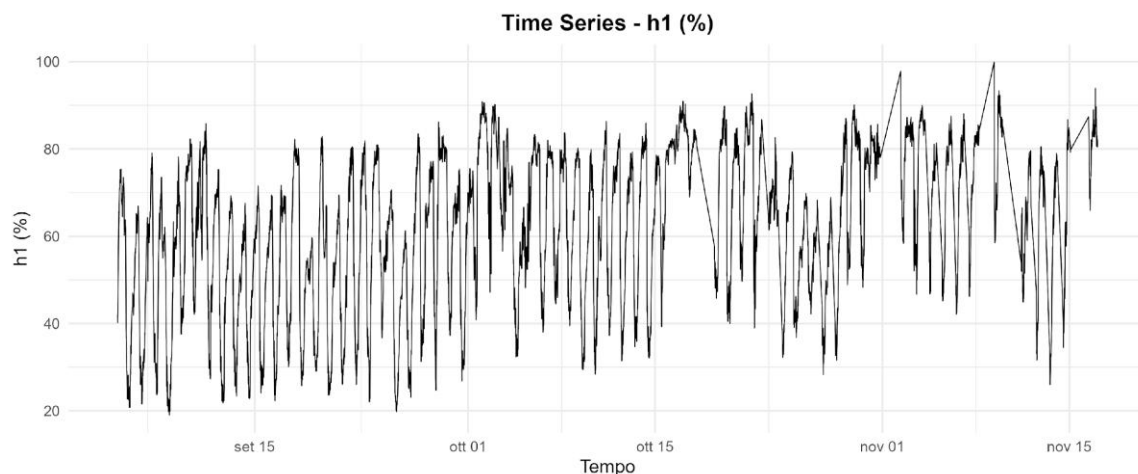


Fig. 63 Serie temporale dell'umidità relativa dell'aria misurata dal sensore MASTER.

Le concentrazioni di particolato atmosferico ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$  e  $PM_{10}$ ) presentano una distribuzione temporale caratterizzata da lunghi periodi di basse concentrazioni interrotti da episodi acuti di incremento, talvolta di elevata intensità (Fig. 64, Fig. 65 e Fig. 66). In particolare, i picchi simultanei osservati nelle tre frazioni dimensionali suggeriscono eventi emissivi comuni o condizioni meteorologiche favorevoli all'accumulo e alla risospensione del particolato, come situazioni di scarsa ventilazione o attività antropiche localizzate. La maggiore ampiezza dei picchi nel  $PM_{10}$  rispetto al  $PM_{2.5}$  e al  $PM_{10}$  indica una possibile componente di particolato grossolano, compatibile con sorgenti meccaniche e traffico locale.

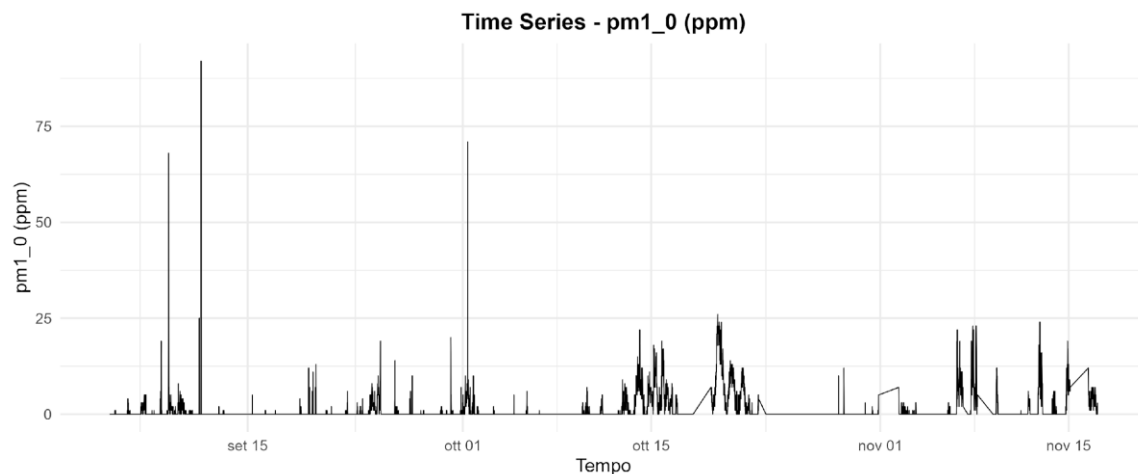


Fig. 64 Andamento temporale delle concentrazioni di  $PM_{10}$  rilevate dal sensore MASTER.

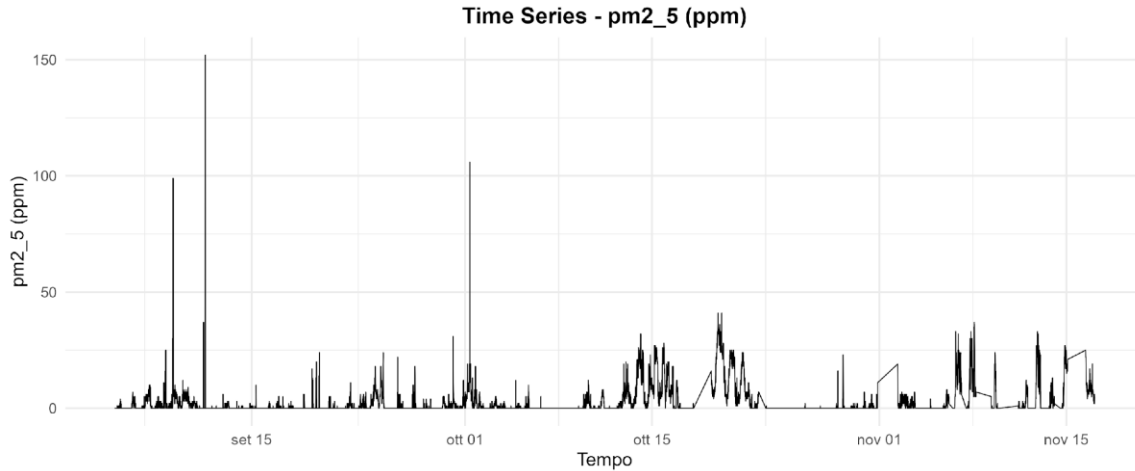


Fig. 65 Serie temporale delle concentrazioni di  $PM_{2.5}$  misurate dal sensore MASTER.

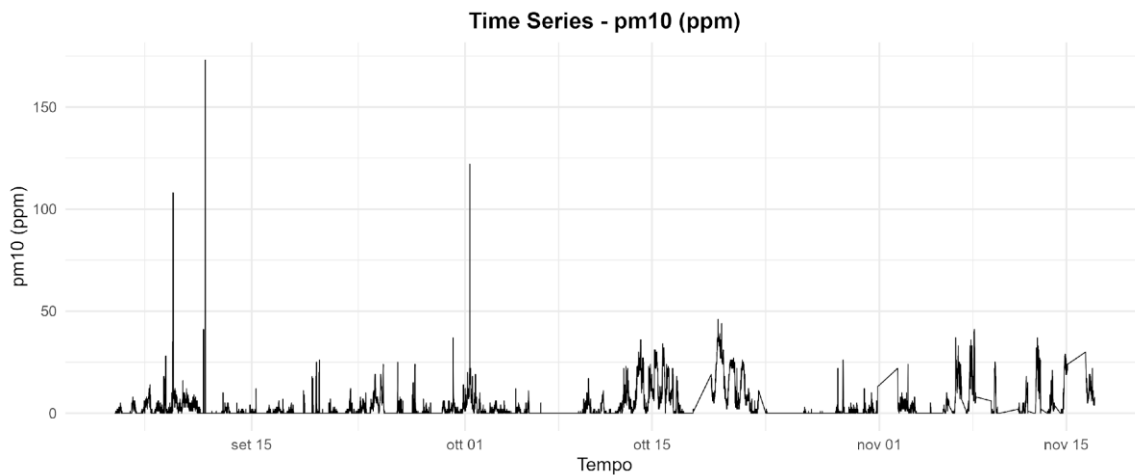


Fig. 66 Andamento temporale delle concentrazioni di  $PM_{10}$  registrate dal sensore MASTER.

La temperatura dell'aria registra un chiaro andamento stagionale decrescente, con elevate escursioni giornaliere nel mese di settembre e una progressiva attenuazione verso novembre (Fig. 67). Questo comportamento fornisce un quadro di riferimento fondamentale per l'interpretazione congiunta dei dati di qualità dell'aria, in quanto le condizioni termiche influenzano direttamente la dispersione degli inquinanti e i processi di formazione secondaria del particolato.

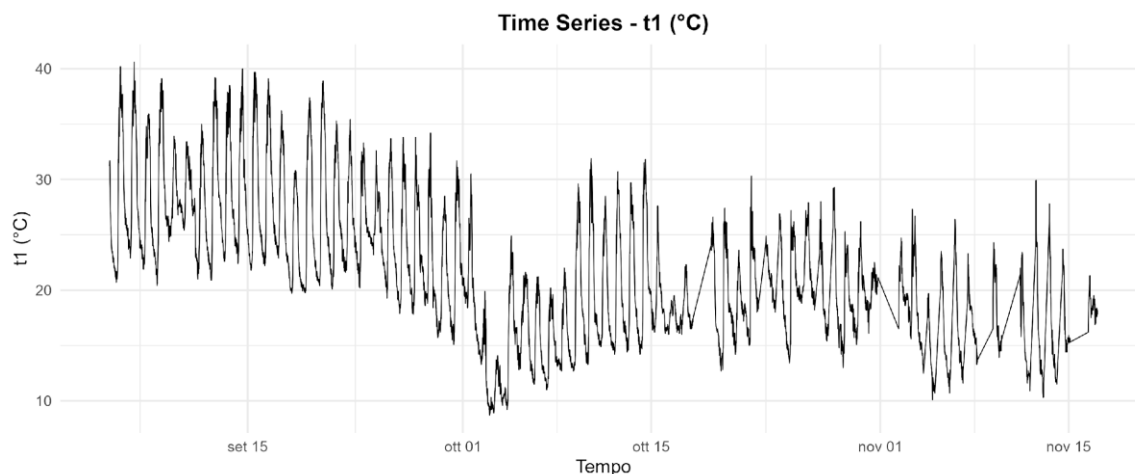


Fig. 67 Serie temporale della temperatura dell'aria misurata dal sensore MASTER.

### **Limiti e criticità del dataset e continuità metodologica con l'analisi MASTER-NODE**

L'interpretazione dei risultati preliminari presentati nelle sezioni precedenti richiede una valutazione critica dei limiti intrinseci del dataset, sia in termini di configurazione della rete di sensori sia di qualità e completezza delle misure. In primo luogo, il periodo di monitoraggio compreso tra settembre e novembre 2025 risulta caratterizzato dall'operatività esclusiva del sensore MASTER, a causa di malfunzionamenti hardware dei NODE\_1 e NODE\_2. Tale condizione ha impedito l'analisi comparativa spaziale che aveva costituito l'impianto metodologico della fase precedente, orientata alla valutazione degli effetti della parete verde verticale e del verde orizzontale sulle concentrazioni di inquinanti e sulle variabili microclimatiche. Questa discontinuità operativa comporta una riduzione della capacità interpretativa in chiave causale, in quanto i dati del MASTER, pur fornendo un quadro affidabile del background urbano locale, non consentono di isolare l'effetto specifico della vegetazione né di valutare gradienti spaziali su scala micro-locale. Di conseguenza, i risultati del periodo settembre–novembre 2025 devono essere intesi come complementari e di supporto alle analisi MASTER-NODE precedentemente discusse, piuttosto che come evidenze autonome sugli effetti del verde. Dal punto di vista della qualità del segnale, alcune variabili mostrano criticità strumentali evidenti. In particolare, le serie temporali di CO presentano un'elevata frequenza di picchi di breve durata e ampiezza significativa, suggerendo una forte sensibilità a eventi locali o potenziali artefatti di misura. Analogamente, le misure di CO<sub>2</sub> e TVOC risultano sostanzialmente costanti nel tempo, indicando possibili limiti di risoluzione o di calibrazione dei sensori per tali parametri nelle condizioni ambientali analizzate. Per quanto riguarda il particolato (PM<sub>1</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>), la presenza di episodi acuti di incremento, spesso simultanei tra le diverse frazioni dimensionali, suggerisce una buona coerenza interna del segnale, ma evidenzia al contempo la forte dipendenza dalle condizioni meteorologiche e dalle sorgenti emissive locali. In assenza dei dati dei NODE prossimali al verde, non è possibile distinguere se tali episodi siano stati attenuati o amplificati dalla presenza della vegetazione, come invece ipotizzato e parzialmente osservato nella fase di confronto MASTER-NODE.

Nonostante tali limiti, il dataset mantiene un ruolo metodologico rilevante all'interno del lavoro di ricerca per:

1. contestualizzare i risultati della fase comparativa MASTER–NODE;
2. supportare l'interpretazione stagionale delle differenze osservate in prossimità della parete verde;
3. fornire una base per la calibrazione e il controllo di coerenza dei dati futuri, una volta ripristinata la piena funzionalità della rete di sensori.

In questa prospettiva, la continuità metodologica tra le due fasi di analisi è garantita dall'adozione di un approccio coerente basato su serie temporali ad alta risoluzione, sull'interpretazione integrata delle variabili microclimatiche e di qualità dell'aria e sulla dichiarazione esplicita del carattere preliminare ed esplorativo dei risultati. Tale impostazione consente di considerare il periodo settembre – novembre 2025 non come una deviazione dal disegno sperimentale originario, ma come una fase conoscitiva intermedia, funzionale al rafforzamento e alla validazione delle analisi comparative tra verde verticale, verde orizzontale e contesto urbano di riferimento.

#### **Qualità del dato e utilizzo di sensoristica low-cost per il monitoraggio ambientale urbano**

L'impiego di sensori ambientali low-cost per il monitoraggio della qualità dell'aria e del microclima urbano rappresenta una strategia sempre più diffusa nella ricerca scientifica, grazie alla possibilità di ottenere misure ad alta risoluzione spaziale e temporale con costi contenuti e maggiore flessibilità di installazione. Tuttavia, l'uso di tali dispositivi richiede un'attenta valutazione della qualità del dato, delle incertezze di misura e dei limiti interpretativi, soprattutto in contesti complessi come l'ambiente urbano. Nel presente studio, la rete di monitoraggio è stata concepita come un sistema esplorativo e comparativo, finalizzato non tanto alla produzione di dati certificati ai fini normativi, quanto alla valutazione relativa delle variazioni micro-locali associate alla presenza di infrastrutture verdi (parete verde verticale e verde orizzontale). In questa prospettiva, la coerenza interna del segnale e la comparabilità tra sensori assumono un ruolo più rilevante rispetto all'accuratezza assoluta delle singole misure. Numerosi studi hanno evidenziato come i sensori low-cost possano presentare criticità legate alla stabilità del segnale, alla sensibilità alle condizioni ambientali (temperatura, umidità, radiazione solare) e alla deriva temporale della calibrazione, in particolare per i gas (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>) e per alcune frazioni del particolato (Castell et al., 2017; Lewis et al., 2018). Tali aspetti emergono anche nel dataset analizzato, ad esempio nella presenza di picchi anomali di CO o nella sostanziale invariabilità delle concentrazioni di CO<sub>2</sub> e TVOC in alcuni periodi, suggerendo limiti strumentali o necessità di ricalibrazione. Per il particolato atmosferico, la letteratura indica che i sensori ottici low-cost mostrano generalmente una buona capacità di rilevare variazioni relative e trend temporali, pur tendendo a sovra- o sottostimare le concentrazioni assolute in funzione delle condizioni igrometriche e della composizione delle particelle (Jayaratne et al., 2018; Zheng et al., 2018). In questo studio, la coerenza tra PM<sub>1</sub>, PM<sub>2.5</sub> e PM<sub>10</sub> e la simultaneità degli eventi di incremento suggeriscono una qualità del segnale adeguata per analisi comparative e interpretazioni qualitative. Alla luce di

queste considerazioni, i dati raccolti vengono interpretati secondo un approccio cautelativo e multilivello, che prevede:

1. l'utilizzo delle serie temporali per l'analisi dei trend e delle differenze relative tra sensori;
2. la dichiarazione esplicita del carattere preliminare ed esplorativo dei risultati;
3. il rinvio a fasi successive di ricerca per eventuali confronti quantitativi con stazioni di monitoraggio ufficiali o campagne di misura di riferimento.

In conclusione, la sensoristica low-cost adottata si configura come uno strumento metodologicamente coerente con gli obiettivi della ricerca, consentendo di esplorare gli effetti micro-locali delle *NbS* in ambito urbano mediterraneo. Tuttavia, l'interpretazione dei risultati deve necessariamente tenere conto dei limiti intrinseci del sistema di misura, integrando l'analisi dei dati con una solida cornice teorica e con procedure di validazione progressiva.

### 4.3 Effetto climatizzante della parete verde

#### 4.3.1 Analisi comparativa di temperatura e umidità relativa – Anno 2024

L'effetto climatizzante della parete verde è stato valutato mediante il confronto delle serie temporali di temperatura dell'aria (T) e umidità relativa (RH), misurate rispettivamente sul fronte esterno della parete vegetata e sul retro, nello spazio interposto tra la parete verde e il paramento edilizio. Il periodo di monitoraggio ha avuto inizio il 23 febbraio 2024 e si è protratto, con alcune discontinuità legate a problematiche di sensoristica, fino a ottobre 2024.

#### **Andamento dell'umidità relativa (RH)**

L'analisi delle serie temporali di umidità relativa (Fig. 68) evidenzia in modo sistematico valori mediamente più elevati sul retro della parete verde rispetto al fronte esterno. Durante l'intero periodo primaverile ed estivo, e in particolare nel pieno della stagione vegetativa, il microambiente retrostante la parete mostra una maggiore stabilità igrometrica, con valori minimi di umidità sensibilmente più alti rispetto a quelli rilevati sul fronte esposto. Nel periodo compreso tra 23 febbraio e 3 settembre, l'umidità relativa minima registrata sul retro della parete si attesta intorno al 63,75%, contro un valore minimo di circa 52% sul fronte. Le differenze risultano meno marcate per quanto riguarda i valori massimi, che nei due punti di misura si mantengono generalmente prossimi alla saturazione, con scarti medi inferiori al 2%. Tale comportamento è riconducibile all'effetto combinato dell'ombreggiamento, della riduzione della ventilazione diretta e dei processi evapotraspirativi indotti dalla vegetazione, che contribuiscono a mantenere condizioni microclimatiche più umide e stabili nello spazio retrostante. Dal punto di vista della qualità del dato, il grafico evidenzia alcune interruzioni e anomalie di misura. In particolare, a partire dalla seconda metà di luglio si osserva una progressiva riduzione della continuità delle registrazioni sul retro della parete, fino a una sostanziale interruzione del segnale. Inoltre, nel periodo tardo-autunnale e invernale, i dati di RH sul fronte mostrano valori anomali prossimi allo zero, verosimilmente attribuibili a malfunzionamenti del sensore (condensa, saturazione o errori

di alimentazione), che rendono tali misure non rappresentative e non utilizzabili ai fini del confronto microclimatico. Nel complesso, limitando l'analisi al periodo di funzionamento affidabile della sensoristica, l'andamento dell'umidità relativa conferma il ruolo della parete verde come elemento in grado di incrementare e stabilizzare l'umidità dell'aria in prossimità dell'involucro edilizio.

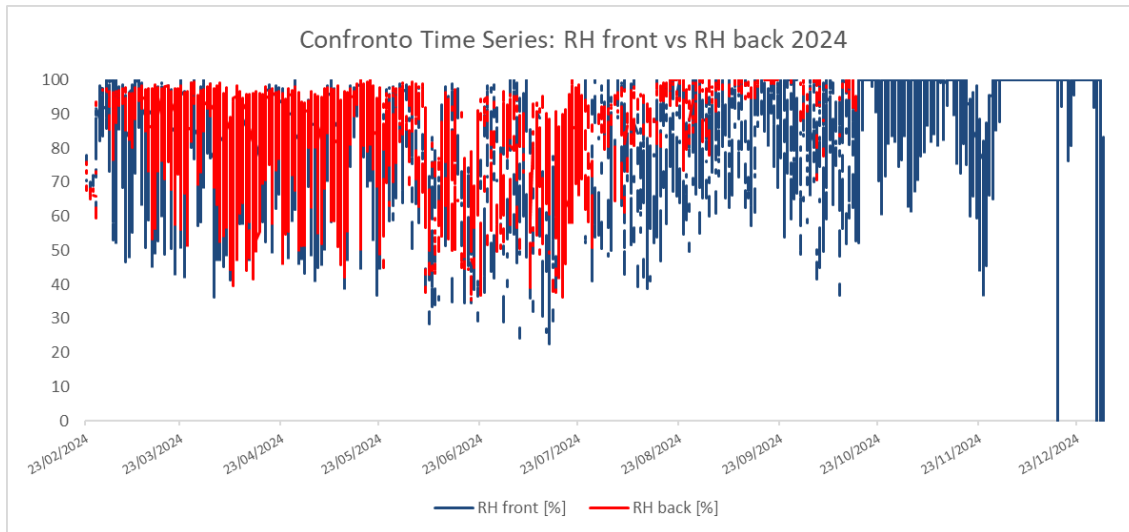


Fig. 68 Andamento dell'umidità relativa sul fronte e sul retro della parete verde nel corso della stagione di crescita 2024.

### Andamento della temperatura dell'aria (T)

Il confronto delle serie temporali di temperatura dell'aria (Fig. 69) mette in evidenza differenze significative tra fronte e retro della parete verde, soprattutto nei mesi caratterizzati da maggiore carico termico. In generale, il sensore posizionato sul retro della parete registra temperature mediamente più contenute rispetto al fronte esterno, con un effetto di attenuazione più evidente durante i periodi estivi. La temperatura minima risulta comparabile nei due punti di misura, mentre le differenze diventano più marcate in corrispondenza delle temperature medie e massime, quando il fronte esposto risente maggiormente dell'irraggiamento solare diretto e delle condizioni atmosferiche esterne. Il retro della parete beneficia invece dell'effetto schermante della vegetazione e della maggiore inerzia termo-igrometrica del sistema, che contribuiscono a smorzare i picchi termici e a ridurre l'ampiezza delle oscillazioni giornaliere. È tuttavia necessario evidenziare che il sensore di temperatura collocato sul retro della parete ha manifestato problemi di funzionamento a partire dal 20 luglio, determinando un'interruzione delle registrazioni affidabili. Per questo motivo, il confronto diretto tra fronte e retro è stato limitato al periodo compreso tra 23 febbraio e 20 luglio 2024, che coincide comunque con la fase di maggiore interesse per la valutazione dell'effetto climatizzante estivo. Nonostante tale limitazione, i dati disponibili indicano chiaramente che la parete verde svolge una funzione di mitigazione termica passiva, riducendo le temperature nello spazio retrostante e contribuendo potenzialmente a diminuire il carico termico sull'involucro edilizio, con ricadute positive in termini di comfort microclimatico e di contenimento dei fabbisogni energetici per il raffrescamento.

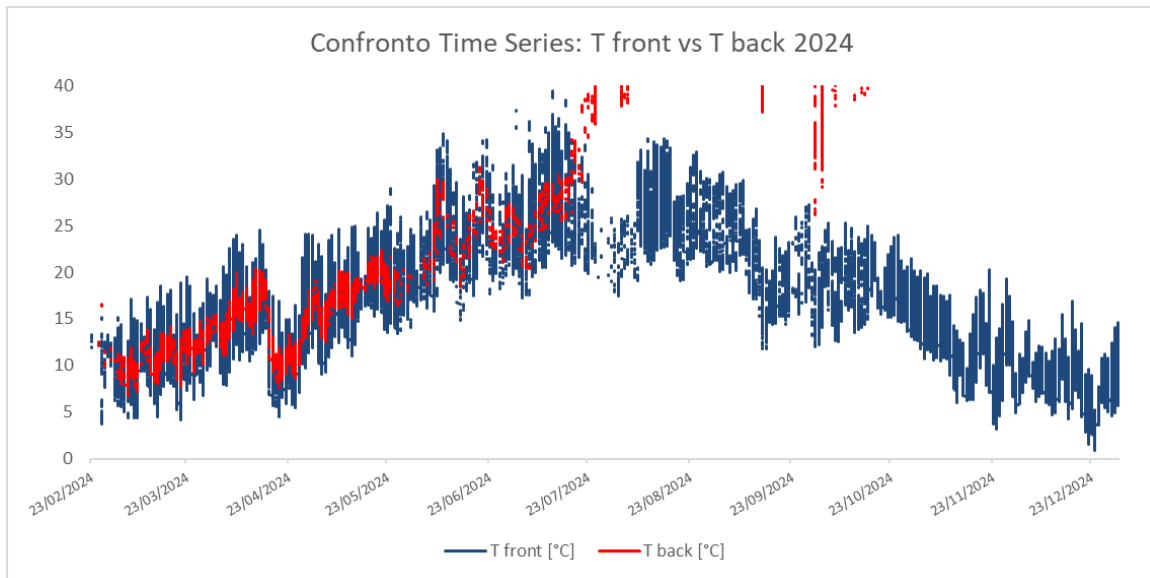


Fig. 69 Confronto delle serie temporali di temperatura dell'aria sul fronte e sul retro della parete verde durante il periodo di monitoraggio - stagione di crescita 2024.

#### 4.3.2 Analisi comparativa di temperatura e umidità relativa – Anno 2025

##### Andamento dell'umidità relativa (RH)

L'analisi delle serie temporali di umidità relativa per il 2025 (Fig. 70) mostra un quadro più complesso, fortemente influenzato dalla qualità e continuità della sensoristica, in particolare sul fronte della parete. Per lunghi periodi dell'anno, soprattutto tra inverno e primavera e nuovamente in autunno, i dati di RH front presentano valori anomali prossimi allo zero o fortemente oscillanti, riconducibili a malfunzionamenti del sensore (probabile condensa, saturazione o instabilità elettrica). Nonostante tali criticità, nel periodo in cui i dati risultano affidabili, il confronto con il sensore posto sul retro della parete evidenzia:

- valori di umidità relativa sul retro costantemente elevati, spesso prossimi alla saturazione (90–100%);
- una maggiore stabilità igrometrica nello spazio retrostante rispetto al fronte, caratterizzato da oscillazioni più ampie e improvvise.

In particolare, nel periodo compreso tra fine estate e inizio autunno, quando entrambi i sensori risultano funzionanti, il retro della parete mostra un microclima più umido e meno soggetto a rapidi cali di umidità relativa, confermando il ruolo della vegetazione nel favorire condizioni di maggiore umidità attraverso l'ombreggiamento e i processi evapotraspirativi.

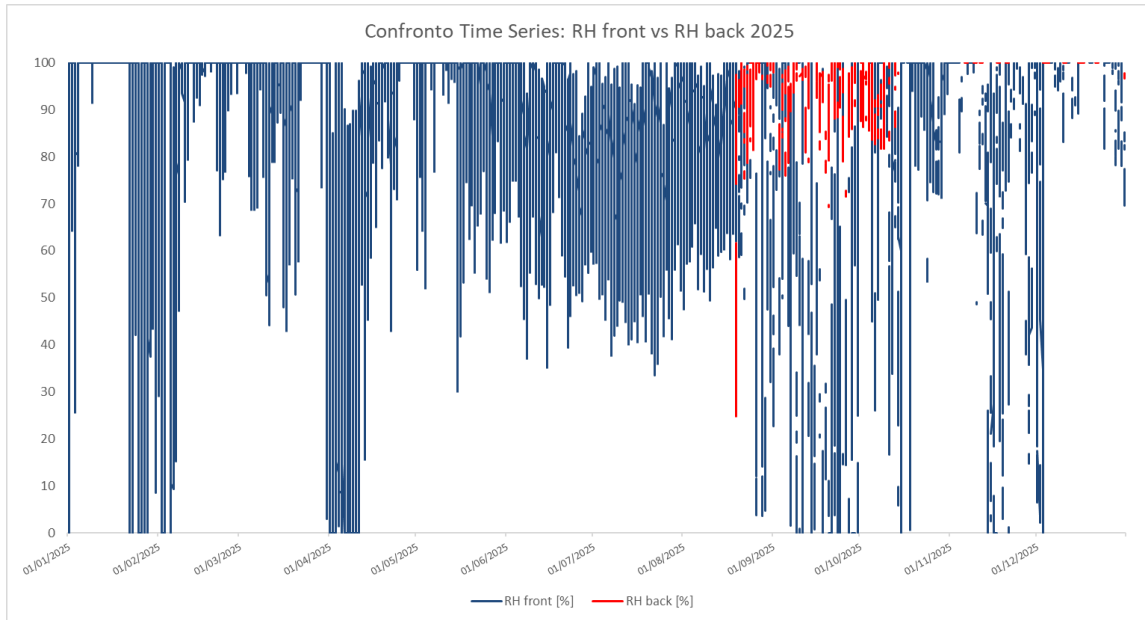


Fig. 70 Andamento dell'umidità relativa sul fronte e sul retro della parete verde nel corso del 2025.

### Andamento della temperatura dell'aria (T)

L'andamento termico annuale del 2025 (Fig. 71) mostra una chiara stagionalità, con valori minimi invernali compresi prevalentemente tra 5 e 10 °C e un progressivo incremento delle temperature a partire dalla primavera, fino a raggiungere i massimi estivi nel periodo compreso tra giugno e agosto. Il confronto tra fronte e retro della parete evidenzia che:

- nel periodo invernale e primaverile le differenze termiche risultano contenute, con un comportamento sostanzialmente simile nei due punti di misura;
- a partire dalla fine dell'estate e dall'inizio dell'autunno (settembre – ottobre) emergono in modo più evidente i dati di temperatura sul retro della parete, che risultano mediamente inferiori rispetto al fronte, suggerendo un effetto di attenuazione termica residua del sistema vegetato.

Tuttavia, anche nel 2025 il confronto completo risulta parzialmente limitato dalla discontinuità delle misure sul retro, che diventano disponibili in modo più sistematico solo a partire dalla fine dell'estate. Questo aspetto impedisce una valutazione continua dell'effetto schermante della parete durante i mesi di massimo carico termico estivo, ma consente comunque di osservare una tendenza coerente con quanto rilevato nel 2024: la presenza della parete verde contribuisce a ridurre e smorzare le temperature dell'aria nello spazio retrostante, soprattutto in condizioni di irraggiamento meno intenso ma ancora significativo.

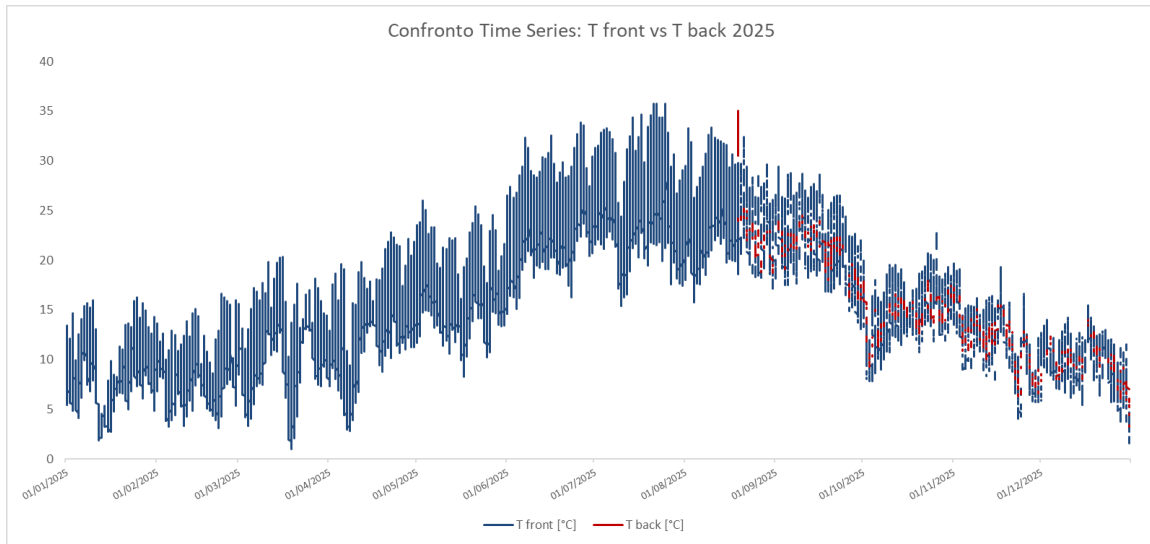


Fig. 71 Confronto delle serie temporali di temperatura dell'aria sul fronte e sul retro della parete verde nel corso del 2025.

#### 4.3.3 Effetto climatizzante della parete verde: interpretazione microclimatica

L'analisi delle serie temporali di umidità relativa (RH) per l'anno 2024 evidenzia in modo consistente valori mediamente più elevati sul retro della parete verde rispetto al fronte esterno, in particolare durante la stagione di crescita vegetativa (primavera – estate). Questo comportamento è coerente con quanto ampiamente documentato in letteratura, che attribuisce alle pareti verdi la capacità di incrementare l'umidità dell'aria negli strati prossimi all'involucro edilizio attraverso i processi combinati di ombreggiamento, riduzione della ventilazione diretta ed evapotraspirazione (Perini & Rosasco, 2013; Pérez et al., 2014; Manso & Castro-Gomes, 2015; Cui et al., 2024). Nel periodo compreso tra 23 febbraio e 3 settembre 2024, l'umidità relativa minima sul retro della parete risulta significativamente più elevata rispetto al fronte (63,75% vs 52%), mentre le differenze nei valori massimi rimangono contenute (<2%). Questo risultato è in linea con studi sperimentali condotti in ambito mediterraneo, che mostrano come le superfici vegetate verticali contribuiscano soprattutto alla riduzione degli stress igrometrici minimi, piuttosto che all'incremento dei valori di saturazione (Alexandri & Jones, 2008; Wong et al., 2009; Oquendo-Di Cosola et al., 2023). Nel 2025, nonostante una maggiore frammentazione del dataset dovuta a problematiche di sensoristica, il periodo in cui entrambi i sensori risultano funzionanti conferma una maggiore stabilità igrometrica sul retro della parete, con valori frequentemente prossimi alla saturazione. Tale comportamento rafforza l'ipotesi che la parete verde agisca come buffer microclimatico, creando un microambiente meno soggetto a rapide fluttuazioni di umidità, come già osservato in altri contesti urbani ad alta insolazione (Jim, 2015; Radić et al., 2019). Per quanto riguarda la temperatura dell'aria, i dati del 2024 mostrano che il retro della parete verde tende a registrare temperature medie e massime inferiori rispetto al fronte, soprattutto durante i mesi caratterizzati da maggiore irraggiamento solare. Questo effetto è coerente con il ruolo delle pareti verdi come sistemi di mitigazione termica passiva, in grado di ridurre i carichi radiativi e di

smorzare le oscillazioni termiche giornaliere (Alexandri & Jones, 2008; Susorova et al., 2014). La letteratura evidenzia come l'efficacia delle pareti verdi nel contenimento delle temperature superficiali e dell'aria sia particolarmente rilevante negli ambienti mediterranei, dove l'intensità dell'irraggiamento estivo e la scarsità di ventilazione urbana amplificano gli effetti dell'Urban Heat Island (UHI) (Santamouris, 2014; Bowler et al., 2010, Zuckerman et al. 2025).

Nel 2025, sebbene il confronto termico estivo sia parzialmente limitato dalla discontinuità delle misure sul retro della parete, i dati disponibili nel periodo tardo-estivo e autunnale mostrano una persistenza dell'effetto mitigante, con temperature sul retro mediamente inferiori rispetto al fronte. Questo suggerisce che l'azione della parete verde non sia limitata esclusivamente alla fase di massimo sviluppo vegetativo, ma contribuisca più in generale alla regolazione del microclima in prossimità dell'involucro edilizio, come riportato anche da studi di monitoraggio pluriennale (Perini et al., 2017; Medl et al., 2017). Il confronto interannuale 2024–2025 mostra una sostanziale coerenza negli andamenti termo-igrometrici osservati, rafforzando l'interpretazione dell'effetto climatizzante della parete verde. Le criticità legate alla sensoristica low-cost – in particolare problemi di condensa, saturazione dei sensori di umidità e interruzioni di alimentazione – rappresentano limiti noti e ampiamente discussi nella letteratura recente sul monitoraggio microclimatico urbano (Castell et al., 2017; Borrego et al., 2016). Tali limitazioni non compromettono la validità complessiva dei risultati, ma richiedono una lettura critica dei dati e un'integrazione con approcci metodologici robusti, soprattutto in contesti climatici severi come quello mediterraneo. Nel complesso, l'analisi conferma che la parete verde ha un ruolo come dispositivo di adattamento climatico basato sulla natura (Nature-Based Solution), contribuendo alla riduzione dello stress termico e al miglioramento delle condizioni microclimatiche locali, in accordo con le più recenti indicazioni della letteratura internazionale e delle strategie di adattamento urbano promosse a livello europeo (EC, 2021; IPCC, 2022).

#### **4.3.4 Approfondimento termografico dell'effetto climatizzante della parete verde**

L'effetto climatizzante della parete verde è stato ulteriormente indagato attraverso campagne di rilievo termografico, svolte nell'ambito del progetto URGES (Vadini et al., 2025). La termografia infrarossa, tecnica non distruttiva ampiamente utilizzata per la valutazione delle prestazioni dell'involucro edilizio, consente infatti di analizzare in modo spazialmente continuo le variazioni di temperatura superficiale, offrendo una lettura immediata dei gradienti termici tra superfici vegetate e non vegetate (Ferreira et al., 2024). Le indagini termografiche, effettuate in condizioni controllate e in assenza di irraggiamento solare diretto, hanno evidenziato differenziali termici sistematici tra la facciata verde e le porzioni di involucro tradizionale, con temperature superficiali significativamente inferiori nelle aree vegetate, soprattutto durante il periodo estivo. Tali risultati confermano il ruolo combinato di ombreggiamento, evapotraspirazione e incremento dell'inerzia termo-igrometrica dell'involucro, già osservato nei dati microclimatici, e rafforzano l'interpretazione della parete verde come dispositivo di mitigazione passiva dei carichi radiativi e del surriscaldamento superficiale (Cameron et al., 2014; Victorero et al., 2015; Carlucci et al., 2023). Inoltre, la maggiore stabilità delle temperature superficiali riscontrata nelle superfici vegetate suggerisce una riduzione delle oscillazioni termiche giornaliere e un potenziale beneficio

anche in termini di flussi termici attraverso l'involucro, con implicazioni positive sull'efficienza energetica complessiva dell'edificio. Nel loro insieme, le evidenze termografiche risultano coerenti con i trend osservati dalle misure in aria e contribuiscono a consolidare l'interpretazione dell'effetto climatizzante della parete verde come *Nature-Based Solution* efficace nei contesti urbani mediterranei.

## 5 SERVIZI ECOSISTEMICI E IMPATTI AMBIENTALI MULTIFUNZIONALI

### 5.1 Introduzione ai servizi ecosistemici

Il concetto di servizi ecosistemici (SE) costituisce oggi uno dei principali quadri interpretativi per comprendere, descrivere e valutare i benefici che gli ecosistemi naturali e seminaturali forniscono al benessere umano. Introdotto in modo sistematico a livello internazionale con il *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA, 2005) e successivamente consolidato dal programma *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010), tale approccio consente di esplicitare il legame funzionale tra capitale naturale, processi ecosistemici e benefici socio-economici, superando una visione settoriale o meramente descrittiva degli ecosistemi. Secondo la classificazione proposta dal MEA, i servizi ecosistemici sono tradizionalmente raggruppati in quattro grandi categorie: servizi di approvvigionamento, servizi di regolazione, servizi culturali e servizi di supporto (MEA, 2005; TEEB, 2010). Questa articolazione ha avuto un ruolo fondamentale nel rendere evidente come il funzionamento degli ecosistemi non si limiti alla produzione di beni materiali, ma includa una vasta gamma di funzioni di regolazione ambientale, di supporto ai cicli biogeochimici e di contributi immateriali al benessere umano. Nel contesto urbano, e in particolare nelle aree ad alta densità edilizia, assumono un ruolo prioritario i servizi di regolazione e di supporto, in quanto essenziali per mitigare gli impatti ambientali associati ai processi di urbanizzazione, quali l'inquinamento atmosferico, l'effetto isola di calore, il degrado del microclima e l'aumento della pressione sulle risorse naturali (Bolund & Hunhammar, 1999; Elmqvist et al., 2015). In questo senso, l'approccio basato sui servizi ecosistemici consente di superare una concezione puramente estetica o ricreativa del verde urbano, riconoscendone invece un valore funzionale, misurabile e, in molti casi, monetizzabile, sempre più rilevante nei processi di pianificazione territoriale e di valutazione ambientale (Gómez-Baggethun et al., 2013). Negli ultimi anni, l'attenzione scientifica e istituzionale si è progressivamente spostata verso i servizi ecosistemici erogati dal capitale naturale, con particolare riferimento al suolo, riconosciuto come una risorsa chiave per la sostenibilità ambientale, economica e sociale (Baveye et al., 2016). Tale interesse è emerso anche a livello normativo e politico, come evidenziato dal Primo Rapporto sullo Stato del Capitale Naturale in Italia, pubblicato a seguito della Legge n. 221 del 22 dicembre 2015, che sottolinea la necessità di integrare i servizi ecosistemici nei sistemi di contabilità ambientale e nelle politiche di green economy. Affinché i servizi ecosistemici possano essere efficacemente utilizzati in ambiti quali la contabilità ambientale, la mappatura e la valutazione economica, risulta tuttavia indispensabile disporre di sistemi di classificazione standardizzati e condivisi a livello internazionale, in grado di evitare fenomeni di *double accounting* e ambiguità concettuali (Fisher et al., 2009). In questo contesto si inserisce l'iniziativa CICES – *Common International Classification of Ecosystem Services*, promossa dall'Agenzia Europea dell'Ambiente con l'obiettivo di fornire una classificazione armonizzata dei servizi ecosistemici, capace di dialogare e "tradurre" i principali schemi esistenti, quali quelli del MEA e del TEEB, nonché alcune classificazioni nazionali (Haines-Young & Potschin, 2018). Il sistema CICES si caratterizza per una struttura gerarchica articolata in Sezioni, Divisioni, Gruppi e Classi, ed è focalizzato sull'identificazione dei servizi ecosistemici finali, ossia di quei servizi che rappresentano

l'interfaccia diretta tra ecosistemi e società (Haines-Young & Potschin, 2013). In coerenza con questa impostazione, CICES esclude i servizi di supporto dalla propria classificazione, in quanto considerati processi e funzioni ecologiche sottostanti ai servizi finali, pur mantenendo la terminologia resa familiare dal MEA per i servizi di approvvigionamento, regolazione e culturali. La distinzione tra servizi ecosistemici finali e intermedi non è tuttavia assoluta, ma dipende dal contesto analitico e dagli obiettivi della valutazione. Come evidenziato da Potschin-Young et al. (2016), un medesimo processo, ad esempio l'impollinazione, può essere considerato un servizio intermedio o finale a seconda che l'attenzione sia rivolta al prodotto agricolo finale o al valore marginale attribuibile agli impollinatori stessi. Questa flessibilità concettuale rappresenta uno degli elementi di forza dell'approccio CICES, ma richiede al contempo chiarezza metodologica nelle applicazioni operative. Un ulteriore elemento distintivo di CICES è la netta separazione tra servizi ecosistemici e merci/benefici derivanti da essi. Un singolo servizio ecosistemico può infatti generare più beni o benefici, che devono essere correttamente identificati per evitare sovrastime nella valutazione. Ad esempio, la coltivazione del grano rappresenta un servizio ecosistemico di un agroecosistema, mentre le granaglie e la paglia costituiscono merci distinte (Haines-Young & Potschin, 2018). Nel quadro più ampio della valutazione dei servizi ecosistemici, è stata proposta un'analogia concettuale tra il sistema economico e quello ecologico, secondo cui i servizi derivano da stock di capitale: nel primo caso capitale finanziario o costruito, nel secondo capitale naturale (Costanza et al., 1997; Bagstad et al., 2013). Gli stock di capitale naturale includono suolo, vegetazione, acqua, biodiversità e variabili climatiche, il cui insieme può configurarsi come infrastruttura ecologica a supporto dei sistemi produttivi, in particolare di quelli agricoli. In ambito agrario, il suolo rappresenta un capitale naturale strategico non solo per la produzione di cibo, fibre e biocarburanti, ma anche per l'erogazione di una vasta gamma di servizi di regolazione e culturali, quali la regolazione idrologica, il sequestro del carbonio, il supporto alla biodiversità, il valore paesaggistico e culturale (Blum, 2006; Dominati, 2013). Le funzioni ecosistemiche del suolo derivano dall'interazione tra proprietà fisiche, chimiche e biologiche, processi naturali e fattori di gestione (de Groot et al., 2002). In questo contesto, il concetto di capitale naturale del suolo è stato declinato secondo approcci differenti ma complementari. Robinson et al. (2009) lo definiscono come l'insieme delle scorte di massa, energia e organizzazione fisico-chimica del suolo, mentre Dominati et al. (2010a) distinguono tra proprietà intrinseche e gestibili, sottolineando il ruolo della gestione agricola nel modulare l'erogazione dei servizi ecosistemici. Le comunità biologiche del suolo giocano un ruolo chiave in questo sistema, influenzando processi e funzioni alla base dei servizi ecosistemici (Barrios, 2007; Gianinazzi et al., 2010; Robinson et al., 2013). Alla luce delle crescenti pressioni legate ai cambiamenti climatici, all'uso del suolo e all'aumento della domanda globale di cibo ed energia, la sostenibilità degli stock di capitale naturale, e in particolare del suolo, emerge come una priorità strategica (Schröter et al., 2005; Metzger et al., 2006). La degradazione del suolo, associata a pratiche agricole non sostenibili, comporta una riduzione dell'offerta di servizi ecosistemici e un aumento di fenomeni indesiderati quali erosione, compattazione e perdita di carbonio organico (Post & Kwon, 2000; Lai, 2003). Il riconoscimento, la valutazione e la tutela dei servizi ecosistemici del suolo rappresentano pertanto una base conoscitiva fondamentale per orientare politiche di gestione sostenibile e

strategie di governance capaci di preservare il capitale naturale per le generazioni future (Costanza & Daly, 1992; Comberti et al., 2015).

## 5.2 Servizi ecosistemici in ambito urbano

La parete verde realizzata nel quartiere “Arco” di Matera non è solo un intervento di riqualificazione architettonica, ma può essere considerata un’ unità operativa ecosistemica, progettata per fornire servizi ecosistemici misurabili, in linea con gli obiettivi della Strategia Europea per la Biodiversità 2030. Nel seguente lavoro di ricerca si è approcciato un tentativo di misurare, su scala reale, una pluralità di servizi regolativi e di supporto, quantificabili in termini biofisici e potenzialmente monetizzabili. In ambito urbano, gli ecosistemi sono fortemente semplificati e frammentati, ma mantengono comunque la capacità di fornire servizi ecosistemici rilevanti. Il verde urbano, inteso come l’insieme di alberi, arbusti, prati, parchi, giardini e soluzioni di verde tecnologico, svolge una funzione chiave nel miglioramento della qualità ambientale e della vivibilità degli spazi costruiti. Tra i principali servizi ecosistemici urbani si annoverano:

- la rimozione degli inquinanti atmosferici (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>);
- Il sequestro e lo stoccaggio del carbonio, con contributo alla mitigazione dei cambiamenti climatici;
- la regolazione microclimatica, attraverso ombreggiamento ed evapotraspirazione;
- la gestione delle acque meteoriche, mediante intercettazione e rallentamento del deflusso superficiale;
- il miglioramento del comfort termo-igrometrico e acustico;
- i benefici culturali e percettivi, legati al benessere psicofisico e alla qualità del paesaggio urbano.

L’intensità e l’efficacia di tali servizi dipendono da numerosi fattori, tra cui la tipologia di vegetazione, la struttura e dimensione delle piante, la loro distribuzione spaziale e le condizioni climatiche locali.

## 5.3 Sequestro di carbonio: contributo alla mitigazione climatica

Tra i benefici ambientali più importanti delle infrastrutture verdi vi è la capacità di assorbire anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) atmosferica e contribuire alla decarbonizzazione urbana. Questo ruolo è particolarmente rilevante nel contesto delle politiche climatiche urbane, poiché la vegetazione rappresenta un efficace strumento di mitigazione attraverso la cattura e lo stoccaggio del carbonio. Secondo il Gruppo Intergovernativo sul Cambiamento Climatico (IPCC, 2023), le infrastrutture verdi e blu urbane possono contribuire alla riduzione delle concentrazioni di CO<sub>2</sub> sia tramite l’assorbimento biologico diretto, sia attraverso l’accumulo di carbonio nei sistemi vegetali e nei suoli urbani.

Il sequestro di CO<sub>2</sub> avviene principalmente attraverso due meccanismi fondamentali:

- la fotosintesi diretta delle specie vegetali, mediante la quale le piante assorbono CO<sub>2</sub> dall'atmosfera e la trasformano in biomassa. Studi condotti da Wang, Feng e Ai (2023) evidenziano come gli spazi verdi urbani svolgano un ruolo crescente nella mitigazione climatica grazie alla capacità fotosintetica della vegetazione, soprattutto se supportata da una corretta gestione ecologica e dalla scelta di specie ad elevata produttività. Ciò è in linea con la letteratura classica sull'ecosistema urbano: ad esempio, Nowak et al. (2006) mostrano come alberi e arbusti urbani contribuiscano alla rimozione di inquinanti atmosferici e, indirettamente, alla regolazione climatica locale; infine, McPherson (1992, 2003) e collaboratori documentano i benefici energetici e ambientali derivanti da una gestione strategica del verde urbano;
- l'accumulo del carbonio nella biomassa (carbon stock): il carbonio fissato viene immagazzinato nei tronchi, nelle radici, nella lettiera e nei suoli, costituendo veri e propri serbatoi di carbonio a lungo termine. In questo senso, Strohbach e Haase (2012) dimostrano che gli ecosistemi urbani vegetati possono accumulare quantità significative di carbonio, contribuendo a trasformare le città in sistemi parzialmente compensativi rispetto alle emissioni antropiche.

Inoltre, analisi recenti sottolineano che le infrastrutture verdi non devono essere considerate solo elementi estetici o ricreativi, ma vere e proprie componenti funzionali della resilienza urbana. Secondo Livesley, McPherson e Calfapietra (2016), l'integrazione strategica di alberature, tetti verdi e superfici vegetate può incrementare in modo misurabile il sequestro annuale di CO<sub>2</sub> e supportare gli obiettivi di neutralità climatica nelle città.

#### 5.4 Biodiversità urbana: habitat e connessioni ecologiche

La scelta di utilizzare specie vegetali autoctone, appartenenti a habitat prioritari della Murgia, ha reso la parete verde un micro-corridoio ecologico urbano, potenzialmente in grado di ospitare e attrarre microfauna, insetti impollinatori e uccelli.

Durante il secondo anno di osservazione, sono stati documentati:

- la presenza di api solitarie e bombi (gen. *Bombus*, *Osmia*);
- la colonizzazione da parte di coccinellidi (fam. *Coccinellidae*) e piccoli imenotteri utili;
- la frequentazione periodica da parte di passeriformi (es. *Passer italiae*, *Serinus serinus*), attratti da frutti e insetti.

Questi risultati confermano quanto già osservato in studi analoghi (Francis & Lorimer, 2011; Benvenuti, 2014), secondo cui le pareti verdi ben progettate possono ospitare habitat per specie target, specialmente se connesse a reti ecologiche vicine, come avviene nel caso del Parco della Murgia.

## 5.5 Filtrazione degli inquinanti e qualità dell'aria

Come già discusso nel Capitolo 4, la parete ha dimostrato una efficacia nel trattenere  $PM_{2.5}$  e  $CO_2$ . A ciò si aggiunge l'effetto secondario, ma non trascurabile, della riduzione delle polveri da ricaduta sulle superfici orizzontali sottostanti e delle temperature al suolo, che agiscono sinergicamente nel migliorare le condizioni di vita nel microambiente urbano. La struttura fogliare delle specie selezionate (tomentosità, cuticola cerosa, disposizione a rosetta o a cuscinetto) ha favorito l'accumulo di particolato, evidenziando una funzione fitodepurativa passiva, coerente con i principi della fitotecnologia urbana (Srbínovska et al., 2021; Xue et al., 2025).

## 5.6 Servizi culturali e sociali: estetica, percezione, identità

Sebbene non siano stati effettuati veri e propri studi sociologici, le osservazioni condotte durante il primo e secondo anno hanno rilevato:

- un alto livello di accettazione sociale da parte dei residenti;
- un progressivo interesse da parte delle scuole e associazioni locali, che hanno proposto visite guidate e attività educative;
- una percezione positiva legata alla stagionalità del verde, all'aromaticità e ai colori mutevoli della parete.

La valenza educativa, simbolica e identitaria dell'intervento, realizzato in un quartiere popolare ERP, dimostra come le pareti verdi possano fungere anche da strumento di inclusione e coesione urbana, non solo di sostenibilità ambientale.

## 5.7 Servizi ecosistemici delle pareti verdi

Scendendo ulteriormente di scala, le pareti verdi rappresentano una tipologia specifica di infrastruttura verde, particolarmente adatta ai contesti urbani compatti, dove la disponibilità di suolo è limitata. Esse consentono di incrementare la superficie vegetata sfruttando lo sviluppo verticale degli edifici, integrando funzioni ecologiche all'interno dell'involucro edilizio. Dal punto di vista dei servizi ecosistemici, le pareti verdi contribuiscono principalmente a:

- migliorare la qualità dell'aria, attraverso la deposizione secca degli inquinanti sulle superfici fogliari;
- ridurre la temperatura superficiale e dell'aria, mitigando l'effetto di isola di calore locale;
- incrementare la biodiversità urbana, offrendo micro-habitat per insetti e avifauna;
- migliorare le prestazioni energetiche degli edifici, riducendo i carichi termici estivi;
- fornire benefici estetici e psicologici, rafforzando il rapporto tra cittadini e natura.

Tuttavia, la quantificazione dei servizi ecosistemici forniti dalle pareti verdi risulta più complessa rispetto a quella del verde orizzontale tradizionale, a causa della loro configurazione tridimensionale, della composizione floristica spesso eterogenea e dell'interazione diretta con l'edificio.

## 5.8 Scouting dei modelli di stima dei servizi ecosistemici

Al fine di valutare in maniera quantitativa i servizi ecosistemici forniti dalla parete verde verticale oggetto di studio, è stata condotta una fase preliminare strutturata di scouting dei modelli e dei software disponibili, basata sia sulla letteratura scientifica sia sulle principali esperienze applicative consolidate. Tale analisi comparativa ha incluso strumenti ampiamente utilizzati per la valutazione dei servizi ecosistemici a diverse scale spaziali e per differenti tipologie di ecosistemi, considerando livelli eterogenei di complessità modellistica, requisiti di input e tipologia di output prodotti. Lo scouting si è avvalso inoltre di studi di sintesi e confronti metodologici già presenti in letteratura, tra cui il lavoro di Vigerstol & Aukema (2011) e l'analisi comparativa proposta da Sharp et al. (2016), che mettono a confronto i principali software per la valutazione dei servizi ecosistemici, evidenziandone punti di forza, limiti applicativi e ambiti di utilizzo. In particolare, lo studio riportato in Tab. 9 ha fornito un riferimento operativo utile per orientare la selezione del modello più adeguato al caso di studio, consentendo una valutazione preliminare basata su criteri quali scala di applicazione, grado di sviluppo e documentazione, possibilità di personalizzazione e tipologia dei risultati ottenibili.

Tab. 9 Confronto tra i principali software per la valutazione dei servizi ecosistemici in termini di ambito applicativo, scala di lavoro, livello di sviluppo, possibilità di personalizzazione e tipologia di risultati. (Vigerstol & Aukema (2011) e Sharp et al. (2016))

Software	LIFE+MGN	inVEST	ARIES	SWAT	<i>i-Tree</i>
<b>S.E.</b>	Generale	Generale	Generale	Acqua	Vegetazione
<b>Tempi elaborazione</b>	Bassi	Medi/Alti	Bassi per casi esistenti	-	Bassi per casi esistenti
<b>Livello di sviluppo e documentazione</b>	Sviluppato e documentato	Quasi totalmente sviluppato e documentato	Web tool in fase di sviluppo e documentato	Sviluppato e documentato	Sviluppato (principalmente negli U.S.) e documentato
<b>Personalizzabile</b>	No	-	Sì	Sì	Sì
<b>Scala di lavoro</b>	Ampia scala	Ampia scala/scala di bacino	Ampia scala/scala di bacino	Ampia scala/scala di bacino	Ampia e piccola scala (di quartiere)
<b>Risultati</b>	Qualitativi	Qualitativi e quantitativi	Qualitativi e quantitativi	Qualitativi e quantitativi	Qualitativi e quantitativi

Il confronto tra i modelli analizzati ha evidenziato come alcuni strumenti risultino maggiormente adatti ad analisi su vasta scala (ad esempio bacini idrografici, regioni o aree urbane estese), mentre altri si dimostrano più efficaci per valutazioni di dettaglio su singoli elementi vegetati o

infrastrutture verdi puntuali. Alla luce delle caratteristiche specifiche della parete verde oggetto di studio, è emersa l'esigenza di un modello in grado di:

- fornire risultati sia qualitativi sia quantitativi;
- basarsi su parametri dendrometrici misurabili direttamente in sito;
- essere adeguatamente documentato e validato in letteratura scientifica;
- garantire una sufficiente flessibilità applicativa, tale da consentirne l'uso anche in contesti non strettamente forestali.

Sulla base di tali criteri, e coerentemente con le evidenze emerse dallo scouting comparativo supportato dalla letteratura (Vigerstol & Aukema, 2011; Sharp et al., 2016), è stato selezionato il modello *i-Tree Eco*, sviluppato dall'U.S. Forest Service e ampiamente utilizzato per la stima dei servizi ecosistemici forniti dalla vegetazione urbana, inclusi contesti ad alta artificializzazione e sistemi verdi non convenzionali.

## 5.9 Motivazioni della scelta di *i-Tree Eco* e descrizione del modello

### 5.9.1 Inquadramento generale del modello *i-Tree*

*i-Tree* è una suite di strumenti sviluppata dallo U.S. Forest Service con l'obiettivo di supportare la gestione, la pianificazione e la valutazione del verde urbano attraverso la quantificazione dei servizi ecosistemici forniti dalla vegetazione. All'interno di questa suite, *i-Tree Eco* (Fig. 72) rappresenta il modulo più utilizzato per la stima strutturale e funzionale degli alberi urbani, ed è ampiamente validato in letteratura scientifica e applicazioni operative a scala locale, urbana e metropolitana.

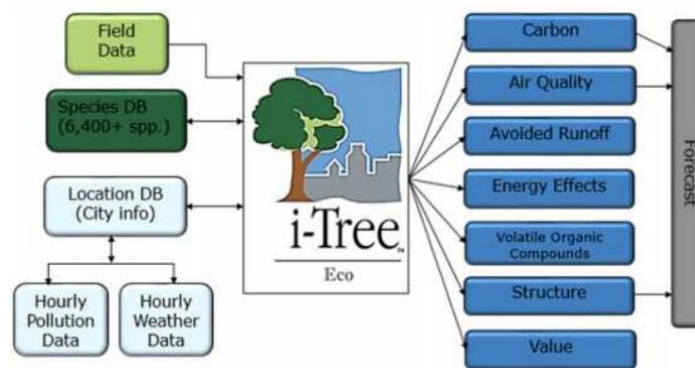


Fig. 72 Schema concettuale del modello *i-Tree Eco*: integrazione di dati di campo, database delle specie e dati meteorologici e di qualità dell'aria per la stima dei servizi. (Fonte: *i-Tree Eco Factsheet*)

Il modello si basa sull'integrazione di:

- dati dendrometrici rilevati in campo (specie, DBH<sup>1</sup> (*Diameter at Breast Height*), altezza, stato sanitario);
- dati climatici e di qualità dell'aria specifici dell'area di studio;
- relazioni allometriche e funzioni empiriche derivate da studi forestali e urbani.

L'approccio di *i-Tree Eco* consente di tradurre la struttura fisica della vegetazione in una serie di indicatori quantitativi relativi ai principali servizi ecosistemici di regolazione. Per l'adattabilità del modello a sistemi vegetali non convenzionali *i-Tree Eco* utilizza equazioni allometriche specie-specifiche o di genere per stimare la biomassa a partire da parametri facilmente misurabili, quali il diametro del tronco (DBH) e l'altezza totale della pianta (h). La biomassa stimata viene successivamente convertita in contenuto di carbonio mediante coefficienti standardizzati. Per quanto riguarda la rimozione degli inquinanti atmosferici, il modello si basa su un approccio di tipo *dry deposition*, in cui il flusso di rimozione è funzione della concentrazione dell'inquinante, della velocità di deposizione e dell'area fogliare disponibile. Quest'ultima è stimata indirettamente attraverso parametri strutturali della pianta e coefficienti relativi a ogni specie. Il modello non simula direttamente i processi fisiologici a scala fogliare, ma utilizza relazioni empiriche consolidate, rendendolo particolarmente adatto a studi applicativi e valutazioni comparative.

### 5.9.2 Adattabilità del modello a sistemi vegetali non convenzionali

Sebbene *i-Tree Eco* sia stato originariamente sviluppato per alberi urbani in pieno suolo, numerosi studi ne hanno dimostrato la flessibilità nell'applicazione a contesti non strettamente forestali, purché vengano chiaramente esplicitate le assunzioni metodologiche adottate (Nowak et al., 2010; Nowak et al., 2013; McPherson et al., 2016; Vos et al., 2013). Nel caso delle pareti verdi verticali, l'utilizzo del modello *i-Tree Eco* rappresenta un'estensione esplorativa del suo campo di applicazione originario, che richiede una valutazione critica della reale capacità del modello di stimare i servizi ecosistemici forniti da tali sistemi. *i-Tree* è stato sviluppato per la quantificazione dei benefici ecosistemici associati ad alberi e foreste urbane, sulla base di inventari arborei e di parametri strutturali tipici della vegetazione arborea e arbustiva, quali altezza, dimensione della chioma e diametro del fusto, utilizzati per stimare sequestro e stoccaggio di carbonio, rimozione degli inquinanti atmosferici e intercettazione delle precipitazioni (Nowak et al., 2008; Nowak et al., 2018). Ad oggi, la letteratura scientifica non riporta applicazioni validate del modello *i-Tree Eco* a sistemi di verde verticale. Le rassegne sul verde verticale evidenziano come tali sistemi presentino caratteristiche strutturali e funzionali profondamente diverse rispetto agli alberi urbani, sia in termini di sviluppo spaziale della biomassa sia di interazione con l'ambiente costruito (Perini & Rosasco, 2013; Pérez et al., 2014; Manso & Castro-Gomes, 2015). In particolare, i benefici ecosistemici delle pareti verdi risultano fortemente dipendenti dalla continuità della copertura fogliare, dall'orientamento e dal contatto diretto con le superfici edilizie, nonché da condizioni microclimatiche fortemente localizzate, aspetti che non sono esplicitamente considerati negli

---

<sup>1</sup> DBH (*Diameter at Breast Height*): diametro del fusto di un albero misurato convenzionalmente a 1,30 m dal suolo; parametro dendrometrico di base utilizzato per la stima della biomassa, del carbonio e dei servizi ecosistemici della vegetazione arborea.

algoritmi di *i-Tree*. L'approccio adottato in questo studio interpreta pertanto la vegetazione verticale come un insieme di unità vegetali discrete, assimilabili ad arbusti di piccola taglia, al fine di verificare in che misura un modello concepito per la vegetazione arborea sia in grado di fornire stime quantitative dei servizi ecosistemici anche in un contesto non convenzionale. I risultati ottenuti devono quindi essere letti come stime di ordine comparativo, utili a esplorare il potenziale contributo ecosistemico delle pareti verdi, ma non come valori pienamente sovrapponibili a quelli derivanti da applicazioni standard del modello. Tale limite metodologico, già evidenziato in studi sul verde verticale che richiamano la necessità di modelli dedicati o approcci integrati per la valutazione dei benefici ecosistemici (Perini & Rosasco, 2013; Manso & Castro-Gomes, 2015; Ode Sang et al., 2022; Pérez Luque & Coma Arpon, 2024), rafforza l'esigenza di sviluppi futuri di *i-Tree* capaci di includere configurazioni vegetazionali tridimensionali e accoppiate all'involucro edilizio.

### 5.9.3 Limiti del modello e giustificazione dell'approccio adottato

L'applicazione di *i-Tree Eco* alle pareti verdi verticali comporta inevitabilmente alcuni limiti strutturali e concettuali, ampiamente riconosciuti anche in letteratura per l'utilizzo del modello in contesti urbani complessi e non forestali (Nowak et al., 2010; Escobedo et al., 2011; Salmond et al., 2013; Baró et al., 2014;). Tra i principali si evidenziano: (i) l'assenza, nei database del software, di specie erbacee, rampicanti e tipiche del verde tecnologico; (ii) l'impiego di relazioni allometriche sviluppate prevalentemente per alberi in condizioni di crescita standard; (iii) la mancata rappresentazione esplicita della disposizione tridimensionale e verticale della vegetazione e della sua interazione diretta con l'involucro edilizio. Tali limiti emergono con maggiore evidenza se *i-Tree Eco* viene confrontato con altri approcci modellistici sviluppati specificamente per sistemi edilizi vegetati o con applicazioni estese di modelli forestali urbani a componenti non convenzionali del verde. Un primo tentativo in questa direzione è rappresentato dallo studio di Currie e Bass (2008), che hanno utilizzato il modello UFORE per simulare l'effetto combinato di alberi, arbusti, *green roof* e *green wall* sulla rimozione degli inquinanti atmosferici nell'area urbana di Toronto. Attraverso scenari simulati, gli autori hanno mostrato come tetti verdi e pareti verdi possano contribuire in modo significativo alla riduzione di NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, CO, PM<sub>10</sub> e ozono, soprattutto quando implementati su larga scala, pur mantenendo una rappresentazione fortemente semplificata della struttura e del funzionamento dei sistemi edilizi vegetati. Studi successivi hanno cercato di superare tali semplificazioni adottando modelli accoppiati o *process-based*. Nel caso dei *green roof*, Baek et al. (2020) hanno sviluppato un modello accoppiato (SWMM-H) integrando SWMM e HYDRUS-1D per migliorare la rappresentazione dei processi idrologici nel substrato, dimostrando come una modellazione più dettagliata dei flussi verticali influenzi in modo sostanziale le prestazioni ecosistemiche stimate. In ambito di qualità dell'aria, Cabaraban et al. (2013) hanno utilizzato una versione distribuita di *i-Tree Eco* accoppiata con i modelli WRF e CMAQ per simulare la deposizione secca di NO<sub>2</sub>, evidenziando la forte sensibilità delle stime alla rappresentazione spaziale del LAI e delle concentrazioni di fondo degli inquinanti, nonché i limiti dell'approccio *gaussian-based* per la simulazione di inquinanti reattivi. Un

contributo più recente è fornito dallo studio di Kim e Kang (2022), che hanno utilizzato *i-Tree Canopy* per valutare il ruolo dei *green roof* nel rafforzare i servizi ecosistemici associati alla copertura arborea e nel migliorare la connettività ecologica in un contesto altamente urbanizzato. I risultati mostrano come i *green roof* possano agire da *stepping stones* ecologici, contribuendo al recupero dei servizi ecosistemici e alla connessione tra frammenti di verde urbano, pur basandosi su una rappresentazione semplificata della vegetazione come *canopy* orizzontale. Sul tema specifico del sequestro di carbonio, Nicol e Terzano (2025) hanno proposto un approccio specie-specifico per identificare la configurazione ottimale di *green roof* finalizzata alla massimizzazione della cattura di CO<sub>2</sub>, combinando dati sperimentali di laboratorio (tassi fotosintetici e contenuto di carbonio nella biomassa) con una modellazione applicata a edifici reali. I risultati evidenziano differenze di oltre un ordine di grandezza tra specie comunemente impiegate nei *green roof*, confermando il ruolo determinante della scelta vegetazionale rispetto alla sola estensione superficiale del sistema. In una prospettiva più integrata, Singh et al. (2025) hanno sviluppato un framework modellistico dedicato alla stima dell'efficienza di sequestro del carbonio nei sistemi di *green roof* e *green wall*, considerando congiuntamente biomassa vegetale, substrato di crescita e condizioni climatiche. Attraverso una revisione sistematica della letteratura e la definizione di modelli di bilancio del carbonio, gli autori dimostrano che una quota significativa del carbonio sequestrato è accumulata nel substrato, evidenziando un aspetto spesso trascurato dai modelli orientati esclusivamente alla biomassa aerea. Lo studio sottolinea inoltre come approcci avanzati, in grado di integrare parametri biologici, fisici e climatici, forniscano stime molto più affidabili rispetto a metodologie semplificate, pur richiedendo dati di input più dettagliati e un'attenzione crescente agli aspetti di ciclo di vita del sistema. In un contesto mediterraneo prossimo al caso studio analizzato, Buccolieri et al. (2017) hanno applicato *i-Tree Canopy* a scala di distretto urbano nella città di Lecce, al fine di stimare la copertura vegetale, lo stoccaggio di CO<sub>2</sub>, la rimozione potenziale degli inquinanti atmosferici e i relativi benefici economici. Lo studio ha utilizzato *i-Tree Canopy* come strumento di valutazione speditiva e top-down, basato esclusivamente sulla quantità complessiva di verde, indipendentemente dalla specie, dalla struttura e dalla disposizione tridimensionale della vegetazione. Per superare tali semplificazioni, gli autori hanno affiancato a *i-Tree Canopy* un modello CFD ad alta risoluzione (*ENVI-met*), evidenziando come le stime ottenute con il solo *i-Tree* rappresentino valori potenziali che non tengono conto delle interazioni tra vegetazione, geometria urbana e microclima locale. Ulteriori approcci si basano su modelli microclimatici e termo-energetici per valutare i benefici di regolazione climatica, quali *ENVI-met* o *EnergyPlus*, che consentono di simulare l'effetto combinato di ombreggiamento, evapotranspirazione e scambio termico tra vegetazione ed edificio (Perini et al., 2011; Manso & Castro-Gomes, 2015; Morakinyo et al., 2016). Altri lavori adottano approcci sperimentali o semi-empirici, basati su misure dirette di flussi di CO<sub>2</sub>, deposizione di inquinanti o variazioni microclimatiche locali, risultando particolarmente accurati ma difficilmente scalabili o replicabili (Ottélé et al., 2010; Pérez et al., 2014). Inoltre, come sottolineato da Pace et al. (2018, 2020) e da Kim e Kang (2022), l'adattamento di modelli nati per il verde arboreo a infrastrutture verdi non convenzionali può fornire indicazioni utili in fase esplorativa, ma deve essere accompagnato da un confronto con approcci alternativi e, ove possibile, da dati misurati. Nel complesso, il confronto tra questi studi evidenzia come *i-Tree Eco*, *i-Tree Canopy* e i modelli derivati rappresentino

strumenti consolidati per la valutazione comparativa dei servizi ecosistemici del verde urbano, ma presentino limiti intrinseci quando applicati a infrastrutture verdi fortemente artificializzate come *green roof* e pareti verdi verticali. In questo quadro, l'utilizzo di *i-Tree Eco* nel presente studio si configura come un approccio consapevole e preliminare, finalizzato alla stima degli ordini di grandezza e volto a evidenziare la necessità di futuri sviluppi modellistici capaci di integrare struttura verticale, processi idrologici e specificità fisiologiche delle specie impiegate nei sistemi di parete verde.

#### 5.9.4 Ipotesi di base del modello

L'applicazione di *i-Tree Eco* alla simulazione dei servizi ecosistemici forniti da una parete verde verticale richiede l'adozione di specifiche assunzioni metodologiche, necessarie per adattare uno strumento originariamente sviluppato per il verde arboreo tradizionale a un sistema vegetale tecnologico ad alta densità fogliare. Nel caso in esame, la vegetazione impiegata è costituita prevalentemente da specie arbustive caratterizzate da portamento compatto, crescita principalmente laterale e assenza di un fusto principale dominante assimilabile a quello degli alberi in pieno suolo. Nonostante tali differenze morfo-strutturali, queste specie possono comunque generare funzioni ecosistemiche analoghe, in particolare in termini di intercettazione degli inquinanti atmosferici, mitigazione microclimatica e regolazione dei flussi energetici, processi strettamente correlati alla superficie fogliare esposta e alla struttura della chioma. Poiché il modello *i-Tree Eco* elabora le stime dei servizi ecosistemici a partire da parametri strutturali tipici degli alberi urbani, è stato necessario introdurre una specifica assunzione interpretativa relativa al parametro DBH (diametro a petto d'uomo). Tale parametro risulta infatti non applicabile in modo diretto alle specie arbustive utilizzate nella parete verde, poiché esse presentano spesso fusti multipli e architetture vegetative in cui la nozione di "tronco principale" non è definibile in maniera univoca e riproducibile. In questo contesto, il parametro DBH (*Diameter at Breast Height*), originariamente previsto dal modello *i-Tree Eco* per la caratterizzazione strutturale delle specie arboree, è stato sostituito con il diametro medio del fusto delle specie arbustive, utilizzato come variabile *proxy* al fine di garantire una maggiore coerenza con l'impostazione allometrica del modello. Tale scelta metodologica si rende necessaria in quanto il DBH, pur non essendo formalmente definito per forme biologiche arbustive o per individui a portamento multiplo, rappresenta nei modelli forestali un indicatore sintetico della dimensione strutturale e dell'accumulo di biomassa legnosa della pianta. Numerosi studi hanno infatti dimostrato come, anche nelle specie arbustive, il diametro del fusto, singolo o medio nel caso di portamenti policormici, risulti fortemente correlato alla biomassa epigea e al contenuto di carbonio, costituendo una variabile strutturale più direttamente compatibile con le equazioni allometriche impiegate nei modelli di stima dei servizi ecosistemici (Picard et al., 2012; Chave et al., 2014; Conti et al., 2013). Il presente studio si configura in modo dichiarato come un'analisi preliminare ed esplorativa, nella quale le stime fornite da *i-Tree Eco* non sono sottoposte a un processo formale di calibrazione o validazione mediante dati misurati in campo, passaggio che rappresenta invece un requisito fondamentale per un utilizzo pienamente predittivo del modello. La letteratura sottolinea come la validazione delle stime ecosistemiche richieda il confronto sistematico tra output modellistici e misure dirette, quali flussi di CO<sub>2</sub>,

deposizione di inquinanti atmosferici, variazioni microclimatiche o parametri fisiologici della vegetazione, al fine di calibrare le relazioni allometriche e ridurre le incertezze associate ai modelli basati su assunzioni generalizzate (McPherson et al., 2013; Nowak et al., 2013). Tuttavia, numerosi studi applicativi riconoscono che, in una fase preliminare di ricerca, l'utilizzo di modelli concepiti per la vegetazione arborea può fornire indicazioni utili a individuare ordini di grandezza, criticità metodologiche e variabili chiave da sottoporre a successiva verifica sperimentale, purché le ipotesi adottate siano chiaramente esplicitate (Speak et al., 2012). In questa prospettiva, i risultati qui presentati possono essere intesi come base conoscitiva per futuri approfondimenti, nei quali il confronto con dati misurati in situ potrà consentire la calibrazione e la validazione delle stime modellistiche, nonché l'eventuale integrazione di *i-Tree* con approcci sperimentali o modelli microclimatici dedicati alle pareti verdi verticali.

#### 5.9.5 Parametrizzazione strutturale e standardizzazione delle specie per l'applicazione di *i-Tree Eco* alla parete verde verticale

La fase di rilievo in sito ha riguardato la misurazione dei principali parametri strutturali richiesti dal modello *i-Tree Eco*, opportunamente adattati alle caratteristiche morfologiche delle specie arbustive ed erbacee impiegate nella parete verde verticale. In particolare, per ciascuna specie presente sono stati rilevati l'altezza totale della pianta ( $h$ ), stimata mediante osservazioni o misurazioni dirette, e il diametro medio del fusto degli arbusti, assunto come parametro equivalente al DBH utilizzato dal modello per le specie arboree. Tale adattamento metodologico si è reso necessario al fine di garantire una maggiore coerenza tra i dati di campo e le variabili strutturali richieste dal software, pur in presenza di forme biologiche non originariamente previste da *i-Tree Eco*. Si precisa inoltre che il modello *i-Tree Eco* (in modalità *complete inventory*) consente l'inserimento di valori di DBH maggiori o uguali a 1,27 cm; pertanto, nel caso delle specie arbustive ed erbacee caratterizzate da diametri inferiori a tale soglia, è stato attribuito il valore minimo inseribile previsto dal software. Questa scelta, pur introducendo una semplificazione, consente di mantenere la compatibilità con la struttura del modello e di garantire l'esecuzione della simulazione. Un ulteriore passaggio metodologico ha riguardato la sostituzione delle specie reali presenti sulla parete verde con specie funzionalmente affini incluse nel database di *i-Tree Eco*. Poiché il software contiene prevalentemente specie arboree tipiche dei contesti nordamericano ed europeo, è stato necessario individuare, per ciascuna specie reale, una specie *proxy* con caratteristiche morfologiche e fisiologiche comparabili (dimensioni, forma della chioma, densità fogliare). Questa operazione introduce un ulteriore livello di incertezza, ritenuto tuttavia accettabile ai fini di una valutazione comparativa e preliminare dei servizi ecosistemici. Per la definizione del numero di individui vegetali considerati nella simulazione, si è fatto riferimento al numero di piante effettivamente messe a dimora nella fase di installazione della parete verde, valore noto con precisione in quanto derivante dalla documentazione progettuale. A partire da tale configurazione iniziale, è stato applicato un tasso di declino/mortalità naturale pari al 12,5% annuo, al fine di rappresentare le perdite fisiologiche di individui vegetali che si verificano durante le prime fasi di gestione dei sistemi di verde verticale. Tale valore rientra nell'intervallo di mortalità annuale (10–15%) comunemente riportato in letteratura per pareti verdi e sistemi di verde tecnologico in ambito urbano (Dunnett & Kingsbury, 2008; Pérez et al., 2014; Manso &

Castro-Gomes, 2015; Perini et al., 2017; Fu et al., 2025), in particolare nei contesti mediterranei e durante i primi anni di esercizio. Al fine di rendere esplicite le assunzioni adottate nell'applicazione del modello *i-Tree Eco*, nella Tab. 10 è riportato il piano vegetazionale della parete verde verticale, comprensivo della classificazione biologica delle specie, del numero di individui per modulo, delle specie *proxy* utilizzate nel database del software e dei principali parametri strutturali impiegati nella simulazione.

Tab. 10 Piano vegetazionale della parete verde: classificazione biologica delle specie, numero di individui per modulo, specie proxy utilizzate nel modello *i-Tree Eco* e parametri strutturali.

Specie parete verde	Modulo 1 (A=08 m <sup>2</sup> )	Modulo 2 (A=08 m <sup>2</sup> )	Specie sostitutiva (I-Tree species)	DBH (cm)	Altezza (m)
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	38		<i>Dalea spp.</i>	0,7	0,4
<i>Ruscus aculeatus</i>		31	<i>Mahonia spp.</i>	0,4	0,25
<i>Convolvulus cneorum</i>	38		<i>Lavandula spp.</i>	0,6	0,6
<i>Capparis spinosa 'Inermis'</i>	NA	NA	<i>Capparis sepriaria</i>	NA	NA
<i>Phlomis fruticosa</i>		18	<i>Salvia spp.</i>	1,5	0,4
<i>Myrtus communis sp nana</i>	3	3	<i>Amomyrtus spp.</i>	0,7	0,3
<i>Euphorbia characias (sostituto E. spinosa)</i>	18	13	<i>Euphorbia atrococca</i>	2,0	0,6
<i>Teucrium marum (sostituto T. polium)</i>	38	31	<i>Westringia spp.</i>	0,5	0,3
<i>Asfodelo in varietà</i>	NA	NA	<i>Aloe spp.</i>	NA	NA
SUBTOTALE	135	96			
<b>TOTALE</b>	<b>231</b>				

## 5.10 Risultati della simulazione

### 5.10.1 Stoccaggio del carbonio e CO<sub>2</sub> equivalente

I risultati della simulazione condotta mediante *i-Tree Eco* consentono di analizzare lo stoccaggio e il sequestro di carbonio associati alla parete verde verticale, evidenziando in modo chiaro gli effetti della scala ridotta del sistema e i limiti applicativi del modello in contesti non arborei. Il software restituisce, per ciascuna specie, il contributo percentuale allo stoccaggio complessivo e il corrispondente valore in CO<sub>2</sub> equivalente, calcolato mediante il fattore di conversione 44/12, oltre alla stima del sequestro lordo annuo di carbonio. Per quanto riguarda lo stoccaggio di carbonio nella biomassa, i risultati (Tab. 11; Fig. 73) mostrano come, alla scala del caso studio analizzato, il modello restituisca un valore complessivo estremamente contenuto, pari a 0,16 t C, corrispondenti a 0,6 t di CO<sub>2</sub> equivalente. Tale valore, pur non risultando significativo in termini assoluti, consente una lettura comparativa della distribuzione percentuale dello stoccaggio tra le specie presenti. In particolare, *Teucrium marum* rappresenta la quota maggiore dello stoccaggio

relativo (37,3%), seguito da *Convolvulus cneorum* (20,5%), *Phlomis fruticosa* (12,1%), *Ruscus aculeatus* (11,7%) e *Dorycnium pentaphyllum* (11,5%). Contributi percentuali più contenuti sono associati a *Euphorbia characias* (4,2%) e *Myrtus communis subsp. nana* (2,7%). Tale esito non deve essere interpretato come assenza di biomassa o di funzione ecosistemica, bensì come effetto diretto della ridotta dimensione strutturale delle piante, del portamento prevalentemente arbustivo o cameditico e della superficie limitata della parete verde rispetto ai contesti per i quali *i-Tree Eco* è stato originariamente sviluppato. In questo senso, i valori percentuali assumono un significato prevalentemente relativo, utile a confrontare il contributo funzionale delle diverse specie all'interno del sistema piuttosto che a quantificare uno stock di carbonio confrontabile con quello di infrastrutture verdi arboree. Diverso e più informativo risulta il quadro relativo al sequestro lordo annuo di carbonio (Tab. 12; Fig. 74), che rappresenta la componente dinamica del ciclo del carbonio e risulta maggiormente sensibile anche in sistemi vegetali di piccola scala. Il sequestro complessivo stimato per la parete verde è pari a 0,19 t C·anno<sup>-1</sup>, corrispondenti a 0,67 t CO<sub>2</sub>·anno<sup>-1</sup>, confermando un contributo quantitativamente limitato ma misurabile. L'analisi per specie mostra che *Teucrium marum* presenta il valore più elevato di sequestro annuo (0,07 t C·anno<sup>-1</sup>; 0,24 t CO<sub>2</sub>·anno<sup>-1</sup>), seguito da *Convolvulus cneorum* (0,04 t C·anno<sup>-1</sup>; 0,13 t CO<sub>2</sub>·anno<sup>-1</sup>). Valori intermedi si osservano per *Ruscus aculeatus* (0,02 t C·anno<sup>-1</sup>; 0,09 t CO<sub>2</sub>·anno<sup>-1</sup>), *Dorycnium pentaphyllum* (0,02 t C·anno<sup>-1</sup>; 0,08 t CO<sub>2</sub>·anno<sup>-1</sup>) e *Phlomis fruticosa* (0,02 t C·anno<sup>-1</sup>; 0,07 t CO<sub>2</sub>·anno<sup>-1</sup>). Contributi più contenuti sono associati a *Myrtus communis subsp. nana* ed *Euphorbia characias*, coerentemente con un accrescimento più lento e una minore produttività primaria. Nel complesso, i risultati evidenziano in modo esplicito i limiti dell'utilizzo di *i-Tree Eco* per sistemi vegetali verticali di piccola scala. Il modello, concepito per la stima dei servizi ecosistemici forniti da alberi urbani maturi, tende a sottostimare o a non restituire in forma assoluta lo stoccaggio di carbonio in configurazioni caratterizzate da biomassa ridotta, elevata frammentazione spaziale e portamenti non arborei.

Tab. 11 Stoccaggio di carbonio (t C), contributo percentuale e CO<sub>2</sub> equivalente (t CO<sub>2</sub>) per ciascuna specie della parete verde, stimati mediante il modello *i-Tree Eco*.

Specie	Carbonio stoccato (t)	Carbonio stoccato (%)	CO <sub>2</sub> equivalente (t)
<i>Myrtus communis sp nana</i>	0	2,70%	0
<i>Euphorbia characias</i>	0	4,20%	0
<i>Convolvulus cneorum</i>	0,03	20,50%	0,1
<i>Ruscus aculeatus</i>	0,03	11,70%	0,1
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	0,03	11,50%	0,1
<i>Phlomis fruticosa</i>	0,03	12,10%	0,1
<i>Teucrium marum</i>	0,05	37,30%	0,2
<b>Totale</b>	<b>0,16</b>	<b>100%</b>	<b>0,6</b>

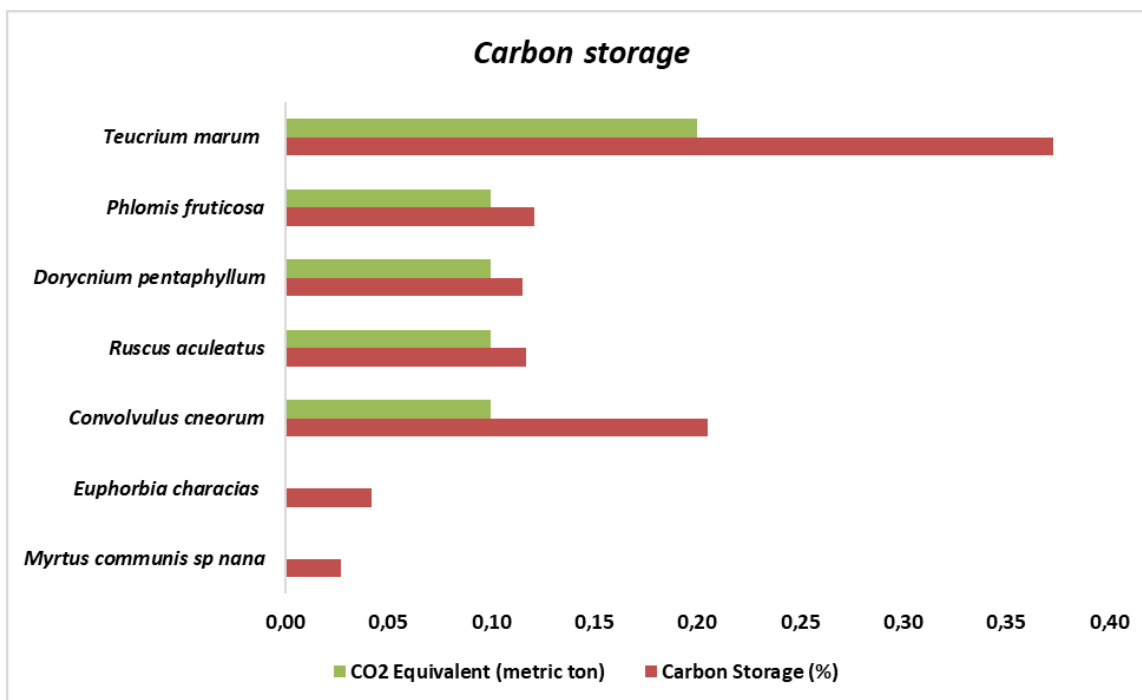


Fig. 73 Contributo delle singole specie allo stoccaggio di carbonio della parete verde, espresso in termini di carbonio totale (t C), percentuale e CO<sub>2</sub> equivalente (t CO<sub>2</sub>), secondo le stime del modello *i-Tree Eco*.

Tab. 12 Sequestro lordo annuo di carbonio (t C·anno<sup>-1</sup>) e CO<sub>2</sub> equivalente (t CO<sub>2</sub>·anno<sup>-1</sup>) per ciascuna specie della parete verde, stimati mediante il modello *i-Tree Eco*.

Specie	Sequestro lordo di carbonio (t/anno)	CO <sub>2</sub> equivalente (t/anno)
<i>Myrtus communis sp nana</i>	0,01	0,02
<i>Euphorbia characias</i>	0,01	0,04
<i>Convolvulus cneorum</i>	0,04	0,13
<i>Ruscus aculeatus</i>	0,02	0,09
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	0,02	0,08
<i>Phlomis fruticosa</i>	0,02	0,07
<i>Teucrium marum</i>	0,07	0,24
<b>Totale</b>	<b>0,19</b>	<b>0,67</b>

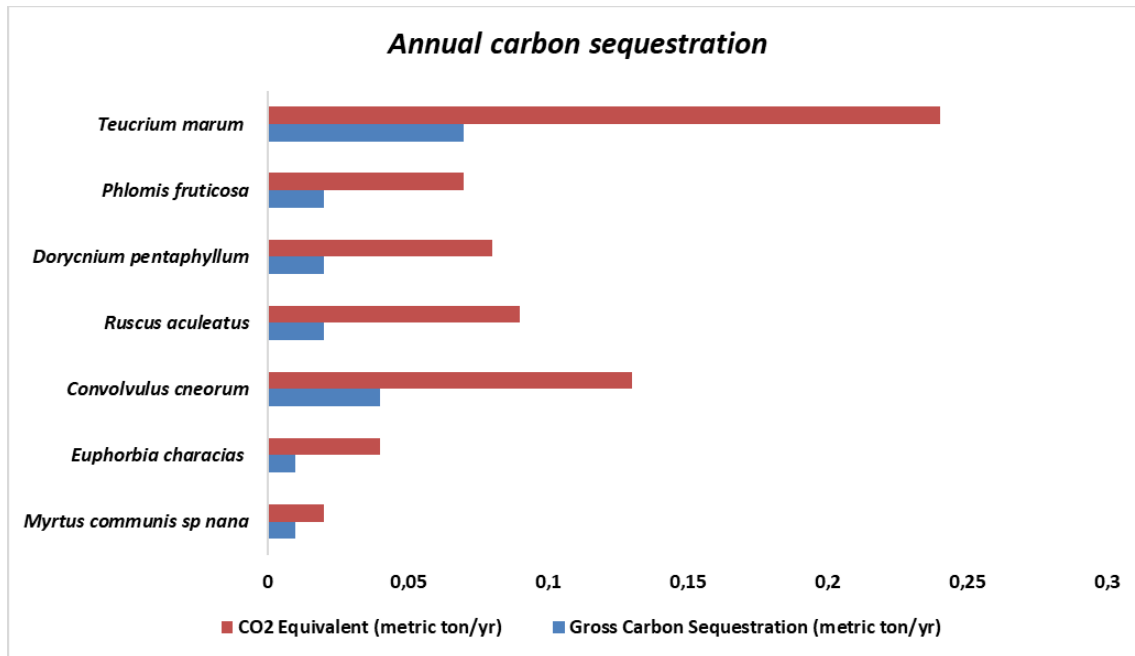


Fig. 74 Confronto tra sequestro lordo annuo di carbonio e CO<sub>2</sub> equivalente per le diverse specie della parete verde, secondo le stime del modello *i-Tree Eco*.

### 5.10.2 Effetti idrologici: intercettazione delle precipitazioni e riduzione del deflusso

Oltre ai benefici associati al ciclo del carbonio, il modello *i-Tree Eco* consente di stimare alcuni servizi ecosistemici di regolazione idrologica, in particolare l'intercettazione delle acque meteoriche da parte della vegetazione e la conseguente riduzione del deflusso superficiale (*avoided runoff*). Tali servizi rivestono un ruolo rilevante in ambito urbano, dove l'elevata percentuale di superfici impermeabili favorisce il ruscellamento rapido e l'incremento dei carichi sulle infrastrutture di drenaggio. Nel caso studio analizzato, i risultati della simulazione (Tab. 13; Fig. 75) indicano che la parete verde verticale intercetta complessivamente 13,26 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup> di acqua piovana, con una riduzione stimata del deflusso superficiale pari a 2,73 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>. Sebbene tali valori risultino contenuti in termini assoluti, essi sono pienamente coerenti con la scala ridotta del sistema analizzato, caratterizzato da una superficie limitata, dall'assenza di suolo naturale e da un portamento prevalentemente arbustivo delle specie impiegate. L'intercettazione delle precipitazioni rappresenta la quota di pioggia temporaneamente trattenuta dalla superficie fogliare e dalle strutture vegetali, che può successivamente evaporare o essere rilasciata in modo ritardato, mentre l'*avoided runoff* indica il volume di acqua che non contribuisce immediatamente al ruscellamento superficiale. L'analisi disaggregata per specie evidenzia differenze significative nelle prestazioni idrologiche, strettamente correlate alla struttura della chioma, alla densità fogliare e alla capacità di trattenere l'acqua. In particolare, *Euphorbia characias* mostra i valori più elevati in termini di intercettazione delle acque meteoriche (2,97 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>) e di riduzione del deflusso superficiale (0,61 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>), confermandosi come la specie maggiormente performante

sotto il profilo idrologico. Seguono *Phlomis fruticosa* (2,78 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup> di acqua intercettata; 0,57 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup> di avoided runoff) e *Ruscus aculeatus* (2,27 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>; 0,47 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>), che mostrano una buona capacità di trattenere e rallentare le acque meteoriche. *Teucrium marum* presenta valori anch'essi rilevanti (2,22 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup> di intercettazione e 0,46 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup> di deflusso evitato), mentre *Dorycnium pentaphyllum* evidenzia prestazioni intermedie (1,64 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>; 0,34 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>). Contributi più contenuti si osservano per *Convolvulus cneorum* (0,83 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup> di acqua intercettata e 0,17 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup> di avoided runoff) e *Myrtus communis subsp. nana* (0,55 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>; 0,11 m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>), in relazione a una minore superficie fogliare intercettante e a un portamento più compatto. Tali differenze, pur riflettendo caratteristiche morfologiche e strutturali specifiche, non risultano trascurabili se interpretate in un'ottica di complementarità funzionale e di diversità specifica all'interno del sistema. Dal punto di vista metodologico, è importante sottolineare che le stime fornite da *i-Tree Eco* considerano esclusivamente il contributo della biomassa vegetale e non tengono conto delle interazioni con il sistema di irrigazione, di accumulo e di ricircolo idrico della parete verde, né dei processi di infiltrazione e ritenzione nel substrato. Di conseguenza, i valori di intercettazione e deflusso evitato devono essere interpretati come stime conservative, utili per confronti relativi tra specie e per valutazioni di scenario, piuttosto che come una quantificazione esaustiva della funzione idrologica complessiva del sistema.

Tab. 13 Volumi annui di acqua intercettata e di deflusso superficiale evitato (m<sup>3</sup>·anno<sup>-1</sup>) per ciascuna specie della parete verde, stimati mediante il modello *i-Tree Eco*.

<b>Specie</b>	<b>Acqua intercettata (m<sup>3</sup>/anno)</b>	<b>Deflusso evitato (m<sup>3</sup>/anno)</b>
<i>Teucrium marum</i>	2,22	0,46
<i>Ruscus aculeatus</i>	2,27	0,47
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	1,64	0,34
<i>Euphorbia characias</i>	2,97	0,61
<i>Convolvulus cneorum</i>	0,83	0,17
<i>Phlomis fruticosa</i>	2,78	0,57
<i>Myrtus communis sp nana</i>	0,55	0,11
<b>Totale</b>	<b>13,26</b>	<b>2,73</b>

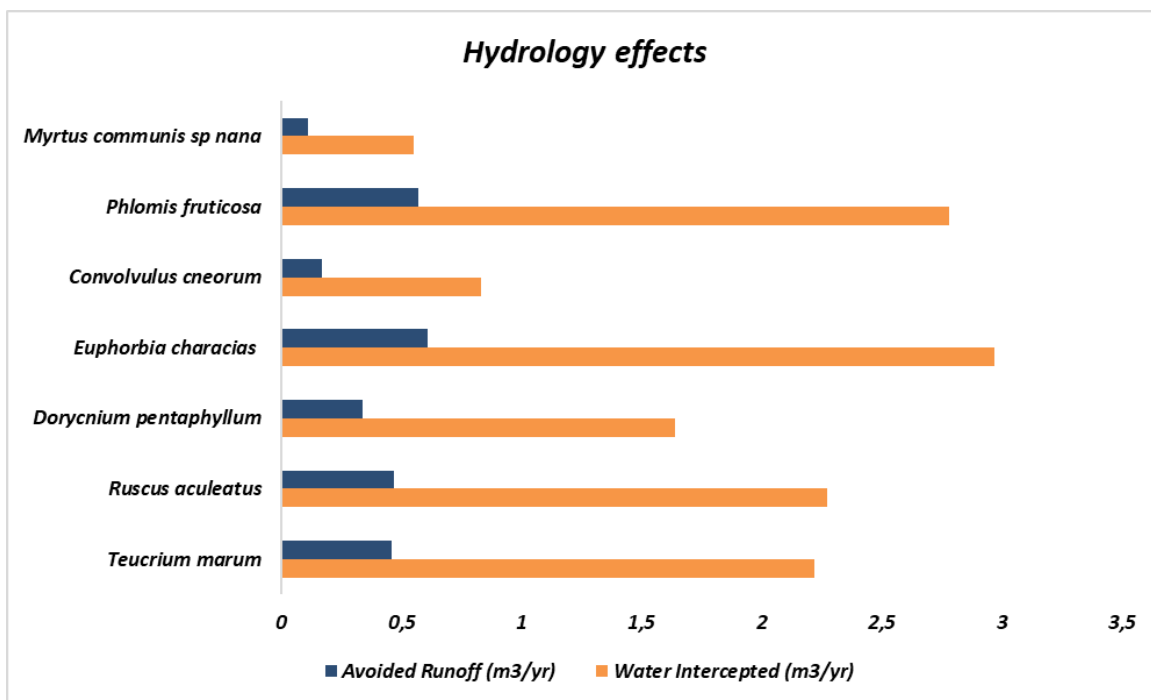


Fig. 75 Confronto tra acqua intercettata e deflusso superficiale evitato per le diverse specie della parete verde, secondo le stime del modello *i-Tree Eco*.

### 5.10.3 Rimozione degli inquinanti atmosferici

Un ulteriore servizio ecosistemico di regolazione stimato mediante *i-Tree Eco* riguarda la rimozione degli inquinanti atmosferici da parte della vegetazione della parete verde verticale. Il modello quantifica la massa di inquinante rimossa annualmente attraverso processi di deposizione secca sulle superfici fogliari e, per alcuni gas, tramite assorbimento stomatico, restituendo valori medi mensili e, per  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$  e  $\text{SO}_2$ , anche intervalli di variabilità espressi come valori massimi e minimi. Nel complesso (Tab. 14; Fig. 76), la simulazione indica una rimozione annua totale pari a  $2,69 \text{ kg}\cdot\text{anno}^{-1}$ , considerando congiuntamente tutti gli inquinanti analizzati. Tale valore, sebbene quantitativamente contenuto, risulta coerente con la scala estremamente ridotta del sistema studiato, caratterizzato da una superficie vegetata limitata, da una configurazione verticale e dall'assenza di un continuo arboreo paragonabile a quello dei sistemi per i quali il modello *i-Tree Eco* è stato originariamente sviluppato. In questo contesto, la rimozione degli inquinanti deve essere interpretata come un contributo puntuale e locale, piuttosto che come un meccanismo di abbattimento significativo delle concentrazioni a scala urbana. Tra gli inquinanti considerati, l'ozono ( $\text{O}_3$ ) rappresenta la quota dominante, con una rimozione annua pari a  $1,69 \text{ kg}\cdot\text{anno}^{-1}$ , corrispondente a circa 63% del totale. Seguono il  $\text{PM}_{10}$  ( $0,52 \text{ kg}\cdot\text{anno}^{-1}$ ), il  $\text{SO}_2$  ( $0,17 \text{ kg}\cdot\text{anno}^{-1}$ ) e il  $\text{NO}_2$  ( $0,13 \text{ kg}\cdot\text{anno}^{-1}$ ). Il contributo del CO risulta più contenuto ( $0,15 \text{ kg}\cdot\text{anno}^{-1}$ ), mentre quello del  $\text{PM}_{2.5}$  è il più ridotto ( $0,03 \text{ kg}\cdot\text{anno}^{-1}$ ), riflettendo la maggiore complessità dei processi deposizionali delle particelle fini e la loro minore efficienza di intercettazione da parte di superfici fogliari di estensione limitata. L'analisi delle rimozioni medie

mensili (Tab. 15) evidenzia una marcata stagionalità, strettamente legata sia all'andamento delle concentrazioni atmosferiche sia alla fenologia e all'attività fisiologica della vegetazione. In particolare, la rimozione dell'O<sub>3</sub> mostra un incremento progressivo dalla primavera all'estate, con valori massimi tra maggio e luglio e un picco in giugno (0,25 kg·mese<sup>-1</sup>), in coerenza con l'aumento delle concentrazioni di ozono e con la massima attività stomatica delle piante. Nei mesi autunnali e invernali si osserva una progressiva riduzione della rimozione, associata alla diminuzione della radiazione solare e dell'attività fisiologica vegetale. Per il PM<sub>10</sub>, la rimozione presenta un andamento differente, con valori relativamente più elevati nei mesi tardo-estivi e autunnali e un massimo in dicembre (0,073 kg·mese<sup>-1</sup>), coerentemente con l'incremento stagionale delle concentrazioni di particolato e con condizioni atmosferiche favorevoli ai processi di deposizione secca. La rimozione di NO<sub>2</sub> e SO<sub>2</sub> risulta più contenuta ma relativamente regolare nel corso dell'anno, con lievi incrementi nei mesi invernali per il NO<sub>2</sub> e nei mesi primaverili ed estivi per il SO<sub>2</sub>, riflettendo la variabilità delle sorgenti emissive e delle condizioni microclimatiche locali. La disponibilità di valori massimi e minimi mensili per alcuni inquinanti mette in evidenza l'elevata variabilità delle condizioni atmosferiche che influenzano i processi di rimozione. I valori massimi rappresentano situazioni caratterizzate da concentrazioni elevate e da una superficie fogliare pienamente attiva, mentre i valori minimi corrispondono a condizioni meno favorevoli dal punto di vista deposizionale, come periodi di ridotta attività vegetativa o di bassa concentrazione degli inquinanti. Dal punto di vista metodologico, *i-Tree Eco* stima la rimozione degli inquinanti sulla base di un approccio di deposizione secca, in cui il flusso di rimozione è funzione della concentrazione atmosferica, della velocità di deposizione e dell'area fogliare disponibile. Per il particolato, il processo è dominato da meccanismi di intercettazione e sedimentazione sulle superfici fogliari, mentre per i gas reattivi, in particolare O<sub>3</sub> e NO<sub>2</sub>, contribuisce anche l'assorbimento stomatico. È importante sottolineare che il modello non considera i fenomeni di risospensione del particolato né le possibili emissioni biogeniche, e non integra esplicitamente le interazioni con la ventilazione locale o con le dinamiche di canyon urbano. Di conseguenza, i risultati devono essere interpretati come stime conservative del beneficio netto, utili soprattutto per confronti relativi e per valutazioni di scenario a scala locale. Nel complesso, i risultati indicano che la parete verde verticale fornisce un contributo misurabile, seppur limitato, alla rimozione degli inquinanti atmosferici, con un'efficacia maggiore nei confronti dell'ozono e del particolato grossolano, confermando il ruolo potenziale di tali sistemi come elementi complementari di mitigazione ambientale in ambito urbano.

Tab. 14 Rimozione media mensile (kg) degli inquinanti atmosferici stimata con *i-Tree Eco* per la parete verde, e rimozione totale annua.

Mese	CO	NO <sub>2</sub>	O <sub>3</sub>	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2.5</sub>	SO <sub>2</sub>	
1	0,012	0,016	0,054	0,034	0,004	0,013	
2	0,008	0,007	0,068	0,037	0,008	0,011	
3	0,014	0,01	0,11	0,034	0,008	0,011	
4	0,011	0,006	0,18	0,033	0	0,018	
5	0,016	0,011	0,214	0,038	0,002	0,023	
6	0,015	0,011	0,25	0,03	0,001	0,019	

7	0,013	0,012	0,235	0,043	0	0,017	
8	0,012	0,01	0,118	0,048	0	0,019	
9	0,009	0,01	0,17	0,059	0	0,015	
10	0,013	0,013	0,121	0,037	0,006	0,01	
11	0,011	0,011	0,093	0,052	0,002	0,012	
12	0,012	0,016	0,076	0,073	0	0,006	
<b>Totale</b>	<b>0,15</b>	<b>0,13</b>	<b>1,69</b>	<b>0,52</b>	<b>0,03</b>	<b>0,17</b>	<b>2,69</b>

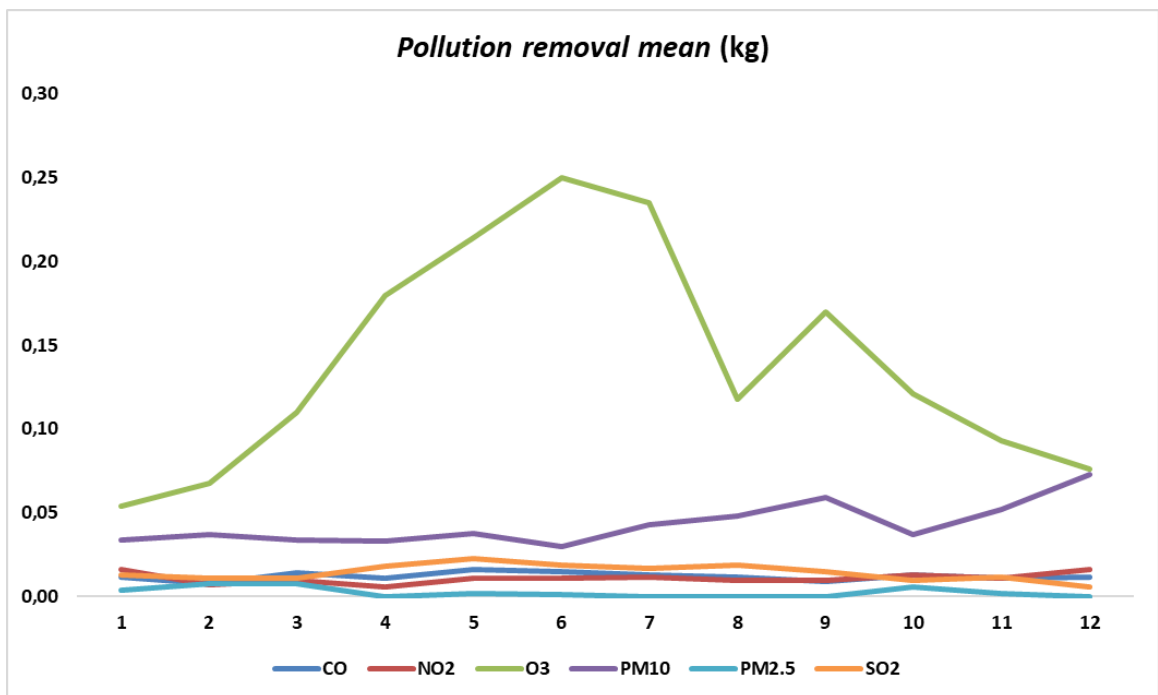


Fig. 76 Andamento mensile della rimozione media degli inquinanti atmosferici da parte della parete verde, secondo le stime del modello *i-Tree Eco*.

Tab. 15 Rimozione media, massima e minima mensile degli inquinanti atmosferici (kg) da parte della parete verde.

Inquinante	Mese	Rimozione media (kg)	Rimozione max (kg)	Rimozione min (kg)
CO	1	0,012	N/A	N/A
CO	2	0,008	N/A	N/A
CO	3	0,014	N/A	N/A
CO	4	0,011	N/A	N/A
CO	5	0,016	N/A	N/A
CO	6	0,015	N/A	N/A
CO	7	0,013	N/A	N/A
CO	8	0,012	N/A	N/A
CO	9	0,009	N/A	N/A
CO	10	0,013	N/A	N/A

CO	11	0,011	N/A	N/A
CO	12	0,012	N/A	N/A
<b>CO</b>	<b>Annuale</b>	<b>0,146</b>	<b>N/A</b>	<b>N/A</b>
NO2	1	0,016	0,053	0,014
NO2	2	0,007	0,024	0,006
NO2	3	0,01	0,034	0,009
NO2	4	0,006	0,022	0,005
NO2	5	0,011	0,039	0,009
NO2	6	0,011	0,039	0,009
NO2	7	0,012	0,045	0,01
NO2	8	0,01	0,033	0,008
NO2	9	0,01	0,036	0,008
NO2	10	0,013	0,042	0,011
NO2	11	0,011	0,036	0,01
NO2	12	0,016	0,048	0,015
<b>NO2</b>	<b>Annuale</b>	<b>0,133</b>	<b>0,451</b>	<b>0,113</b>
O3	1	0,054	0,186	0,035
O3	2	0,068	0,235	0,041
O3	3	0,11	0,345	0,056
O3	4	0,18	0,54	0,087
O3	5	0,214	0,663	0,098
O3	6	0,25	0,729	0,107
O3	7	0,235	0,858	0,123
O3	8	0,118	0,345	0,053
O3	9	0,17	0,522	0,081
O3	10	0,121	0,318	0,054
O3	11	0,093	0,276	0,048
O3	12	0,076	0,245	0,044
<b>O3</b>	<b>Annuale</b>	<b>1,688</b>	<b>5,263</b>	<b>0,828</b>
PM10	1	0,034	0,052	0,013
PM10	2	0,037	0,058	0,015
PM10	3	0,034	0,054	0,013
PM10	4	0,033	0,051	0,013
PM10	5	0,038	0,059	0,015
PM10	6	0,03	0,047	0,012
PM10	7	0,043	0,067	0,017
PM10	8	0,048	0,075	0,019
PM10	9	0,059	0,093	0,023
PM10	10	0,037	0,058	0,015
PM10	11	0,052	0,082	0,02
PM10	12	0,073	0,114	0,028
<b>PM10</b>	<b>Annuale</b>	<b>0,518</b>	<b>0,81</b>	<b>0,202</b>
PM2.5	1	0,004	0,01	0,001

PM2.5	2	0,008	0,023	0,002
PM2.5	3	0,008	0,024	0,001
PM2.5	4	0	0	0
PM2.5	5	0,002	0,005	0
PM2.5	6	0,001	0,002	0
PM2.5	7	0	0	0
PM2.5	8	0	0,001	0
PM2.5	9	0	0,001	0
PM2.5	10	0,006	0,014	0,001
PM2.5	11	0,002	0,004	0
PM2.5	12	0	0	0
<b>PM2.5</b>	<b>Annuale</b>	<b>0,03</b>	<b>0,084</b>	<b>0,005</b>
SO2	1	0,013	0,057	0,013
SO2	2	0,011	0,048	0,01
SO2	3	0,011	0,041	0,009
SO2	4	0,018	0,065	0,014
SO2	5	0,023	0,087	0,017
SO2	6	0,019	0,069	0,014
SO2	7	0,017	0,078	0,015
SO2	8	0,019	0,07	0,014
SO2	9	0,015	0,053	0,011
SO2	10	0,01	0,034	0,008
SO2	11	0,012	0,042	0,01
SO2	12	0,006	0,025	0,006
<b>SO2</b>	<b>Annuale</b>	<b>0,175</b>	<b>0,67</b>	<b>0,139</b>

#### 5.10.4 Emissioni biogeniche di composti organici volatili (BVOCs)

Oltre ai servizi ecosistemici di rimozione degli inquinanti atmosferici, il modello *i-Tree Eco* consente di stimare le emissioni biogeniche di composti organici volatili (BVOCs), in particolare isoprene e monoterpeni, prodotte dalla vegetazione come sottoprodotto dei processi fisiologici. Tali composti rivestono un ruolo rilevante nella chimica dell'atmosfera, in quanto possono partecipare a reazioni fotochimiche che influenzano la formazione di ozono e di aerosol organici secondari; per questo motivo, la loro quantificazione è utile per valutare possibili *trade-off* associati all'impiego del verde urbano. Nel caso studio analizzato, i risultati della simulazione (Tab. 16; Fig. 77) indicano che la parete verde verticale presenta emissioni complessive di BVOCs pari a 1,5 kg·anno<sup>-1</sup>, di cui 0,6 kg·anno<sup>-1</sup> attribuibili ai monoterpeni e 0,8 kg·anno<sup>-1</sup> all'isoprene. Tali valori risultano estremamente contenuti in termini assoluti e pienamente coerenti con la scala ridotta del sistema, con la limitata biomassa vegetale e con la prevalenza di specie mediterranee arbustive e sub-arbustive. Le emissioni di BVOCs possono essere considerate marginali rispetto ai benefici ecosistemici complessivi forniti dalla parete verde. La distribuzione delle emissioni risulta fortemente specie-specifica. *Ruscus aculeatus* rappresenta il principale contributore alle emissioni totali, con 0,6 kg·anno<sup>-1</sup>, quasi interamente costituiti da isoprene (0,5 kg·anno<sup>-1</sup>),

riflettendo una spiccata propensione fisiologica a questo tipo di emissione. *Convolvulus cneorum* e *Teucrium marum* mostrano emissioni complessive pari a 0,3 kg·anno<sup>-1</sup> ciascuno, sebbene con profili differenti: il primo emette esclusivamente monoterpeni (0,3 kg·anno<sup>-1</sup>), mentre il secondo presenta emissioni miste di monoterpeni (0,1 kg·anno<sup>-1</sup>) e isoprene (0,2 kg·anno<sup>-1</sup>). *Phlomis fruticosa* contribuisce con 0,2 kg·anno<sup>-1</sup>, prevalentemente sotto forma di monoterpeni, mentre *Dorycnium pentaphyllum* mostra emissioni più contenute (0,1 kg·anno<sup>-1</sup>), interamente attribuibili all'isoprene. Al contrario, *Myrtus communis subsp. nana* ed *Euphorbia characias* non presentano emissioni stimate di BVOCs dal modello. Questo aspetto evidenzia come, in sistemi di piccola dimensione, i risultati relativi ai BVOCs siano particolarmente sensibili alla parametrizzazione e vadano letti in termini comparativi piuttosto che assoluti. Dal punto di vista metodologico, le emissioni di BVOCs in *i-Tree Eco* sono stimate mediante algoritmi derivati dal *Biogenic Emission Inventory System* (BEIS), che integrano fattori di emissione specie-specifici con variabili ambientali quali temperatura e radiazione solare. Di conseguenza, le stime risultano fortemente dipendenti dalle condizioni climatiche locali e dalla fenologia della vegetazione, e non tengono conto di possibili effetti di attenuazione dovuti alla ventilazione urbana o alla rapida dispersione dei composti emessi in configurazioni verticali. I risultati indicano che la parete verde verticale analizzata presenta emissioni biogeniche molto contenute, tali da non configurare un impatto negativo significativo sulla qualità dell'aria locale.

Tab. 16 Emissioni annuali di monoterpeni, isoprene e composti organici volatili totali (kg·anno<sup>-1</sup>) per ciascuna specie della parete verde, stimate mediante il modello *i-Tree Eco*.

<b>Specie</b>	<b>Monoterpene (kg/anno)</b>	<b>Isoprene (kg/anno)</b>	<b>Total VOCs (kg/anno)</b>
<i>Myrtus communis sp nana</i>	0	0	0
<i>Euphorbia characias</i>	0	0	0
<i>Convolvulus cneorum</i>	0,3	0	0,3
<i>Ruscus aculeatus</i>	0	0,5	0,6
<i>Dorycnium pentaphyllum</i>	0	0,1	0,1
<i>Phlomis fruticosa</i>	0,2	0	0,2
<i>Teucrium marum</i>	0,1	0,2	0,3
<b>Totale</b>	<b>0,6</b>	<b>0,8</b>	<b>1,5</b>

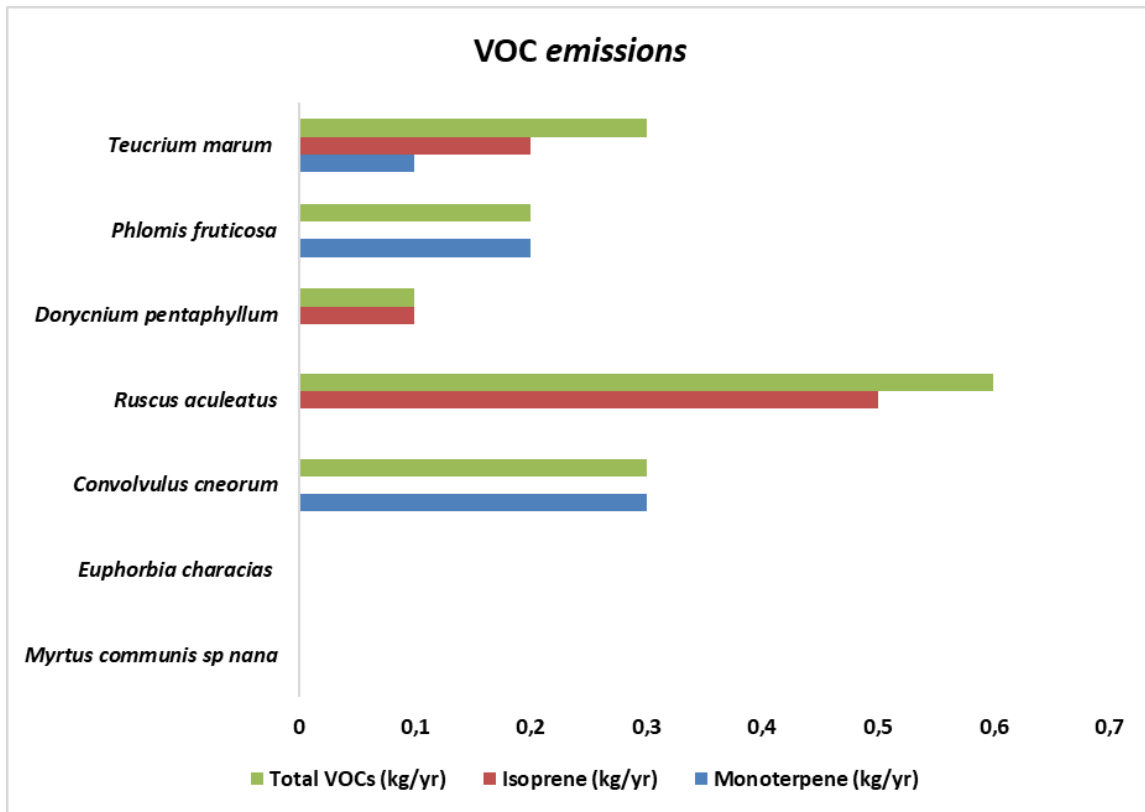


Fig. 77 Confronto tra emissioni annuali di monoterpeni, isoprene e VOC totali per le diverse specie della parete verde, secondo le stime del modello *i-Tree Eco*.

### 5.10.5 Produzione di ossigeno

Tra i servizi ecosistemici di regolazione stimati mediante il modello *i-Tree Eco* rientra anche la produzione annuale di ossigeno ( $O_2$ ), direttamente connessa ai processi di fotosintesi clorofilliana e, più in generale, alla produttività primaria della vegetazione. Sebbene questo indicatore sia meno frequentemente utilizzato nei processi decisionali rispetto a quelli legati al carbonio o alla qualità dell'aria, esso rappresenta un parametro utile in una valutazione integrata delle funzioni ecologiche svolte dal verde urbano, in quanto consente di collegare in modo immediato la vegetazione ai principali cicli biogeochimici. Nel caso studio analizzato, la simulazione restituisce una produzione annua complessiva di ossigeno pari a  $0,5 \text{ t}\cdot\text{anno}^{-1}$ , riferita all'intera area di studio (Tab. 17). Tale valore, quantitativamente contenuto, risulta pienamente coerente con la scala ridotta della parete verde verticale e con i valori di sequestro di carbonio stimati per il sistema. La produzione di ossigeno non deve essere interpretata come un contributo rilevante in termini assoluti al bilancio atmosferico urbano, bensì come un indicatore della presenza di un'attività fotosintetica misurabile e funzionale, coerente con la limitata biomassa vegetale e con la configurazione verticale dell'intervento. *i-Tree Eco* stima la produzione di ossigeno a partire dalla quantità di carbonio sequestrato annualmente, assumendo un rapporto molare fisso tra anidride carbonica assimilata e ossigeno rilasciato. In base alla reazione fotosintetica semplificata, a ogni mole di  $CO_2$  fissata nella biomassa vegetale corrisponde il rilascio di una mole di  $O_2$ . Ne consegue che la produzione di ossigeno rappresenta un indicatore derivato, fortemente dipendente dalle

stime di crescita e di sequestro del carbonio, e soggetto agli stessi limiti di scala e di parametrizzazione del modello.

Tab. 17 Produzione annua di ossigeno (t·anno<sup>-1</sup>) stimata per l'area di studio mediante il modello *i-Tree Eco*.

<b>Stratum</b>	<b>Produzione di ossigeno (t/anno)</b>
Area di studio	0,5

## 5.11 Sintesi integrata dei risultati e osservazioni conclusive

### 5.11.1 Tabella di sintesi dei servizi ecosistemici stimati

La Tab. 18 restituisce una sintesi integrata dei principali servizi ecosistemici stimati mediante il modello *i-Tree Eco* per la parete verde verticale, consentendo una lettura sinottica dei risultati discussi nei paragrafi precedenti. Le stime sono riferite all'intera area di studio e quantificano i benefici ambientali complessivamente attribuibili al sistema vegetazionale analizzato.

Tab. 18 Sintesi dei servizi ecosistemici stimati per la parete verde mediante il modello *i-Tree Eco*.

<b>Servizio ecosistemico</b>	<b>Indicatore</b>	<b>Valore annuo (totale area di studio)</b>	<b>Unità</b>
<b>Produzione di ossigeno</b>	<i>Oxygen Production</i>	0,5	t O <sub>2</sub> /anno
<b>Mitigazione climatica (flusso annuo)</b>	<i>Gross Carbon Sequestration</i>	0,19	t C/anno
	CO <sub>2</sub> equivalente (sequestro annuo)	0,67	t CO <sub>2</sub> eq/anno
<b>Mitigazione climatica (stock)</b>	<i>Carbon Storage</i>	0,16	t C
	CO <sub>2</sub> equivalente (stock)	0,6	t CO <sub>2</sub> eq
<b>Regolazione idrologica</b>	<i>Water Intercepted</i>	13,26	m <sup>3</sup> /anno
	<i>Avoided Runoff</i>	2,73	m <sup>3</sup> /anno
<b>Miglioramento qualità dell'aria</b>	Rimozione CO	0,15	kg/anno
	Rimozione NO <sub>2</sub>	0,13	kg/anno
	Rimozione O <sub>3</sub>	1,69	kg/anno
	Rimozione PM10	0,52	kg/anno
	Rimozione PM2.5	0,03	kg/anno
	Rimozione SO <sub>2</sub>	0,17	kg/anno
	Rimozione totale inquinanti	2,69	kg/anno

In relazione alla produzione di ossigeno, la parete verde contribuisce con 0,5 t O<sub>2</sub>-anno<sup>-1</sup>, un valore coerente con la scala ridotta dell'infrastruttura e con la limitata biomassa complessiva. Per quanto riguarda la mitigazione climatica, il flusso annuo di sequestro lordo di carbonio risulta pari a 0,19 t C-anno<sup>-1</sup>, equivalenti a 0,67 t CO<sub>2</sub> eq-anno<sup>-1</sup>. Lo stock di carbonio risulta estremamente contenuto (0,16 t C), con un CO<sub>2</sub> equivalente di stock pari a 0,6 t, evidenziando come, in sistemi vegetali giovani e di piccola estensione, la funzione climatica sia prevalentemente associata ai flussi annuali di sequestro piuttosto che all'accumulo strutturale di carbonio nella biomassa. Dal punto di vista della regolazione idrologica, la parete verde intercetta complessivamente 13,26 m<sup>3</sup>-anno<sup>-1</sup> di acqua meteorica, contribuendo a una riduzione stimata del deflusso superficiale pari a 2,73 m<sup>3</sup>-anno<sup>-1</sup>. Anche in questo caso, i valori assoluti risultano contenuti, ma assumono significato se rapportati alla superficie estremamente limitata del sistema e all'assenza di suolo profondo, confermando il ruolo della parete verde come dispositivo di mitigazione idrologica a scala micro-urbana. Per quanto concerne il miglioramento della qualità dell'aria, la rimozione complessiva di inquinanti atmosferici è pari a 2,69 kg-anno<sup>-1</sup>, con una netta prevalenza dell'ozono (1,69 kg-anno<sup>-1</sup>), seguito dal PM<sub>10</sub> (0,52 kg-anno<sup>-1</sup>), dal SO<sub>2</sub> (0,17 kg-anno<sup>-1</sup>), dal CO (0,15 kg-anno<sup>-1</sup>), dal NO<sub>2</sub> (0,13 kg-anno<sup>-1</sup>) e dal PM<sub>2.5</sub> (0,03 kg-anno<sup>-1</sup>). A tali benefici si affiancano le emissioni biogeniche di composti organici volatili (VOCs), stimate complessivamente in 1,5 kg-anno<sup>-1</sup>, che potrebbero essere considerate nel bilancio ambientale complessivo del sistema, in particolare in relazione ai potenziali effetti sulla chimica atmosferica locale. Si evidenzia che, imputando nel modello *i-Tree Eco* il numero di specie e le relative caratteristiche riportate in Tab. 10, il tool restituisce una superficie di *tree cover* (copertura arborea) pari a 636 m<sup>2</sup>, sulla quale vengono basate le stime dei servizi ecosistemici. Tale impostazione risulta coerente con quanto indicato nel manuale generale di *i-Tree*, secondo cui le stime di rimozione degli inquinanti, stoccaggio di carbonio, sequestro annuale di carbonio e le stime dei servizi idrologici sono calcolate a partire da valori standardizzati per unità di copertura arborea di cui sono funzione diretta come riportato da Hirabayashi and Nowak (2016), Nowak et al. (2014) e Nowak et al. (2013a). I valori dei servizi ecosistemici normalizzati rispetto alla *tree cover* di 636 m<sup>2</sup>, ed espressi per unità di superficie di copertura vegetale, sono riportati in Tab. 19.

Tab. 19 Sintesi dei servizi ecosistemici stimati per la parete verde mediante il modello *i-Tree Eco* - valori normalizzati per m<sup>2</sup> di *tree cover*.

Servizio ecosistemico	Indicatore	Valore normalizzato	Unità
<b>Produzione di ossigeno</b>	<i>Oxygen Production</i>	0,79	kg O <sub>2</sub> /m <sup>2</sup> -anno
<b>Mitigazione climatica (flusso annuo)</b>	<i>Gross Carbon Sequestration</i>	0,30	kg C/m <sup>2</sup> -anno
	CO <sub>2</sub> equivalente (sequestro annuo)	1,05	kg CO <sub>2</sub> eq/m <sup>2</sup> -anno
<b>Mitigazione climatica (stock)</b>	<i>Carbon Storage</i>	0,25	kg C/m <sup>2</sup>
	CO <sub>2</sub> equivalente (stock)	0,94	kg CO <sub>2</sub> eq/m <sup>2</sup>
<b>Regolazione idrologica</b>	<i>Water Intercepted</i>	20,9	L/m <sup>2</sup> -anno
	<i>Avoided Runoff</i>	4,3	L/m <sup>2</sup> -anno

<b>Miglioramento qualità dell'aria</b>	Rimozione CO	0,24	g/m <sup>2</sup> ·anno
	Rimozione NO <sub>2</sub>	0,20	g/m <sup>2</sup> ·anno
	Rimozione O <sub>3</sub>	2,66	g/m <sup>2</sup> ·anno
	Rimozione PM10	0,82	g/m <sup>2</sup> ·anno
	Rimozione PM2.5	0,05	g/m <sup>2</sup> ·anno
	Rimozione SO <sub>2</sub>	0,27	g/m <sup>2</sup> ·anno
	Rimozione totale inquinanti	4,23	g/m <sup>2</sup> ·anno

I valori di sequestro di CO<sub>2</sub> stimati e normalizzati risultano confrontabili con quanto riportato da Nicol e Terzano (2025), che hanno modellato l'implementazione ottimale di tetti verdi per la cattura del carbonio in un campus universitario altamente urbanizzato (Università di Bristol). In tale studio, i tassi di sequestro mostrano una forte dipendenza dalla tipologia vegetazionale, raggiungendo valori fino a 4,12 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>·anno per coperture verdi caratterizzate dalla presenza di *Lavandula*. Un ulteriore termine di confronto con sistemi di verde tecnologico è fornito da Singh et al. (2025), che propongono un modello integrato per tetti verdi e pareti verdi, considerando esplicitamente sia la biomassa vegetale sia il substrato come serbatoi di carbonio. In uno scenario teorico di tetto verde intensivo di 1000 m<sup>2</sup> in clima temperato, gli autori stimano un sequestro cumulativo pari a 16,8 t C in 20 anni, equivalenti a circa 61,6 t CO<sub>2</sub>, con una media annua di circa 3,1 t CO<sub>2</sub>/anno (3,1 kg CO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>·anno). Nello studio condotto su un'area residenziale di Bologna da De Benedictis et al. (2025), caratterizzata da migliaia di alberi e da una superficie di circa 1 km<sup>2</sup>, la produzione di ossigeno stimata supera 120 t O<sub>2</sub>/anno, mentre la rimozione complessiva di inquinanti atmosferici raggiunge valori superiori a 1300 kg/anno, con volumi di *runoff* evitato dell'ordine di alcune migliaia di metri cubi all'anno. Analogamente, il caso studio Fruitproject di IJsselstein analizzato tramite *i-Tree Eco* (*i-Tree Eco*, 2020) riporta una produzione di ossigeno pari a 31,69 t O<sub>2</sub>/anno, una rimozione di inquinanti di oltre 140 kg/anno e un *avoided runoff* superiore a 300 m<sup>3</sup>/anno. Un confronto è offerto dallo studio di Kim e Kang (2022), che ha applicato il modello *i-Tree Canopy* alla città altamente urbanizzata di Suwon (121 km<sup>2</sup>), simulando l'effetto dell'implementazione di *green roof* su una superficie complessiva di circa 0,87 km<sup>2</sup> (pari allo 0,7% dell'area urbana). In questo scenario, l'incremento annuo stimato di rimozione degli inquinanti atmosferici associabile ai tetti verdi risulta pari a 6,44 t/anno, comprendendo in particolare 4,27 t/anno di O<sub>3</sub>, 1,01 t/anno di PM<sub>10</sub> e 0,21 t/anno di PM<sub>2.5</sub>, mentre il *runoff* evitato aggiuntivo raggiunge 0,18 milioni di m<sup>3</sup>/anno. Lo studio di Currie e Bass (2008) ha applicato il modello UFORE alla scala di quartiere urbano (circa 1.200 ha) nella città di Toronto, includendo scenari specifici di pareti verdi e coperture verdi. In tale contesto, la rimozione annua totale di inquinanti atmosferici da parte della vegetazione urbana risulta dell'ordine di diverse decine di megagrammi all'anno (ad esempio circa 14 Mg/anno di O<sub>3</sub> e oltre 8 Mg/anno di PM<sub>10</sub> nello scenario baseline), con contributi delle sole pareti verdi e dei tetti verdi comunque superiori di vari ordini di grandezza rispetto ai valori ottenuti nel presente studio, anche negli scenari meno performanti. Particolarmente rilevante ai fini del presente lavoro è tuttavia il confronto con lo studio di Buccolieri et al. (2017), condotto in un distretto urbano della città di Lecce, quindi in un contesto climatico, morfologico e insediativo localizzato in un areale di prossimità geografica e climatica

della parete verde analizzata nella presente ricerca anche se con una scala completamente diversa (intero distretto urbano con vegetazione arborea matura e continua). Applicando il modello *i-Tree* Canopy a un'area di circa 9 ha caratterizzata da una copertura verde complessiva pari a circa il 25%, gli autori stimano un sequestro annuo di 36,86 t CO<sub>2</sub>/anno e una rimozione totale di inquinanti atmosferici pari a circa 550 kg/anno.

Tab. 20 Confronto dei servizi ecosistemici stimati in alcuni degli studi selezionati (modelli *i-Tree* e affini).

Caso studio	Scala / tipologia	Produzione O <sub>2</sub> (t/anno)	Rimozione inquinanti (kg/anno)	Deflusso evitato (m <sup>3</sup> /anno)	Fonte
<b>Parete verde – presente studio</b>	<b>micro-scala</b>	<b>0,5</b>	<b>2,69</b>	<b>2,73</b>	<b>Presente studio</b>
Area residenziale di Bologna	Quartiere urbano (~1 km <sup>2</sup> )	>120	>1300	>2000	De Benedictis et al., 2025
Fruitproject, IJsselstein	Area agro-urbana	31,69	143,4	327	<i>i-Tree Eco</i> , 2020
Verde urbano Bolzano	Strade alberate	—	~230	~267	Russo et al., 2016
Area verde urbana (tesi)	Parco / boschetto urbano	4,3	~231	~267	Jose, 2023
<i>Green roof</i> – Suwon	<i>Green roof</i> distribuiti, scala urbana	—	6440	~180 000	Kim & Kang, 2022
Distretto urbano di Lecce	Quartiere urbano (~9 ha)	—	~550	—	Buccolieri et al., 2017

Dalla comparazione in Tab. 20 emerge come i valori stimati nel presente studio si collochino coerentemente all'estremo inferiore degli intervalli riportati in letteratura, risultando comparabili esclusivamente con studi relativi a infrastrutture verdi tecnologiche a micro-scala (pareti verdi e tetti verdi a bassa biomassa).

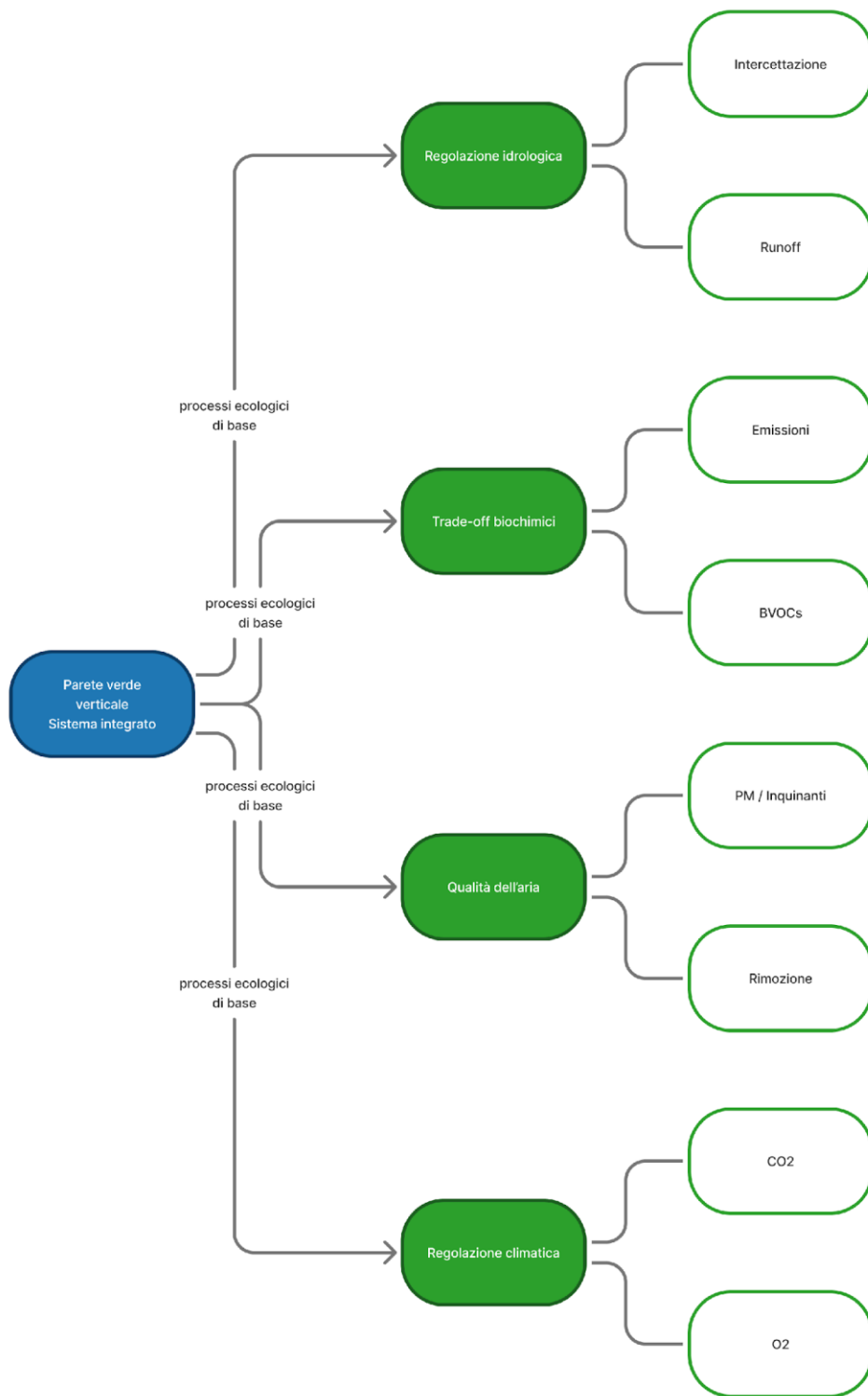


Fig. 78 Schema concettuale dei servizi ecosistemici stimati per la parete verde e delle principali interazioni funzionali.

La Fig. 78 propone una rappresentazione concettuale integrata dei servizi ecosistemici forniti dalla parete verde, articolata lungo quattro principali ambiti funzionali:

- regolazione climatica (stoccaggio e sequestro del carbonio, produzione di ossigeno);
- regolazione idrologica (intercettazione delle precipitazioni e riduzione del deflusso);
- miglioramento della qualità dell'aria (rimozione degli inquinanti atmosferici);
- *trade-off* biochimici (emissioni biogeniche di composti organici volatili).

L'immagine evidenzia come tali servizi non agiscano in modo isolato, ma risultino interconnessi attraverso processi ecologici comuni (fotosintesi, traspirazione, deposizione secca). I risultati ottenuti permettono di affermare che la parete verde sperimentale ha prodotto impatti ecosistemici misurabili e quantificabili. Questi risultati rafforzano la tesi secondo cui le pareti verdi, se progettate e gestite secondo criteri ecosistemici, possono trascendere il ruolo di semplice "arredo urbano" e configurarsi come dispositivi ambientali multifunzionali, con un impatto misurabile anche in termini di strategie di adattamento climatico, miglioramento microclimatico, e potenziale supporto alle politiche di rigenerazione urbana e programmazione territoriale.

#### 5.11.2 Limiti applicativi del modello *i-Tree Eco* e prospettive di miglioramento per i sistemi di verde verticale

L'applicazione del modello *i-Tree Eco* al caso studio della parete verde verticale ha evidenziato una serie di limiti metodologici e strutturali, riconducibili principalmente alla scala dell'intervento e alla tipologia di sistema vegetazionale analizzato. *i-Tree Eco* è stato originariamente sviluppato per stimare i servizi ecosistemici forniti da alberi urbani maturi e da coperture arboree estensive, assumendo una configurazione spaziale orizzontale, la presenza di suolo permeabile e parametri dendrometrici tipici di specie arboree (Nowak et al., 2018; Hirabayashi et al., 2015). L'applicazione a sistemi verticali di piccola scala, caratterizzati da biomassa ridotta e portamento arbustivo, comporta quindi una sottostima sistematica dei valori assoluti e una maggiore incertezza interpretativa. In particolare, il limite non riguarda esclusivamente la scala dimensionale dell'intervento, ma anche la diversa organizzazione spaziale e funzionale del sistema vegetale. Nei sistemi di verde verticale, infatti, la vegetazione non si sviluppa secondo una struttura arborea tridimensionale assimilabile a una chioma urbana, ma come copertura vegetale distribuita su una superficie verticale, spesso costituita da specie erbacee, arbustive o sub-arbustive, con substrati artificiali e gestione irrigua controllata. Nel caso specifico, diversi indicatori restituiti dal modello, quali lo stoccaggio di carbonio, la produzione di ossigeno o l'intercettazione delle precipitazioni, risultano quantitativamente contenuti o, in alcuni casi, non espressi in termini assoluti significativi. Questo aspetto non indica una scarsa funzionalità ecologica della parete verde, ma riflette piuttosto la non completa aderenza delle assunzioni del modello a sistemi vegetali non arborei e non suolo-dipendenti. Analoghe criticità sono state evidenziate in altri studi che hanno tentato di applicare modelli concepiti per foreste urbane a infrastrutture verdi di piccola scala o a *NbS* verticali (Speak et al., 2013; Abhijith et al., 2017; Pérez et al., 2014). Un ulteriore limite

riguarda la rappresentazione semplificata dei processi fisici e microclimatici che caratterizzano le pareti verdi verticali. *i-Tree Eco* non integra esplicitamente l'effetto della geometria verticale, delle interazioni con l'involucro edilizio, della ventilazione locale e dei gradienti microclimatici lungo la facciata, elementi che la letteratura riconosce come determinanti per la regolazione termica, idrologica e per la qualità dell'aria in sistemi verticali (Perini & Rosasco, 2013; Manso & Castro-Gomes, 2015). In modo analogo, il modello non considera i flussi idrici specifici delle pareti verdi, quali il ricircolo dell'acqua di irrigazione, la ritenzione nel substrato artificiale e le perdite per evaporazione forzata, aspetti che possono incidere significativamente sulle prestazioni idrologiche reali (Vijayaraghavan, 2016). Per tali ragioni, l'applicazione di *i-Tree Eco* a sistemi di verde verticale dovrebbe essere affiancata da approcci metodologici complementari, maggiormente aderenti alla specificità fisica e tecnologica delle pareti verdi. In particolare, i modelli microclimatici e termo-energetici, quali ENVI-met o EnergyPlus, consentono di analizzare con maggiore dettaglio gli effetti della vegetazione sull'involucro edilizio, sulla temperatura superficiale, sull'ombreggiamento e sui flussi di calore; i modelli fluidodinamici computazionali, invece, permettono di descrivere con maggiore precisione le interazioni tra vegetazione, ventilazione locale e dispersione degli inquinanti in ambito urbano (Cabaraban et al., 2013; Abhijith et al., 2017; Mela et al., 2024). Alla luce di tali evidenze, il presente caso studio può essere interpretato come utile a fornire feedback scientifici per l'evoluzione del modello *i-Tree Eco*. Tra i possibili miglioramenti futuri si annoverano:

- ✓ l'introduzione di moduli specifici per infrastrutture verdi verticali, con parametri adattati a specie arbustive, sub-arbustive e tappezzanti;
- ✓ una maggiore integrazione tra area fogliare reale, fenologia e dati microclimatici locali, anche attraverso l'utilizzo di sensori e monitoraggi in situ;
- ✓ l'esplicitazione dei flussi idrici artificiali e dei sistemi di irrigazione nei moduli idrologici;
- ✓ l'affinamento delle stime di rimozione degli inquinanti e di emissione di BVOCs per sistemi a biomassa ridotta e ad elevata ventilazione.

In questo senso, l'utilizzo critico di *i-Tree Eco* nel presente studio non rappresenta un limite, ma piuttosto un contributo costruttivo al miglioramento continuo del tool, coerente con l'approccio *open* e scientificamente iterativo promosso dal programma *i-Tree*. L'integrazione tra modellazione, monitoraggio empirico e sperimentazione su casi studio reali risulta quindi fondamentale per estendere l'applicabilità del modello a un più ampio spettro di *NbS* urbane, incluse le pareti verdi verticali in contesto mediterraneo. Tuttavia, la stessa piattaforma *i-Tree* segnala che una modifica nelle politiche informatiche dello USDA Forest Service ha interrotto a tempo indefinito i tradizionali canali di finanziamento del progetto, con possibili ripercussioni future sulla manutenzione, sul supporto e sulla funzionalità degli strumenti disponibili (*i-Tree Tools*, 2026a; *i-Tree Tools*, 2026b).

## 6 INQUADRAMENTO NORMATIVO E PROSPETTIVE DI CERTIFICAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI

### 6.1 Introduzione

Il presente capitolo si configura come un approfondimento di carattere metodologico e normativo, finalizzato a contestualizzare i risultati ottenuti nei capitoli precedenti all'interno di un quadro di riferimento riconosciuto a livello nazionale per la valutazione, il monitoraggio e la valorizzazione dei servizi ecosistemici. In particolare, i risultati di quantificazione dei servizi ecosistemici forniti dalla parete verde sperimentale, relativi al sequestro di CO<sub>2</sub>, alla rimozione degli inquinanti atmosferici, alla regolazione microclimatica, al supporto alla biodiversità e alla gestione delle acque meteoriche, vengono messi in relazione con i criteri e le linee guida definiti dalla UNI/PdR 162:2024, recentemente pubblicata dall'Ente Italiano di Normazione. Tale prassi di riferimento rappresenta un'evoluzione significativa nel panorama nazionale, in quanto estende il concetto di credito di carbonio verso una più ampia nozione di crediti da servizi ecosistemici, introducendo requisiti di baseline, addizionalità, monitoraggio e certificazione applicabili anche a interventi di *NbS* in ambito urbano e periurbano. L'analisi intende valutare in chiave critica e prospettica la potenziale conformità metodologica del caso studio ai criteri della PdR, evidenziando analogie, limiti e opportunità di integrazione, nonché le implicazioni per la replicabilità e la scalabilità di sistemi di verde verticale come infrastrutture verdi multifunzionali.

### 6.2 Dai risultati sperimentali alla strutturazione normativa dei servizi ecosistemici

Nei capitoli 3, 4 e 5 la parete verde è stata analizzata come infrastruttura verde multifunzionale, capace di fornire servizi ecosistemici di regolazione riconducibili alla mitigazione microclimatica, alla rimozione degli inquinanti atmosferici, al supporto alla biodiversità e alla gestione delle risorse idriche. Tali risultati sono stati ottenuti mediante misure in situ, modellazioni e indicatori biofisici, in linea con la letteratura scientifica sulle *NbS* in ambito urbano. La recente evoluzione del quadro normativo nazionale sui servizi ecosistemici consente oggi di collocare tali valutazioni all'interno di schemi metodologici strutturati, finalizzati non solo alla misurazione, ma anche alla valorizzazione economica e alla certificazione dei benefici ambientali generati dagli interventi sul capitale naturale. In questo contesto, la prassi di riferimento UNI/PdR 162:2024 rappresenta un punto di svolta, estendendo il concetto di credito di carbonio verso una più ampia nozione di credito da servizi ecosistemici.

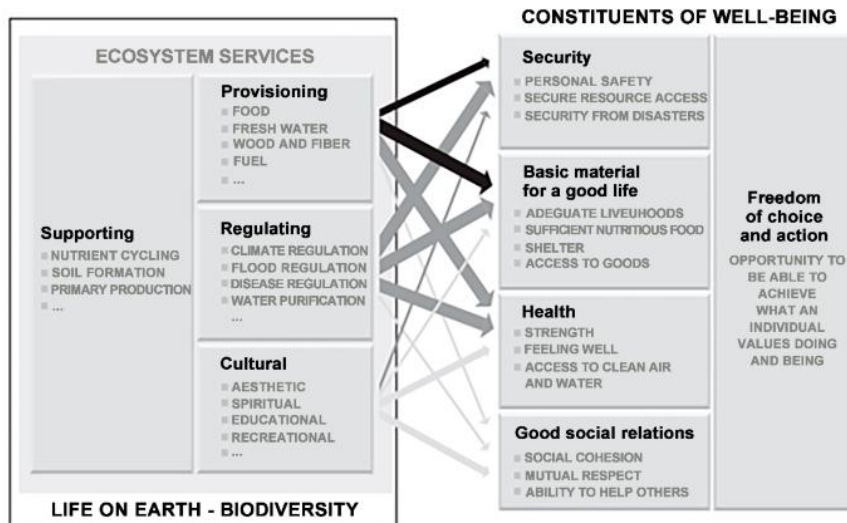


Fig. 79 Schema concettuale dei servizi ecosistemici di regolazione in ambito urbano e periurbano (fonte: UNI/PdR 162:2024).

### 6.3 La UNI/PdR 162:2024 come quadro di riferimento per le *Nature-Based Solutions* in ambito urbano

La UNI/PdR 162:2024 rappresenta il primo tentativo organico, a livello nazionale, di strutturare in modo sistematico la valutazione dei servizi ecosistemici in ambito urbano e periurbano, superando l'approccio settoriale tradizionalmente incentrato sul solo sequestro di carbonio. La prassi si colloca in continuità con documenti precedenti, quali la UNI/PdR 99:2021, ma ne amplia significativamente il perimetro applicativo, includendo una pluralità di servizi ecosistemici di regolazione e introducendo il concetto di "crediti da servizi ecosistemici" come evoluzione dei crediti di carbonio. Dal punto di vista metodologico, la PdR si fonda su tre pilastri principali: (i) la quantificazione biofisica dei servizi ecosistemici, (ii) la dimostrazione dell'addizionalità rispetto a una baseline definita, e (iii) il monitoraggio nel tempo delle prestazioni ecosistemiche. Tale struttura risulta pienamente coerente con l'impostazione adottata nel presente lavoro di tesi, che ha privilegiato un approccio integrato basato su misure ambientali, modellazione e analisi comparativa ex-ante/ex-post. Un elemento di particolare rilevanza è rappresentato dall'esplicito riferimento alle NbS come strumenti operativi per il miglioramento del capitale naturale in contesti fortemente antropizzati. La PdR riconosce infatti che anche interventi non forestali e di scala limitata, se opportunamente progettati e gestiti, possono contribuire in modo significativo alla fornitura di servizi ecosistemici misurabili e verificabili. Questo aspetto risulta centrale per l'inquadramento del verde verticale, che raramente trova una collocazione esplicita nei quadri normativi tradizionali. La classificazione dei servizi ecosistemici adottata dalla PdR, coerente con il framework CICES, consente inoltre di leggere i risultati del caso studio in una prospettiva sistemica, evidenziando le interrelazioni tra regolazione del clima, qualità dell'aria, biodiversità e gestione delle acque. In tale ottica, la parete verde analizzata non è interpretabile come semplice elemento di mitigazione puntuale, ma come infrastruttura verde multifunzionale, in grado di concorrere a più obiettivi ambientali simultaneamente. Infine, la PdR introduce una chiara

distinzione tra fase di valutazione scientifica e fase di certificazione, sottolineando come la seconda debba essere preceduta da un solido impianto conoscitivo e da una raccolta sistematica dei dati. Questo aspetto rafforza la legittimità dell'approccio adottato nella presente tesi, che si colloca consapevolmente nella fase di analisi e sperimentazione, ponendo le basi per eventuali sviluppi applicativi futuri.

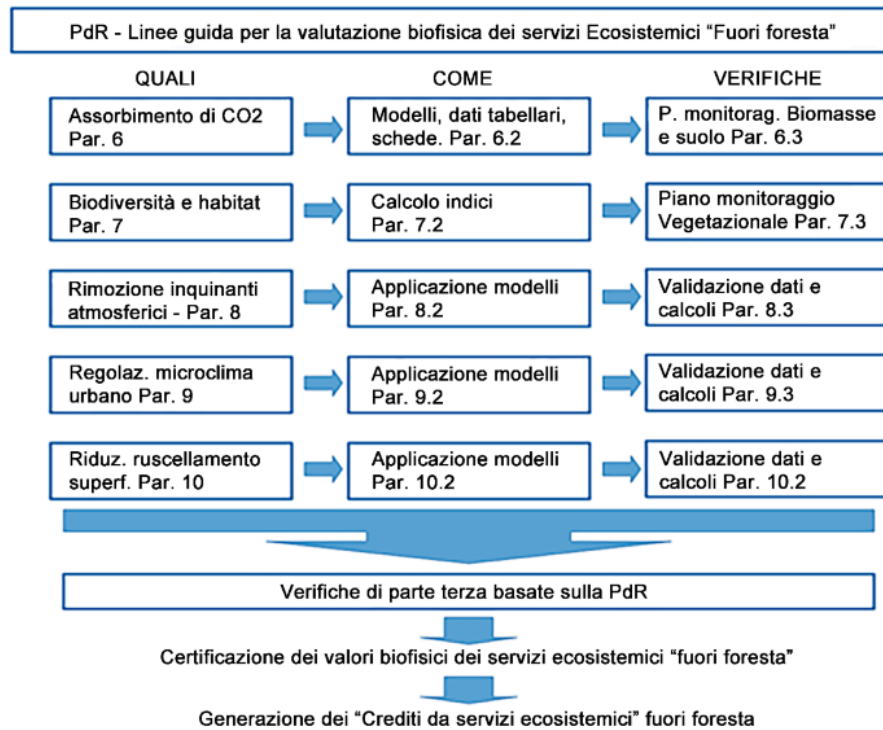


Fig. 80 Schema logico della valutazione e valorizzazione dei servizi ecosistemici secondo la UNI/PdR 162:2024 (fonte: UNI/PdR 162:2024).

#### 6.4 Baseline, addizionalità e monitoraggio: coerenza metodologica del caso studio

Uno degli elementi centrali introdotti dalla UNI/PdR 162:2024 è rappresentato dall'integrazione tra i concetti di baseline, addizionalità e monitoraggio, intesi non come fasi isolate, ma come componenti interdipendenti di un unico processo valutativo. In questa prospettiva, la coerenza del caso studio analizzato emerge con particolare chiarezza, sebbene il progetto sia stato sviluppato con finalità di ricerca e non di certificazione. La baseline del sistema di parete verde può essere ricostruita a partire dallo stato iniziale dell'intervento, documentato al momento dell'installazione e descritto nel capitolo 2, nonché dalle condizioni ambientali preesistenti del contesto urbano di riferimento. Tale impostazione risulta coerente con quanto previsto dalla PdR, che richiede l'individuazione di uno scenario di riferimento in assenza di progetto, rispetto al quale valutare i miglioramenti introdotti dall'intervento. L'addizionalità del caso studio si manifesta in modo duplice. Da un lato, essa è riscontrabile in termini biofisici, attraverso l'incremento misurabile dei servizi ecosistemici analizzati nel capitolo 5, quali la rimozione degli inquinanti

atmosferici, la mitigazione microclimatica e il sequestro di CO<sub>2</sub>. Dall'altro lato, l'addizionalità assume una dimensione gestionale e progettuale, legata all'adozione di soluzioni non riconducibili alle pratiche ordinarie di gestione del verde urbano, come l'impiego di specie autoctone selezionate, la configurazione del sistema irriguo a ciclo chiuso e l'integrazione di un sistema di monitoraggio ambientale continuo. In tale quadro, il monitoraggio rappresenta l'elemento di connessione tra baseline e addizionalità, consentendo di verificare nel tempo la persistenza e l'evoluzione dei benefici ecosistemici generati dall'intervento. La strumentazione di misura, le campagne di rilevamento e le analisi temporali presentate nei capitoli 3 e 4 risultano pienamente coerenti con l'impostazione della PdR, che enfatizza la necessità di disporre di dati aggiornati, verificabili e replicabili per la valutazione ex-post dei servizi ecosistemici. La possibilità di combinare misure dirette e modellazioni rafforza ulteriormente la solidità metodologica del caso studio, rendendo ipotizzabile, in una prospettiva futura, l'allineamento a procedure di verifica di parte terza, come previsto dalla UNI/PdR 162:2024. La ricerca condotta dimostra come un approccio sperimentale ben strutturato possa costituire una base affidabile per la valutazione della continuità e della permanenza dei servizi ecosistemici nel tempo. In sintesi, l'analisi conferma il valore del sistema di parete verde come infrastruttura verde sperimentale, capace di produrre benefici ambientali misurabili e di supportare, potenzialmente, futuri percorsi di valorizzazione e certificazione dei servizi ecosistemici.

## **6.5 Dalla quantificazione alla valorizzazione economica: prospettive applicative**

Uno degli aspetti più innovativi della UNI/PdR 162:2024 è l'introduzione del concetto di credito da servizi ecosistemici, inteso come strumento di valorizzazione integrata dei benefici ambientali generati da un progetto. In tale schema, il sequestro di carbonio rappresenta il valore economico di base, al quale possono essere associati ulteriori valori legati agli altri servizi ecosistemici certificati. I risultati di quantificazione presentati nel capitolo 5 costituiscono quindi una base conoscitiva potenzialmente idonea a supportare, in futuro, processi di valorizzazione economica nell'ambito dei mercati volontari del carbonio o dei meccanismi di pagamento per i servizi ecosistemici ambientali. La parete verde si configura così non solo come elemento di mitigazione ambientale locale, ma come infrastruttura verde capace di generare benefici misurabili e comunicabili anche in chiave economica.

Tab. 21 Sorgenti e serbatoi di gas a effetto serra considerati nella generazione dei crediti di carbonio (fonte: UNI/PdR 162:2024).

Sorgente/Serbatoio	Obbligatorio/Facoltativo
Carbonio stoccato negli alberi	obbligatorio
Emissioni legate alla messa a dimora	obbligatorio
Emissioni legate alla manutenzione	obbligatorio
Emissioni legate al monitoraggio	obbligatorio
Effetti indiretti legati alla realizzazione del progetto (per esempio risparmio energetico) che comunque non possono essere utilizzate per la generazione quote	facoltativo
Effetti di sostituzione legati all'utilizzo di scarti per la produzione di energia che comunque non possono essere utilizzati per la generazione quote	facoltativo

## 6.6 Limiti, opportunità e considerazioni conclusive

L'analisi di allineamento tra il caso studio e la UNI/PdR 162:2024 mette in evidenza come il quadro metodologico proposto dalla prassi risulti ampiamente coerente con l'impostazione scientifica e sperimentale adottata nella presente ricerca, pur presentando alcune criticità legate alla specificità tipologica del verde verticale. In particolare, la PdR è concepita prevalentemente per ambiti areali e superfici orizzontali, mentre i sistemi di verde verticale operano su scale ridotte e con dinamiche ecofisiologiche peculiari. Ciò comporta la necessità di adattare, o interpretare in modo critico, alcuni indicatori e modelli, soprattutto per quanto riguarda la biodiversità e la gestione delle acque meteoriche. Tali limiti non costituiscono tuttavia una debolezza del caso studio, ma piuttosto un elemento di riflessione metodologica che evidenzia la necessità di un'evoluzione degli strumenti normativi verso una maggiore inclusività delle infrastrutture verdi non convenzionali. Al contempo, il caso studio dimostra come anche interventi di dimensioni contenute possano contribuire in modo misurabile e verificabile alla fornitura di servizi ecosistemici di regolazione, in particolare in termini di qualità dell'aria, mitigazione microclimatica e sequestro di carbonio. L'elevato grado di coerenza riscontrato per i requisiti di monitoraggio e verificabilità suggerisce inoltre che i sistemi di verde verticale possano rappresentare piattaforme sperimentali avanzate per l'implementazione di protocolli di valutazione continua delle *NbS* in ambito urbano. In questa prospettiva, la UNI/PdR 162:2024 non va letta esclusivamente come strumento di certificazione, ma come cornice metodologica capace di valorizzare approcci sperimentali e di accompagnare il passaggio dalla ricerca applicata alla definizione di politiche urbane e ambientali basate su evidenze scientifiche. Nel complesso, il capitolo conferma come il caso studio analizzato si configuri come un esempio emblematico di *NbS* urbana nel contesto mediterraneo, evidenziando al contempo i margini di miglioramento e le opportunità di sviluppo futuro, sia sul piano metodologico sia su quello normativo, per una piena integrazione del verde verticale nelle strategie di adattamento climatico e rigenerazione urbana.

## 7 CONCLUSIONI

Il lavoro di ricerca è stato sviluppato nell'ambito dell'ecosistema TECH4YOU – *Technologies for Climate Change Adaptation and Quality of Life Improvement*, PP 4.3.1 – Azione 2, e può essere inteso come naturale prosecuzione e approfondimento scientifico del progetto URGES. In questo senso, la ricerca di dottorato si colloca in una traiettoria evolutiva che parte dalla costruzione di una visione condivisa di rigenerazione urbana e approda alla sperimentazione tecnica, prestazionale e gestionale di un'infrastruttura verde reale, monitorata e misurabile. Il progetto URGES ha costruito un quadro culturale e progettuale integrato, fondato sul dialogo tra verde verticale e verde orizzontale, identità del luogo e benessere psicologico-ambientale; la presente ricerca ne raccoglie l'eredità traducendola in una sperimentazione a impostazione interdisciplinare, orientata alla produzione di dati ambientali, microclimatici e gestionali riferiti a uno specifico caso studio urbano. I risultati progettuali contenuti nel volume URGES *Urban Green Shapes*. Qualità, efficienza e benessere urbano (Vadini et al., 2025), riconosciuti anche a livello europeo come buona pratica di rigenerazione urbana, possono essere letti come anticipazioni operative di una possibile trasformazione micro-urbana del quartiere. La presente ricerca, tuttavia, non assume tali esiti come evidenza generalizzabile in senso assoluto, ma li considera come base progettuale e culturale entro cui collocare una sperimentazione applicata, condotta in condizioni climatiche, tecniche e gestionali definite. Il lavoro di ricerca può pertanto essere interpretato come una sperimentazione multidimensionale, che ha inteso la parete verde non come semplice elemento architettonico o decorativo, ma come infrastruttura ambientale integrata, capace di mettere in relazione innovazione tecnologica, gestione sostenibile delle risorse e monitoraggio microclimatico in un contesto urbano mediterraneo fragile. Il caso studio del quartiere "Arco" di Matera ha quindi rappresentato un banco di prova particolarmente significativo, sia per le condizioni climatiche e sociali di riferimento, sia per la volontà di misurare in modo sistemico benefici e criticità di una *NbS* applicata all'edilizia residenziale pubblica. Alla scala del prototipo realizzato e nel periodo di monitoraggio considerato, i risultati ottenuti indicano che la parete verde ha mostrato una buona funzionalità tecnica e una capacità di adattamento coerente con gli obiettivi progettuali. Tali evidenze suggeriscono una possibile trasferibilità del sistema in contesti analoghi, ma non consentono di affermarne automaticamente la replicabilità in qualunque condizione urbana o climatica, che dovrà essere verificata attraverso ulteriori sperimentazioni, adattamenti progettuali e monitoraggi di più lunga durata. In particolare, la gestione idrica ottimizzata della parete verde, basata sul sistema a ciclo chiuso, monitoraggio digitale e bilancio idrico calibrato, ha evidenziato margini concreti di contenimento dei consumi e delle perdite, contribuendo ad aumentare l'autonomia dalla rete pubblica. Tali risultati permettono di considerare il sistema come un riferimento operativo promettente per soluzioni a bassa impronta idrica, pur richiedendo ulteriori verifiche quantitative per definirne con precisione le prestazioni in condizioni stagionali differenti e in configurazioni dimensionali diverse; l'analisi termo-igrometrica ha evidenziato un effetto di stabilizzazione microclimatica sul retro della parete, riconducibile ai processi combinati di ombreggiamento, evapotraspirazione e riduzione delle fluttuazioni ambientali. Questa evidenza supporta il ruolo delle pareti verdi come dispositivi di adattamento climatico passivo nei contesti mediterranei ad alta insolazione, ma va

interpretata con riferimento alla specifica configurazione costruttiva, all'esposizione, alla scelta vegetale e alle condizioni di monitoraggio del caso studio. Il dialogo tra verde verticale e verde orizzontale, già esplorato in URGES attraverso le *Green Shapes* di prossimità, assume qui una valenza sistemica: la parete verde può essere interpretata come un possibile nodo attivo di una rete ecologica di quartiere, capace di contribuire sia alle prestazioni ambientali sia alla qualità percepita degli spazi dell'abitare. Dal punto di vista metodologico, la ricerca ha fatto ricorso a una rete di sensoristica ambientale *low-cost*, adottata consapevolmente come strumento esplorativo e comparativo per l'analisi delle variazioni micro-locali indotte dalla presenza dell'infrastruttura verde. Tale scelta si colloca nel filone emergente del monitoraggio ambientale urbano distribuito, privilegiando la coerenza interna del segnale e la lettura dei trend relativi rispetto all'accuratezza assoluta delle singole misure. Pur evidenziando criticità note legate alla stabilità del segnale, alle condizioni ambientali e alla necessità di ricalibrazione, i dati raccolti risultano utili a supportare interpretazioni qualitative e comparative sugli effetti microclimatici delle *Nature-based Solutions*. Di conseguenza, le conclusioni derivate dalla sensoristica *low-cost* devono essere formulate in termini di tendenze e differenze relative. Accanto agli esiti positivi, la sperimentazione conferma che l'integrazione tra bilancio idrico, raccolta delle acque meteoriche e irrigazione di precisione rappresenta un aspetto chiave per la sostenibilità delle pareti verdi in climi mediterranei, caratterizzati da marcata stagionalità delle precipitazioni e da periodi prolungati di stress idrico estivo. Allo stesso tempo, il lavoro mette in luce limiti tecnici, operativi e metodologici che costituiscono elementi centrali di apprendimento. Il sottodimensionamento della vasca di accumulo rispetto alla superficie di captazione e alla piovosità media ha comportato una perdita significativa di risorsa idrica per tracimazione, evidenziando la necessità di una progettazione più accurata dei volumi di stoccaggio in funzione della stagionalità climatica e dei fabbisogni irrigui reali. Analogamente, la distribuzione non uniforme della sensoristica per il monitoraggio dell'umidità del substrato ha restituito una lettura parziale dello stato idrico della parete, suggerendo come una maggiore densità di sensori, organizzata per moduli o settori, possa migliorare la precisione degli interventi irrigui e la resilienza complessiva del sistema. Nel medio termine, l'integrazione della gestione irrigua con modelli predittivi e sensori di umidità del substrato ad alta risoluzione potrebbe rappresentare un ulteriore salto di qualità, favorendo una gestione adattiva e resiliente delle infrastrutture verdi verticali, in linea con i principi delle smart *NbS*. Un ulteriore limite è rappresentato dalla durata della sperimentazione, non ancora sufficiente a intercettare pienamente le dinamiche ecologiche e vegetazionali di medio-lungo periodo, quali l'evoluzione del substrato, l'equilibrio competitivo tra le specie, i fabbisogni manutentivi o i processi di colonizzazione faunistica. Dal punto di vista valutativo, l'adattamento di strumenti di analisi non specificamente concepiti per sistemi vegetali verticali, come i-Tree Eco, ha consentito una prima quantificazione esplorativa dei servizi ecosistemici. I risultati ottenuti vanno quindi interpretati come stime preliminari e non come misure esaustive delle prestazioni ecosistemiche della parete verde. L'applicazione del modello ha evidenziato, al contempo, la necessità di sviluppare strumenti dedicati alle infrastrutture verdi verticali, in grado di rappresentare in modo più accurato la complessità tridimensionale del sistema e le interazioni tra vegetazione, edificio e microclima. Da questa consapevolezza emergono alcune lezioni progettuali di valore generale, da considerare come indicazioni operative: la centralità della selezione di

specie autoctone, xerofitiche e resilienti; l'integrazione tra raccolta delle acque meteoriche e irrigazione di precisione; la stratificazione dei piani vegetali per incrementare le funzioni ecologiche; il dimensionamento prudenziale dei sistemi idrici; la necessità di soluzioni manutentive accessibili, in particolare nei contesti di edilizia residenziale pubblica. Tali indicazioni configurano un primo nucleo di buone pratiche potenzialmente trasferibili ad altri ambiti urbani, quali quartieri ERP, scuole, edifici pubblici e spazi residuali, a condizione che vengano adattate alle specificità climatiche, costruttive, gestionali e sociali dei singoli contesti. Le prospettive di sviluppo delineate dalla ricerca aprono scenari di particolare interesse, sia sul piano applicativo sia su quello scientifico. L'evoluzione verso sistemi irrigui supportati da modelli predittivi e intelligenza artificiale potrebbe consentire di anticipare condizioni di stress idrico, ottimizzare i consumi e adattare dinamicamente il funzionamento del sistema alle condizioni meteorologiche. Su scala più ampia, la replicazione del modello a livello di isolato o di quartiere potrebbe contribuire alla costruzione di reti di pareti verdi interconnesse, con potenziali ricadute sui microclimi urbani e sulla continuità ecologica verticale. Tali scenari richiedono tuttavia validazioni ulteriori, basate su campioni più ampi, serie temporali estese, confronti tra differenti tipologie di pareti verdi e integrazione con indicatori ambientali, vegetazionali, gestionali e sociali. In conclusione, la parete verde sperimentale realizzata a Matera può essere letta come un prototipo avanzato di infrastruttura verde verticale, che supera la logica del giardino verticale ornamentale per configurarsi come dispositivo climatico adattivo alla scala dell'edificio e dello spazio di prossimità. L'approccio adottato, fondato sull'uso di specie autoctone, su una gestione idrica ottimizzata, su sensoristica ambientale e su una progettazione ecosistemica integrata, offre un modello concreto da approfondire e verificare in altri contesti mediterranei. In un quadro in cui la rigenerazione urbana richiede sempre più l'integrazione tra adattamento climatico, efficienza gestionale e qualità dell'abitare, le pareti verdi progettate e monitorate secondo criteri analoghi a quelli sperimentati in questo lavoro possono rappresentare strumenti rilevanti della transizione ecologica urbana, contribuendo, entro limiti verificabili e con adeguati adattamenti progettuali, al miglioramento delle prestazioni ambientali e della qualità degli spazi urbani.

## 8 BIBLIOGRAFIA

AA.VV. (s.d.). *Fiori spontanei della Murgia* [Monografia].

Abhijith, K. V., Kumar, P., Gallagher, J., McNabola, A., Baldauf, R., Pilla, F., Broderick, B., & Di Sabatino, S. (2017). Air pollution abatement performances of green infrastructure in open road and built-up street canyon environments: A review. *Atmospheric Environment*, *162*, 71–86. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.014>

Adesoji, T., & Pearce, A. (2024). Interdisciplinary perspectives on green infrastructure: A systematic exploration of definitions and their origins. *Environments*, *11*(1), 8. <https://doi.org/10.3390/environments11010008>

Ahern, J. (2011). From fail-safe to safe-to-fail: Sustainability and resilience in the new urban world. *Landscape and Urban Planning*, *100*(4), 341–343. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.021>

Alexandri, E., & Jones, P. (2008). Temperature decreases in an urban canyon due to green walls and *green roofs* in diverse climates. *Building and Environment*, *43*(4), 480–493. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2006.10.055>

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements (FAO Irrigation and Drainage Paper No. 56). Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Anguelovski, I. & Connolly, J. J. *The Green City and Social Injustice: 21 Tales from North America and Europe* (Routledge, 2021).

Anguelovski, I., Connolly, J., Masip, L. & Pearsall, H. (2018). Assessing green gentrification in historically disenfranchised neighborhoods: a longitudinal and spatial analysis of Barcelona. *Urban Geogr.* *39*, 458–491

Anguelovski, I. et al. (2020) Expanding the boundaries of justice in urban greening scholarship: Towards an emancipatory, anti-subordination, intersectional, and relational approach. *Ann. Am. Assoc. Geographers* *110* 1743–1769.

Apreda, C. (2017). Gli impatti del pluvial flood in ambito urbano. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25092.73602>

Arnfield, A. J. (2003). Two decades of urban climate research: A review of turbulence, exchanges of energy and water, and the urban heat island. *International Journal of Climatology*, *23*(1), 1–26. <https://doi.org/10.1002/joc.859>

- Aronson, M. F. J., Lepczyk, C. A., Evans, K. L., et al. (2017). Biodiversity in the city: Key challenges for urban green space management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(4), 189–196. <https://doi.org/10.1002/fee.1480>
- Ascione, F., Bianco, N., De Masi, R. F., de' Rossi, F., & Vanoli, G. P. (2020). Green walls, a critical review: knowledge gaps, design parameters, thermal performances and multi-criteria design approaches. *Energies*, 13(9), 2296. <https://doi.org/10.3390/en13092296>
- Ascione, F., Bianco, N., De Masi, R. F., de' Rossi, F., & Vanoli, G. P. (2017). Addressing large-scale energy retrofit of a building stock via representative building samples: public and private perspectives. *Sustainability*, 9(6), 940. <https://doi.org/10.3390/su9060940>
- Ashinze, U. K., Edeigba, B. A., Umoh, A. A., Biu, P. W., & Daraojimba, A. I. (2024). Urban green infrastructure and its role in sustainable cities: A comprehensive review. *World Journal of Advanced Research and Reviews*, 21(2), 928–936. <https://doi.org/10.30574/wjarr.2024.21.2.0519>
- Baek, S., Ligaray, M., Pachepsky, Y., Chun, J. A., Yoon, K.-S., Park, Y., & Cho, K. H. (2020). Assessment of a green roof practice using the coupled SWMM and HYDRUS models. *Journal of Environmental Management*, 261, 109920. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109920>
- Bagstad, K. J., Semmens, D. J., Waage, S., & Winthrop, R. (2013). A comparative assessment of decision-support tools for ecosystem services quantification and valuation. *Ecosystem Services*, 5, e27–e39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.004>
- Bao, S., Zou, S., Li, B., Chen, Q., & Zhao, M. (2022). Experiments on the cooling effect of modular vertical greening on double-glazed façade in summer. *Building and Environment*, 226, 109771. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109771>
- Barrios E. (2007). Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics*, 64: 269–285. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.004>
- Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D. J., & Terradas, J. (2014). Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: The case of urban forests in Barcelona, Spain. *Ambio*, 43, 466–479. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0507-x>
- Bartfelder, F. & Köhler, M., Experimentelle Untersuchungen zur Funktion von Fassadenbegrünungen. Förderungsprogramm der Freien, Universität Berlin für junge Wissenschaftler 3, Ausschreibung, 1987.
- Batty, M. (2013). *The New Science of Cities*. MIT Press.

- Baveye, P. C., Baveye, J., & Gowdy, J. (2016). Soil “ecosystem” services and natural capital: Critical appraisal of research on uncertain ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4, 41. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00041>
- Benedict, M. A., & McMahon, E. T. (2006). *Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities*. Island Press.
- Benvenuti, S. (2014). Wildflower *green roofs* for urban landscaping, ecological sustainability and biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 124, 151–161. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.004>
- Berardi, U. (2016). The outdoor microclimate benefits and energy saving resulting from *green roofs* retrofits. *Energy and Buildings*, 121, 217–229. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.03.021>
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293–301.
- Borrego, C., Costa, A. M., Ginja, J., Amorim, M., Coutinho, M., Karatzas, K., Sioumis, T., Katsifarakis, N., Konstantinidis, K., De Vito, S., Esposito, E., Smith, P., André, N., Gérard, P., Francis, L. A., Castell, N., Schneider, P., Viana, M., Minguillón, M. C., Reimringer, W., Otjes, R. P., von Sicard, O., Pohle, R., Elen, B., Suriano, D., Pfister, V., Prato, M., Dipinto, S., & Penza, M. (2016). Assessment of air quality microsensors versus reference methods: The EuNetAir joint exercise. *Atmospheric Environment*, 147, 246–263. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.09.050>
- Brouwer, C., Prins, K., & Heibloem, M. (1989). *Irrigation water management: Irrigation scheduling*. Training Manual No. 4. *FAO Land and Water Development Division*, Rome.
- Bellini, A., Bartoli, F., D’Amato, L., Casalini, R., & Caneva, G. (2025). Enhancing biodiversity and functionality of extensive green roof: A comparative study of five native Mediterranean perennial species in Rome. *Building and Environment*, 282, 113285. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2025.113285>
- Blum, W. E. H., Warkentin, B. P., & Frossard, E. (2006). Soil, human society and the environment. In E. Frossard, W. E. H. Blum, & B. P. Warkentin (Eds.), *Function of soils for human societies and the environment* (Geological Society, London Special Publication No. 266, pp. 1–8). Geological Society of London. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2006.266.01.01>
- Bowler, D. E., Buyung-Ali, L., Knight, T. M., & Pullin, A. S. (2010). Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning*, 97(3), 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>

- Bratman, G. N., Anderson, C. B., Berman, M. G., et al. (2019). Nature and mental health: An ecosystem service perspective. *Science Advances*, 5(7), eaax0903. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0903>
- Buccolieri, R., Santiago, J. L., Rivas, E., & Sanchez, B. (2017). *Characterization of urban greening in a district of Lecce (southern Italy) for the analysis of CO<sub>2</sub> storage and air pollutant dispersion*. *Atmosphere*, 8(10), 181. <https://doi.org/10.3390/atmos11090967>
- Bustami, R. A., Belusko, M., Ward, J., & Beecham, S. (2018). Vertical greenery systems: A systematic review of research trends. *Building and Environment*, 146, 226–237. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.09.045>
- Bustami, R. A., Beecham, S., & Hopeward, J. (2023). The Influence of Plant Type, Substrate and Irrigation Regime on Living Wall Performance in a Semi-Arid Climate. *Environments*, 10(2), 26. <https://doi.org/10.3390/environments10020026>
- Cabaraban, M. T. I., Kroll, C. N., Hirabayashi, S., & Nowak, D. J. (2013). Modelling of air pollutant removal by dry deposition to urban trees using a WRF/CMAQ/i-Tree Eco coupled system. *Environmental Pollution*, 176, 123–133. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.01.006>
- Carlucci, S., Charalambous, M., & Tzortzi, J. N., “Monitoring and performance evaluation of a green wall in a semi–arid Mediterranean climate”, in “Journal of Building Engineering”, 2023, 77, p. 10742. <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2023.107421>
- Cameron, R. W. F., Taylor, J. E., & Emmett, M. R. (2014). What’s “cool” in the world of green façades? How plant choice influences the cooling properties of green walls. *Building and Environment*, 73, 198–207. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.12.005>
- Cardinali, M., Balderrama, A., Arzmann, D., & Pottgiesser, U. (2023). Green walls and health: An umbrella review. *Nature-Based Solutions*, 3, 100070. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2023.100070>
- Castell, N., Dauge, F. R., Schneider, P., Vogt, M., Lerner, U., Fishbain, B., Broday, D. M., & Bartonova, A. (2017). Can commercial low-cost sensor platforms contribute to air quality monitoring and exposure estimates? *Environment International*, 99, 293–302. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.12.007>
- Castleton, H. F., Stovin, V., Beck, S. B. M., & Davison, J. B. (2010). *Green roofs: Building energy savings and the potential for retrofit*. *Energy and Buildings*, 42(10), 1582–1591. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2010.05.004>
- Catalano, C., Guarino, R., & Brenneisen, S. (2013). 6R: A look at resilient vegetation and growing media: A plant sociological approach for extensive *green roofs* in Mediterranean areas. In *Proceedings of the 11th Annual Green roof & Wall Conference*.

- Chang, J., Qu, Z., Xu, R., et al. (2017). Assessing the ecosystem services provided by urban green spaces along urban center-edge gradients. *Scientific Reports*, 7, 11226. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11559-5>
- Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., ... Vieilledent, G. (2014). Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177–3190. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12629>
- Chen, J., Jiang, B., Bai, Y., Xu, X., & Alatalo, J. M. (2019). Quantifying ecosystem services supply and demand shortfalls and mismatches for management optimisation. *Science of the Total Environment*, 650, 1426–1439. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.126>
- Chen, L., Ng, E., An, X., Ren, C., Lee, M., Wang, U., & He, Z. (2010). Sky view factor analysis of street canyons and its implications for daytime intra-urban air temperature differentials in high-rise, high-density urban areas of Hong Kong: A GIS-based simulation approach. *International Journal of Climatology*. <https://doi.org/10.1002/joc.2243>
- Cheng, H., Park, C. Y., Cho, M., & Park, C. (2023). Water requirement of Urban Green Infrastructure under climate change. *Science of the Total Environment*, 893, 164887. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.164887>
- Choguill, C. (2008). Developing sustainable neighbourhoods. *Habitat International*, 32(1), 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2007.06.007>
- Chung, P.-W., Livesley, S. J., & Farrell, C. (2023). Leaf trait plasticity means green facades are a flexible nature-based solution for vertical greening under full-sun and heavy shade conditions. *Nature-Based Solutions*, 4, 100078. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2023.100078>
- Churkina, G., Kuik, F., Bonn, B., Lauer, A., Grote, R., Tomiak, K., & Butler, T. M. (2017). Effect of VOC emissions from vegetation on air quality in Berlin during a heatwave. *Environmental Science & Technology*, 51(11), 6120–6130. <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b06514>
- Coccolo, S., Kämpf, J. H., Scartezzini, J. L., & Pearlmutter, D. (2020). Outdoor human comfort and thermal stress: A comprehensive review on urban microclimate modeling. *Urban Climate*, 34, 100676. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2016.08.004>
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C., & Maginnis, S. (Eds.). (2016). Nature-based Solutions to address global societal challenges. Gland, Switzerland: International Union for Conservation of Nature (IUCN). <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2016.13.en>
- Collins, R., Schaafsma, M., & Hudson, M. D. (2017). The value of green walls to urban biodiversity. *Land Use Policy*, 64, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.02.025>

- Conti, G., & Díaz, S. (2013). Plant functional diversity and carbon storage – an empirical test in semi-arid forest ecosystems. *Journal of Ecology*, 101(1), 18–28. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12012>
- Comberti, C., Thornton, T. F., de Echeverria, V. W., & Patterson, T. (2015). Ecosystem services or services to ecosystems? Valuing cultivation and reciprocal relationships between humans and ecosystems. *Global Environmental Change*, 34, 247–262. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.07.007>
- Costanza, R., & Daly, H. E. (1992). Natural capital and sustainable development. *Conservation Biology*, 6(1), 37–46. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x>
- Costanza, R., d’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Council of the European Union. (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Union*, 206, 7–50.
- Coutts, A. M., Tapper, N. J., Beringer, J., Loughnan, M., & Demuzere, M. (2013). Watering our cities: The capacity for Water Sensitive Urban Design to support urban cooling and improve human thermal comfort in the Australian context. *Progress in Physical Geography*, 37(1), 2–28. <https://doi.org/10.1177/0309133312461032>
- Currie, B. A., & Bass, B. (2008). Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems*, 11, 409–422. <https://doi.org/10.1007/s11252-008-0054-y>
- Cui, D., Su, C., Hang, J., Zhu, M., Chen, G., & Mak, C. M. (2024). Effects of vertical greening on the thermal environment and energy consumption in different street canyons. *Sustainable Cities and Society*, 117, 105979. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2024.105979>
- Daily, G. C., Söderqvist, T., Aniyar, S., Arrow, K., Dasgupta, P., Ehrlich, P. R., Folke, C., Jansson, A., Jansson, B.-O., Kautsky, N., Levin, S., Lubchenco, J., Mäler, K.-G., Simpson, D., Starrett, D., Tilman, D., & Walker, B. (2000). The value of nature and the nature of value. *Science*, 289, 395–396. <https://doi.org/10.1126/science.289.5478.395>
- De Benedictis, C., Nardino, M., Cremonini, L., Neri, L., & Fiorillo, E. (2025). Quantification of the ecosystem services provided by public and private green in a residential area of Bologna, Northern Italy. *Urban Ecosystems*, 28, Article 171. <https://doi.org/10.1007/s11252-025-01771-x>

- De Bock, A., Belmans, B., Vanlanduit, S., Blom, J., Alvarado-Alvarado, A. A., & Audenaert, A. (2023). A review on the leaf area index (LAI) in vertical greening systems. *Building and Environment*, 229, 109926. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109926>
- de Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)
- De la Sota, C., Ruffato-Ferreira, V. J., Ruiz-García, L., & Alvarez, S. (2019). Urban green infrastructure as a strategy of climate change mitigation. A case study in northern Spain. *Urban Forestry & Urban Greening*, 40, 145–151. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.09.004>
- Demuzere, M., Orru, K., Heidrich, O., Olazabal, E., Geneletti, D., Orru, H., Bhave, A. G., Mittal, N., Feliu, E., & Faehnle, M. (2014). Mitigating and adapting to climate change: Multi-functional and multi-scale assessment of green urban infrastructure. *Journal of Environmental Management*, 146, 107–115. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.025>
- Dennis, M., Barlow, D., Cavan, G., et al. (2018). Mapping urban green infrastructure: A novel landscape-based approach to incorporating land use and land cover in the mapping of human-dominated systems. *Land*, 7(1), 17. <https://doi.org/10.3390/land7010017>
- Dominati, E. J. (2013). Natural capital and ecosystem services of soils. In J. R. Dymond (Ed.), *Ecosystem services in New Zealand — Conditions and trends* (pp. 132–142). *Manaaki Whenua Press*.
- Dominati EJ, Patterson MG, Mackay AD (2010a). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics* 69:1858–1868.
- Dominati EJ, Patterson MG, Mackay AD (2010b). Response to Robinson and Lebron – Learning from complementary approaches to soil natural capital and ecosystem services. *Ecological Economics* 70: 139–140.
- Dover, J. (2015). *Green Infrastructure: Incorporating Plants and Enhancing Biodiversity in Buildings and Urban Environments*. *Routledge*.
- Dunnett, N., & Kingsbury, N. (2008). *Planting Green roofs and Living Walls* (2nd ed.). *Timber Press*.
- Elmqvist, T., Setälä, H., Handel, S. N., van der Ploeg, S., Aronson, J., Blignaut, J. N., Gómez-Baggethun, E., Nowak, D. J., Kronenberg, J., & de Groot, R. (2015). Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 101–108. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.05.001>

Emmanuel, R., & Krüger, E. (2012). Urban heat island and its impact on climate change resilience in a shrinking city: The case of Glasgow, UK. *Building and Environment*, 53, 137–149. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.01.020>

Escobedo, F. J., Kroeger, T., & Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2078–2087. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>

Escobedo, F. J., Giannico, V., Jim, C. Y., Sanesi, G., & Laforteza, R. (2019). Urban forests, ecosystem services, green infrastructure and nature-based solutions: Nexus or evolving metaphors? *Urban Forestry & Urban Greening*, 37, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.02.011>

Esperon-Rodriguez, M., Gallagher, R. V., Lenoir, J., et al. (2025). Urban heat in global cities and the role of *Nature-Based Solutions* in mitigating future climate risks. *Environmental Research: Climate*, 4, 023001. <https://doi.org/10.1088/2752-5295/adcb61>

European Commission, Directorate-General for Research and Innovation. (2020). *Nature-Based Solutions: State of the Art in EU-Funded Projects*. Publications Office of the European Union (Luxembourg).

European Commission. (2015). *Towards an EU Research and Innovation Policy Agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities*.

European Commission. (2019). *Enabling Green Infrastructure in Europe: Towards a European Green Infrastructure Strategy*.

European Commission. (2019). *Review of progress on implementation of the EU Green Infrastructure Strategy*. European Commission, Brussels, Belgium.

European Commission. (2021). *EU Strategy on Adaptation to Climate Change*. Brussels.

European Commission. (2022). *EU Clean Air Outlook*. Brussels.

Fabbri M., Progetto per un nuovo quartiere PEEP via Gravina, Matera 1993

Ferreira, A. T. V., Ferreira, P., & Santos, M. M., “A Qualitative Analysis Using Thermography for Characterization of the Built Environment”, in “Eng”, 2024, 5, Articolo 1. Hassoun, A., & Felix, M., “Effect Of Green Facade On The Urban Microclimate With Different Street Canyon”, in “Architecture and Planning Journal (APJ)”, 2023, 29. <https://doi.org/10.3390/eng5010026>

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

- Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., et al. (2015). SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal*, 12(7), 525–542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- Flores Asin, J. E., Martinez, C. F., Cantón, M. A., & Correa, E. N. (2021). Green roofs in dry cities: Selection of plant species according to their biological and thermal behaviour. *Urban Ecosystems*. <https://doi.org/10.1007/s11252-021-01133-0>
- Francis, L. F. M., & Jensen, M. B. (2017). Benefits of green roofs: A systematic review of the evidence for three ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening*, 28, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.015>
- Francis, R. A., & Lorimer, J. (2011). Urban reconciliation ecology: The potential of living roofs and walls. *Journal of Environmental Management*, 92(6), 1429–1437. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.012>
- Frantzeskaki, N. (2019). Seven lessons for planning *Nature-Based Solutions* in cities. *Environmental Science & Policy*, 93, 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.033>
- Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Collier, M. J., et al. (2019). *Nature-Based Solutions* for urban climate change adaptation: Linking science, policy and practice communities for evidence-based decision-making. *BioScience*, 69(6), 455–466. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz042>
- Freer-Smith, P. H., El-Khatib, A. A., & Taylor, G. (2004). Capture of particulate pollution by trees: A comparison of species typical of semi-arid areas (*Ficus nitida* and *Eucalyptus globulus*) with European and North American species. *Water, Air, & Soil Pollution*, 155(1), 173–187. <https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000026521.99552.fd>
- Fu, D., Liu, A., Sun, C., Xu, C., Xu, N., Singh, R. P., & Chen, W. (2025). Research on plant species and substrate materials for vertical greenery systems under water-stress condition. *Horticulture, Environment, and Biotechnology*, 66, 509-525. <https://doi.org/10.1007/s13580-024-00667-7>
- Galdino, S., Silva, R. R., Zolin, C. A., Tôsto, S. G., Hyslop, K., Quartaroli, C. F., Pereira, L. C., & Gomes, M. A. F. (n.d.). The INVEST software. In *Ecosystem services and environmental services of soil, water, and carbon* (Chapter 9, pp. 203–210).
- Gianinazzi S., Gollotte A., Binet M.N., van Tuinen D., Redecker D., Wipf D. (2010). Agroecology: the key role of arbuscular mycorrhizas in ecosystem services. *Mycorrhiza* 20: 519–530. <https://doi.org/10.1007/s00572-010-0333-3>
- Gill, S. E., Handley, J. F., Ennos, A. R., & Pauleit, S. (2007). Adapting cities for climate change: The role of the green infrastructure. *Built Environment*, 33(1), 115–133. <https://doi.org/10.2148/benv.33.1.115>

- Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change*, 63(2–3), 90–104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019>
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Gräf, M., Immitzer, M., Hietz, P., & Stangl, R. (2021). Water-stressed plants do not cool: Leaf surface temperature of living wall plants under drought stress. *Sustainability*, 13(7), 3910. <https://doi.org/10.3390/su13073910>
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., et al. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864), 756–760. <https://doi.org/10.1126/science.1150195>
- Grossiord, C., Buckley, T. N., Cernusak, L. A., et al. (2020). Plant responses to rising vapor pressure deficit. *New Phytologist*, 226(6), 1550–1566. <https://doi.org/10.1111/nph.16485>
- Gunawardena, K. R., Wells, M. J., & Kershaw, T. (2017). Utilising green and blue space to mitigate urban heat island intensity. *Science of the Total Environment*, 584–585, 1040–1055. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.158>
- Gunawardena, K., & Steemers, K. (2020). Urban living walls: Reporting on maintenance challenges from a review of European installations. *Architectural Science Review*, 63(3), 272–285. <https://doi.org/10.1080/00038628.2020.1738209>
- Gutiérrez, A., Soledad Brendel, A., & Marinangeli, P. (2025). New native species for extensive green roofs to enrich urban ecosystem services in semi-arid regions. *Urban Ecosystems*, 28, 52. <https://doi.org/10.1007/s11252-024-01618-x>
- Haase, D., Kabisch, S., Haase, A., Andersson, E., Banzhaf, E., Baró, F., Brenck, M., Fischer, L. K., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Krellenberg, K., Kremer, P., Kronenberg, J., Larondelle, N., Mathey, J., Pauleit, S., Ring, I., Rink, D., Schwarz, N., & Wolff, M. (2017). Greening cities—To be socially inclusive? About the alleged paradox of society and ecology in cities. *Habitat International*, 64, 41–48. <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2017.04.005>
- Haase, D., Frantzeskaki, N., & Elmqvist, T. (2014). Ecosystem services in urban landscapes: Practical applications and governance implications. *Ambio*, 43(4), 407–412. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0503-1>

Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., Elmqvist, T., Gomez-Baggethun, E., Gren, Å., Hamstead, Z., Hansen, R., Kabisch, N., Kremer, P., Langemeyer, J., Lorance Rall, E., McPhearson, T., Pauleit, S., Qureshi, S., Schwarz, N., Voigt, A., Wurster, D., & Elmqvist, T. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43(4), 413–433. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2012). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES), Version 4.1*. Centre for Environmental Management, University of Nottingham, on behalf of the European Environment Agency.

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2013). *CICES V4.3 – Revised report prepared following consultation on CICES Version 4 (August–December 2012)*. Report to the European Environment Agency. EEA Framework Contract No. EEA/IEA/09/003

Haines-Young, R., & Potschin, M. (2018). *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1: Guidance on the application of the revised structure*. Centre for Environmental Management, University of Nottingham, on behalf of the European Environment Agency.

Hansen, R., Rall, E., Chapman, E., Rolf, W., Pauleit, S. (eds., 2017). *Urban Green Infrastructure Planning: A Guide for Practitioners*. GREEN SURGE. Retrieved from <http://greensurge.eu/working-packages/wp5/>

Harlan, S. L., Deplet-Barreto, J. H., Stefanov, W. L., & Petitti, D. B. (2015). Neighborhood effects on heat deaths: Social and environmental predictors of vulnerability in Maricopa County, Arizona. *Environmental Health Perspectives*, 121(2), 197–204. DOI: 10.1289/ehp.1104625

Hasan, S. S., Zhen, L., Miah, M. G., Ahamed, T., & Samie, A. (2020). Impact of land use change on ecosystem services: A review. *Environmental Development*, 34, 100527. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2020.100527>

Herath, P., & Bai, X. (2024). Benefits and co-benefits of urban green infrastructure for sustainable cities: six current and emerging themes. *Sustainability Science*, 19, 1039–106. <https://doi.org/10.1007/s11625-024-01475-9>

Hirabayashi, S.; Kroll C.N.; Nowak, D.J. 2011. Component-based development and sensitivity analyses of an air pollutant dry deposition model. *Environmental Modeling and Software*. 26: 804–816. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.11.007>.

Hirabayashi, S.; Nowak, D.J. 2016. Comprehensive national database of tree effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*. 215: 48–57. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.04.068>.

Howell, T. A. (2003). Irrigation efficiency. In B. A. Stewart & T. A. Howell (Eds.), *Encyclopedia of Water Science* (pp. 467–472). Marcel Dekker, New York.

Hunter, A. M., Williams, N. S. G., Rayner, J. P., Aye, L., Hes, D., & Livesley, S. J. (2014). Quantifying the thermal performance of green façades: A critical review. *Ecological Engineering*, 63, 102–113. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.021>

Idrees, Z., & Zheng, L. (2020). Low cost air pollution monitoring systems: A review of the protocols and the enabling technologies. *Journal of Industrial Information Integration*, 15, 100123. <https://doi.org/10.1016/j.jii.2019.100123>

i-Tree Eco Team. (2011). *i-Tree Eco user's manual (Version 4.0)*. U.S. Department of Agriculture Forest Service, Northern Research Station.

i-Tree Eco (2020). *i-Tree Eco Ecosystem Analysis: Fruitproject IJsselstein* (The Netherlands). United States Forest Service.

i-Tree Tools. (2026a). USDA i-Tree Funding Lapse. i-Tree Tools.

i-Tree Tools. (2026b). *i-Tree Suite Change Log*. i-Tree Tools

IPCC. (2021). *Sixth Assessment Report: The Physical Science Basis*. <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>

IPCC, 2022: Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [P.R. Shukla, J. Skea, R. Slade, A. Al Khourdajie, R. van Diemen, D. McCollum, M. Pathak, S. Some, P. Vyas, R. Fradera, M. Belkacemi, A. Hasija, G. Lisboa, S. Luz, J. Malley, (eds.)]. *Cambridge University Press*, Cambridge, UK and New York, NY, USA. doi: 10.1017/9781009157926

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Climate Change 2022 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Cambridge University Press*; 2023.

<https://doi.org/10.1017/9781009325844>

IPCC. (2023). *Summary for Policymakers. In: 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* [Core Writing Team, H. Lee & J. Romero (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, pp. 1–34. <https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647.001>

Ippolito, A., Macaione, I., Rizzi, C., Montanaro, G., Mininni, A. N., & Dichio, B. (2018). A preliminary assessment of green areas of Matera city and their potential role in climate change. *Acta Horticulturae*, 1215, 45–52. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2018.1215.7>

IUCN. (2020). *Global Standard for Nature-Based Solutions: A user-friendly framework for the verification, design and scaling up of NbS*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2020.08.en>

Jayarathne, R., Liu, X., Thai, P., Dunbabin, M., & Morawska, L. (2018). The influence of humidity on the performance of a low-cost air particle mass sensor and the effect of atmospheric fog. *Atmospheric Measurement Techniques*, 11, 4883–4890. <https://doi.org/10.5194/amt-11-4883-2018>

Jeanjean, A. P. R., Hinchliffe, G., McMullan, W. A., Monks, P. S., & Leigh, R. J. (2015). A CFD study on the effectiveness of trees to disperse road traffic emissions at a city scale. *Atmospheric Environment*, 120, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.003>

Jim, C. Y. (2015). Assessing climate-adaptation effect of extensive tropical *green roofs* in cities. *Landscape and Urban Planning*, 138, 54–70. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.02.014>

Johnson, B. A., Kumar, P., Okano, N., Dasgupta, R., & Shivakoti, B. R. (2022). Nature-based solutions for climate change adaptation: A systematic review of systematic reviews. *Nature-Based Solutions*, 2, 100042. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100042>

Jose, C. M. (2023). *Nurturing nature in the city: Assessing ecosystem services and biodiversity of an urban forest in Milan functional urban area* [Master's thesis, Politecnico di Milano].

Jung, M. C., Dyson, K., & Alberti, M. (2021). Urban landscape heterogeneity influences the relationship between tree canopy and land surface temperature. *Urban Forestry & Urban Greening*, 57, 126930. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126930>

Kabisch, N., Korn, H., Stadler, J., & Bonn, A. (Eds.). (2016). *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5>

Kabisch, N., Qureshi, S., & Haase, D. (2015). Human–environment interactions in urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 133, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.08.007>

Kaltsidi, M. P., Fernández-Cañero, R., Franco-Salas, A., & Pérez-Urrestarazu, L. (2020). Improving the performance of felt-based living wall systems in terms of irrigation management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 54, 126782. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126782>

Kadas, G. (2006). Rare invertebrates colonizing *green roofs* in London. *Urban Habitats*, 4(1), 66–86. *Urban habitats*, volume 4, number 1 ISSN 1541-7115

Kim, J., & Kang, W. (2022). Assessing green roof contributions to tree canopy ecosystem services and connectivity in a highly urbanized area. *Land*, 11, 1281. <https://doi.org/10.3390/land11081281>

- Knecht, A. C., Campbell, M. T., Caprez, A., Swanson, D. R., & Walia, H. (2016). Image Harvest: An open-source platform for high-throughput plant image processing and analysis. *Journal of Experimental Botany*, 67(11), 3587–3599. <https://doi.org/10.1093/jxb/erw176>
- Koch, K., Ysebaert, T., Denys, S., & Samson, R. (2020). Urban heat stress mitigation potential of green walls: A review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 55, 126843. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126843>
- Korkou, M., Tarigan, A. K. M., & Hanslin, H. M. (2023). The multifunctionality concept in urban green infrastructure planning: A systematic literature review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 85, 127975. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127975>
- Kumar, P. (Ed.). (2012). The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations. *Earthscan*. <https://doi.org/10.4324/9781849775489>
- Lahoti, S., Kefi, M., Lahoti, A., & Saito, O. (2019). Mapping methodology of public urban green spaces using GIS: An example of Nagpur City, India. *Sustainability*, 11(7), 2166. <https://doi.org/10.3390/su11072166>
- Lal, R. (2003). Soil erosion and the global carbon budget. *Environment International*, 29(4), 437-450. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(02\)00192-7](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(02)00192-7)
- Lau, J. T., & Mah, D. Y. S. (2018). Green wall for retention of stormwater. *Pertanika Journal of Science and Technology*, 26(1), 283–298.
- Law, C. M. Y., Law, H. Y., Li, C. H., Leung, C. W., Pan, M., Chen, S., & Ho, K. C. K. (2025). Data-driven approach for optimising plant species selection and planting design on outdoor modular green wall with aesthetic, maintenance, and water-saving goals. *Sustainability*, 17(8), 3528. <https://doi.org/10.3390/su17083528>
- Leal Filho, W., Barbir, J., Sima, M., Kalbus, A., Nagy, G. J., Paletta, A., Villamizar, A., Martinez, R., Azeiteiro, U. M., Pereira, M. J., Mussetta, P. C., Ivars, J. D., Guerra, J. B. S. O. A., Neiva, S. S., Moncada, S., Galdies, C., Klavins, M., Nikolova, M., Gogu, R. C., Balogun, A.-L., Bouredji, A., & Bonoli, A. (2020). Reviewing the role of ecosystem services in the sustainability of the urban environment: A multi-country analysis. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121338. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121338>
- Lee, L. S. H., & Jim, C. Y. (2019). Energy benefits of green-wall shading based on novel accurate apportionment of short-wave radiation components. *Applied Energy*, 238, 1506–1518. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.01.161>
- Leotta, L., Toscano, S., & Romano, D. (2023). Which plant species for *green roofs* in the Mediterranean environment? *Plants*, 12(23), 3985. <https://doi.org/10.3390/plants12233985>

- Lewis, A. C., Lee, J. D., Edwards, P. M., Shaw, M. D., Evans, M. J., Moller, S. J., Smith, K. R., Buckley, J. W., Ellis, M., Gillot, S. R., & White, A. (2016). Evaluating the performance of low cost chemical sensors for air pollution research. *Faraday Discussions*, 189, 85–103. <https://doi.org/10.1039/C5FD00201J>
- Lewis, A., Schneidmesser E. , Peltier R. (2018 World Meteorological Organization (WMO). (2018). Low-cost sensors for the measurement of atmospheric composition: Overview of topic and future applications (WMO-No. 1215). Geneva, Switzerland: *World Meteorological Organization*. ISBN 978-92-63-11215-6.
- Litschke, T., & Kuttler, W. (2008). On the reduction of urban particle concentration by vegetation – a review. *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), 229–240. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2008/0284>
- Livesley, S. J., McPherson, E. G., & Calfapietra, C. (2016). The urban forest and ecosystem services: Impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *Journal of Environmental Quality*, 45(1), 119–124. <https://doi.org/10.2134/jeq2015.11.0567>
- Lionello, P., Malanotte-Rizzoli, P., Boscolo, R., Alpert, P., Artale, V., Li, L., Luterbacher, J., May, W., Trigo, R., et al. (2006). The Mediterranean climate: An overview of the main characteristics and issues. In *Mediterranean Climate: Variability and Trends* (Vol. 1, pp. 1–26). *Elsevier*. [https://doi.org/10.1016/S1571-9197\(06\)80003-0](https://doi.org/10.1016/S1571-9197(06)80003-0)
- Leotta, L., Toscano, S., & Romano, D. (2023). Which Plant Species for Green Roofs in the Mediterranean Environment? *Plants*, 12(23), 3985. <https://doi.org/10.3390/plants12233985>
- Loh, S. (2008). Living walls – A way to green the built environment. *Environment Design Guide*, TEC 26, 1–7. Australian Institute of Architects.
- Lu, Y., Jiao, Y., Wang, Y., Dong, N., & Wang, X. (2025). Indoor green walls impact on employee emotional health and well-being in office environments. *Landscape Architecture and Sustainability*, 1(1), 100006. <https://doi.org/10.1016/j.las.2025.100006>
- Madre, F., Clergeau, P., Machon, N., & Vergnes, A. (2015). Building biodiversity: Vegetated façades as habitats for spider and beetle assemblages. *Global Ecology and Conservation*, 3, 222–233. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.11.016>
- Manes, F., Salvatori, E., & Baldacchini, C. (2021). Urban green infrastructure and climate change: A review of ecosystem services and vulnerability assessment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 57, 126930. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2014.11.016>
- Manso, M., & Castro-Gomes, J. (2015). Green wall systems: A review of their characteristics. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 41, 863–871. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.203>

- Marchetti, C. F., Ugena, L., Humplík, J. F., Polák, M., Čavar Zeljković, S., Podlešáková, K., Fürst, T., De Diego, N., & Spíchal, L. (2019). A novel image-based screening method to study water-deficit response and recovery of barley populations using canopy dynamics phenotyping and simple metabolite profiling. *Frontiers in Plant Science*, 10, 1252. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.01252>
- Matos, P., Vieira, J., Rocha, B., Branquinho, C., & Pinho, P. (2019). Modeling the provision of air-quality regulation ecosystem service provided by urban green spaces using lichens as ecological indicators. *Science of the Total Environment*, 665, 521–530. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.023>
- McPherson, E. G. (1992). Accounting for benefits and costs of urban greenspace. *Landscape and Urban Planning*, 22, 41–51. [https://doi.org/10.1016/0169-2046\(92\)90006-L](https://doi.org/10.1016/0169-2046(92)90006-L)
- McPherson, E. G., & Simpson, J. R. (2003). Potential energy savings in buildings by an urban tree planting programme in California. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2(2), 73–86. <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00025>
- McPherson, E. Gregory, Qingfu Xiao & Elena Aguaron (2013), A new approach to quantify and map carbon stored, sequestered and emissions avoided by urban forests, *Landscape and Urban Planning*, Vol. 120, pp. 70-84. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.08.005>
- McPherson, E. G., van Doorn, N. S., & de Goede, J. (2016). Structure, function and value of street trees in California, USA. *Urban Forestry & Urban Greening*, 17, 104–115. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.03.013>
- Middel, A., Lukasczyk, J., Maciejewski, R., Demuzere, M., & Roth, M. (2018). Sky view factor footprints for urban climate modeling. *Urban Climate*, 25, 120–134. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2018.05.004>
- Mitchell, B. C., & Chakraborty, J. (2014). Urban heat and climate justice: A landscape of thermal inequity in Pinellas County, Florida. *Geographical Review*, 104(4), 554–578. <https://doi.org/10.1111/j.1931-0846.2014.12039.x>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and human well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press
- Medl, A., Stangl, R., & Florineth, F. (2017). Vertical greening systems — A review on recent technologies and research advancement. *Building and Environment*, 125, 227–239. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2017.08.054>
- Medrano, H., Flexas, J., & Galmés, J. (2009). Variability in water use efficiency at the leaf level among Mediterranean plants with different growth forms. *Plant and Soil*, 317, 17–29. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9785-z>

- Meerow, S., & Mitchell, C. L. (2017). Weathering the storm: The politics of urban climate resilience planning. *Environment and Planning A*, 49(11), 2619–2627. <https://doi.org/10.1177/0308518X17735225>
- Mela, D., Martinez, A. C. P., & Zuin, A. H. L. (2024). Vertical greening: The state of the art in digital modeling and simulation. *International Journal of Architectural Computing*, 22(3), 492–513. <https://doi.org/10.1177/14780771231197788>
- Metzger, M. J., Rounsevell, M. D. A., Leemans, R., & Schröter, D. (2006). The vulnerability of ecosystem services to land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(1), 69–85. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.11.025>
- Middel, A., Häb, K., Brazel, A., Martin, C., & Guhathakurta, S. (2014). Impact of urban form and design on mid-afternoon microclimate in Phoenix Local Climate Zones. *Landscape and Urban Planning*, 122, 16–28. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.11.004>
- Morakinyo, T. E., Kalani, K. W. D., Dahanayake, O. B., & Adegun, A. A. (2016). Modelling the effect of tree-shading on summer indoor and outdoor thermal condition of two similar buildings in a Nigerian university. *Energy and Buildings*, 130, 721–732. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2016.08.087>
- Müller-Linow, M., Wilhelm, J., Briese, C., Wojciechowski, T., Schurr, U., & Fiorani, F. (2019). Plant Screen Mobile: An open-source mobile device app for plant trait analysis. *Plant Methods*, 15, 2. <https://doi.org/10.1186/s13007-019-0386-z>
- Nalau, J., & Becken, S. (2018). Ecosystem-based adaptation to climate change: Review of concepts (Griffith Institute for Tourism Research Report No. 15). Griffith University, Queensland, Australia.
- Natural Capital Alliance. (2025). InVEST 3.17.2. Stanford University, University of Minnesota, Chinese Academy of Sciences, The Nature Conservancy, World Wildlife Fund, Stockholm Resilience Centre & Royal Swedish Academy of Sciences. <https://doi.org/10.60793/natcap-invest-3.17.2>
- Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K. N., Rusch, G. M., Waylen, K. A., Delbaere, B., Haase, D., Jones-Walters, L., Keune, H., Kovacs, E., Krauze, K., Külvik, M., Rey, F., van Dijk, J., Vistad, O. I., Wilkinson, M. E., & Wittmer, H. (2017). The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of the Total Environment*, 579, 1215–1227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.106>
- Nguyen, C. N., Muttill, N., Tariq, M. A. U. R., & Ng, A. W. M. (2022). Quantifying the benefits and ecosystem services provided by green roofs—A review. *Water*, 14(1), 68. <https://doi.org/10.3390/w14010068>

- Nicol, E., & Terzano, K. (2025). Modelling the optimal green roof type for carbon capture in an urbanised university campus. *Urban Forestry & Urban Greening*, 112, 128946. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2025.128946>
- Norton, B. A., Coutts, A. M., Livesley, S. J., Harris, R. J., Hunter, A. M., & Williams, N. S. G. (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high temperatures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 134, 127–138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.018>
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3–4), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Nowak D.J., Crane D.E., Stevens J.C., Hoehn R.E., Walton J.T., Bond J. (2008). A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboriculture & Urban Forestry* 34(6): 347-358. DOI: 10.48044/jauf.2008.048
- Nowak, D.J., Hoehn, R.E., Crane, D.E., Stevens, J.C., Cotrone, V., (2010a). Forest Effects and Values: Scranton’s Urban Forest. USDA Forest Service, *Northern Resource Bulletin* NRS-43, Newtown Square, PA, p. 23
- Nowak, D.J., Hoehn, R.E., Crane, D.E., Stevens, J.C., LeBlanc, C., (2010b). Assessing Urban Forest Effects and Values: Chicago’s Urban Forest. USDA Forest Service, *Northern Resource Bulletin* NRS-37, Newtown Square, PA, p. 27. <https://doi.org/10.2737/NRS-RB-37>
- Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013a). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*, 178, 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019>
- Nowak, D.J.; Hirabayashi, S.; Bodine, A.; Hoehn, R. (2013b). Modeled PM2.5 removal by trees in ten U.S. cities and associated health effects. *Environmental Pollution*. 178: 395–402. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.050>
- Nowak, D. J., Hirabayashi, S., Bodine, A., & Greenfield, E. (2014). Tree and forest effects on air quality and human health in the United States. *Environmental Pollution*, 193, 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.028>
- Nowak, D.J.; Bodine, A.R.; Hoehn, R.E.; Edgar, C.B.; Hartel, D.R. [et al.]. (2016). Austin’s urban forest, 2014. Resour. Bull. NRS-100. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station 55 p. <https://doi.org/10.2737/NRS-RB-100>.
- Nowak, D. J., Maco, S., & Binkley, M. (2018). i-Tree: Global tools to assess tree benefits and risks to improve forest management. *Arboricultural Consultant*, 51(4), 10–13.

Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., Lapoint, E., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2021). *i-Tree Eco methods*. USDA Forest Service, Northern Research Station. General Technical Report NRS-200.

Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K. K. Y., & Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57(10), 823–833. <https://doi.org/10.1641/B571005>

Ode Sang, Å., Thorpert, P., & Fransson, A.-M. (2022). Planning, designing, and managing green roofs and green walls for public health – An ecosystem services approach. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 10, Article 804500. <https://doi.org/10.3389/fevo.2022.804500>

Oke, T. R. (1973). City size and the urban heat island. *Atmospheric Environment*, 7(8), 769–779. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(73\)90140-6](https://doi.org/10.1016/0004-6981(73)90140-6)

Oke, T. R. (1982). The energetic basis of the urban heat island. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 108(455), 1–24. <https://doi.org/10.1002/qj.49710845502>

Oquendo-Di Cosola, V., Olivieri, F., Olivieri, L., & Ruiz-García, L. (2023). Assessment of the impact of green walls on urban thermal comfort in a Mediterranean climate. *Energy and Buildings*, 296, 113375. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2023.113375>

Ottelé, M., Perini, K., Fraaij, A. L. A., Haas, E. M., & Raiteri, R. (2011). Comparative life cycle analysis for green façades and living wall systems. *Energy and Buildings*, 43(12), 3419–3429. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2011.09.010>

Ottelé, M., van Bohemen, H. D., & Fraaij, A. L. A. (2010). Quantifying the deposition of particulate matter on climber vegetation on living walls. *Ecological Engineering*, 36(2), 154–162. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.02.007>

Pace, R., Biber, P., Pretzsch, H., & Grote, R. (2018). Modeling ecosystem services for park trees: Sensitivity of i-Tree Eco simulations to light exposure and tree species classification. *Forests*, 9(2), 89. 89; <https://doi.org/10.3390/f9020089>

Pace, R. (2020). *Modeling ecosystem services of urban trees to improve air quality and microclimate* [Doctoral dissertation, Technical University of Munich]

Palermo, S. A., Viviani, G., Pirouz, B., Turco, M., & Piro, P. (2023). Experimental analysis to assess the hydrological efficiency and the nutrient leaching behavior of a new green wall system. *Science of the Total Environment*, 901, 166301. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166301>

Paoletti, E., Schaub, M., Matyssek, R., Wieser, G., Augustaitis, A., Bastrup-Birk, A. M., Bytnerowicz, A., Günthardt-Goerg, M. S., Müller-Starck, G., & Serengil, Y. (2011). Advances of

air pollution science: From forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. *Environmental Pollution*, 158(6), 1986–1989. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.11.023>

Papafotiou, M., Tassoula, L., & Kefalopoulou, R. (2017). Effect of substrate type and irrigation frequency on growth of *Pallenis maritima* on an urban extensive green roof at the semi-arid Mediterranean region. In *VI International Conference on Landscape and Urban Horticulture* (Acta Horticulturae 1189, pp. 275–278). International Society for Horticultural Science. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2017.1189.53>

Parkash, V., & Singh, S. (2020). A review on potential plant-based water stress indicators for vegetable crops. *Sustainability*, 12(10), 3945. <https://doi.org/10.3390/su12103945>

Patti, M., Musarella, C. M., & Spampinato, G. (2025). A habitat-template approach to green wall design in Mediterranean cities. *Buildings*, 15(14), 2557. <https://doi.org/10.3390/buildings15142557>

Pauleit, S., Zölch, T., Hansen, R., et al. (2019). Making green infrastructure a planning concept for the future. *Planning Practice & Research*, 34(2), 123–137. <https://doi.org/10.1080/02697459.2019.1588855>

Paull, N. J., Krix, D., Irga, P. J., & Torpy, F. R. (2021). Green wall plant tolerance to ambient urban air pollution. *Urban Forestry & Urban Greening*, 63, 127201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127201>

Paull, N., Krix, D., Torpy, F., & Irga, P. (2020). Can green walls reduce outdoor ambient particulate matter, noise pollution and temperature? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(14), 5084. <https://doi.org/10.3390/ijerph17145084>

Pearlmutter, D., Calfapietra, C., Samson, R., O'Brien, L., Krajter Ostoić, S., Sanesi, G., & Alonso del Amo, R. (Eds.). (2017). *The Urban Forest: Cultivating Green Infrastructure for People and the Environment*. Future City (Vol. 7). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-50280-9>

Pérez Luque, G., & Coma Arpon, J. (2024). Newly created ecosystems for a green built environment: Green roofs and green walls/facades. *Nature-Based Solutions*, 5, 100111. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2024.100111>

Pérez, G., Rincón, L., Vila, A., González, J. M., & Cabeza, L. F. (2011). Green vertical systems for buildings as passive systems for energy savings. *Applied Energy*, 88(12), 4854–4859. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.06.032>

Pérez, G., Coma, J., Martorell, I., & Cabeza, L. F. (2014). Vertical Greenery Systems (VGS) for energy saving in buildings: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 39, 139–165. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.07.055>

Pérez, G., Rincón, L., Vila, A., González, J. M., & Cabeza, L. F. (2011). Green vertical systems for buildings as passive systems for energy savings. *Applied Energy*, 88(12), 4854–4859. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.06.032>

Pérez-Urrestarazu, L. (2021). Water consumption of felt-based outdoor living walls in warm climates. *Urban Forestry & Urban Greening*, 59, 127025. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127025>

Perini, K., Bazzocchi, F., Croci, L., Magliocco, A., & Cattaneo, E. (2017). The use of vertical greening systems to reduce the energy demand for air conditioning: Field monitoring in Mediterranean climate. *Energy and Buildings*, 143, 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2017.03.036>

Perini, K., & Magliocco, A. (2014). Effects of vegetation, urban density, building height, and atmospheric conditions on local temperatures and thermal comfort. *Urban Forestry & Urban Greening*, 13(3), 495–506. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2014.03.003>

Perini, K., Ottelé, M., Haas, E. M., & Raiteri, R. (2011). Greening the building envelope, façade greening and living wall systems. *Open Journal of Ecology*, 1(1), 1–8. <https://doi.org/10.4236/oje.2011.11001>

Perini, K., Ottelé, M., Fraaij, A. L. A., Haas, E. M., & Raiteri, R. (2011). Vertical greening systems and the effect on air flow and temperature on the building envelope. *Building and Environment*, 46(11), 2287–2294. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2011.05.009>

Perini, K., & Rosasco, P. (2013). Cost–benefit analysis for green façades and living wall systems. *Building and Environment*, 70, 110–121. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.08.012>

Picard, N., Saint-André, L., & Henry, M. (2012). Manual for building tree volume and biomass allometric equations: From field measurement to prediction. *Food and Agriculture Organization of the United Nations; Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement*.

Poorova, Z., Vranayova, Z. (2021). Humidity, Air Temperature, CO2 and Well-Being of People with and Without Green Wall. In: Blikharsky, Z. (eds) Proceedings of EcoComfort 2020. EcoComfort 2020. Lecture Notes in Civil Engineering, vol 100. *Springer*, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-57340-9\\_41](https://doi.org/10.1007/978-3-030-57340-9_41)

Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: Processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 327–337. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>

- Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Fish, R., & Turner, R. K. (2016). *Defining and measuring ecosystem services*. In M. Potschin, R. Haines-Young, R. Fish, & R. K. Turner (Eds.), *Routledge Handbook of Ecosystem Services* (pp. 25–44). Routledge.
- Potschin-Young, M., Haines-Young, R., Görg, C., Heink, U., Jax, K., & Schleyer, C. (2018). Understanding the role of conceptual frameworks: Reading the ecosystem service cascade. *Ecosystem Services*, 29, 428–440. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.015>
- Pugh, T. A. M., MacKenzie, A. R., Whyatt, J. D., & Hewitt, C. N. (2012). The effectiveness of green infrastructure for improvement of air quality in urban street canyons. *Environmental Science & Technology*, 46(14), 7692–7699. <https://doi.org/10.1021/es300826w>
- Pulighe, G., Fava, F., & Lupia, F. (2016). Insights and opportunities from mapping ecosystem services of urban green spaces and potentials in planning. *Ecosystem Services*, 22, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.004>
- Pulselli, R. M., Pulselli, F. M., Mazzali, U., Peron, F., & Bastianoni, S. (2014). Energy based evaluation of environmental performances of living wall and grass wall systems. *Energy and Buildings*, 73, 200–211. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.01.034>
- Radić, J., Dodig, M. V., & Auer, T. (2019). Green façades and living walls—A review establishing the classification of construction types and mapping the benefits. *Sustainability*, 11(17), 4579. <https://doi.org/10.3390/su11174579>
- Rahman, M. S., MacPherson, S., & Lefsrud, M. (2023). A study on evaporative cooling capacity of a novel green wall to control ventilating air temperature. *Journal of Building Engineering*, 77, 107466. <https://doi.org/10.1016/j.jobe.2023.107466>
- Raji, B., Tenpierik, M. J., & Van den Dobbelsteen, A. (2015). The impact of greening systems on building energy performance: A literature review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 610–623. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.011>
- Ramaiah, M., & Avtar, R. (2019). Urban green spaces and their need in cities of rapidly urbanizing India: A review. *Urban Science*, 3(3), 94. <https://doi.org/10.3390/urbansci3030094>
- Ran, J., & Tang, M. (2018). Passive cooling of *green roofs* combined with night-time ventilation. *Sustainable Cities and Society*, 38, 466–475. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.01.027>
- Raymond, C. M., Frantzeskaki, N., Kabisch, N., Berry, P., Breil, M., Nita, M. R., Geneletti, D., & Calfapietra, C. (2017). A framework for assessing and implementing the co-benefits of nature-based solutions in urban areas. *Environmental Science & Policy*, 77, 15–24. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.07.008>

- Raymond, C. M., Kyttä, M., & Stedman, R. (2017). Sense of place, fast and slow: The potential contributions of affordance theory to sense of place. *Frontiers in Psychology*, 8, 1674. <https://doi.org/10.3389/fpsyg.2017.01674>
- Rastandeh, A., Brown, D. K., & Pedersen Zari, M. (2017). Biodiversity conservation in urban environments: A review on the importance of spatial patterning of landscapes. *Ecocity World Summit*, 12–14 July, Melbourne, Australia
- Razzaghmanesh, M., & Beecham, S. (2014). The hydrological behaviour of extensive and intensive green roofs in a dry climate. *Science of the Total Environment*, 499, 284–296. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.046>
- Rega-Brodsky, C. C., Aronson, M. F. J., Piana, M. R., Carpenter, E.-S., Hahs, A. K., Herrera-Montes, A., Knapp, S., Kotze, D. J., Lepczyk, C. A., Moretti, M., Salisbury, A. B., Williams, N. S. G., Jung, K., Katti, M., MacGregor-Fors, I., MacIvor, J. S., La Sorte, F. A., Sheel, V., Threfall, C. G., & Nilon, C. H. (2022). Urban biodiversity: State of the science and future directions. *Urban Ecosystems*, 25, 1083–1096. <https://doi.org/10.1007/s11252-022-01207-w>
- Regione Basilicata – Dipartimento Ambiente e Territorio. (s.d.). *Natura 2000 in Basilicata*. Regione Basilicata.
- Reyhani, M., Santolini, E., Michael, R. N., Barbaresi, A., Tassinari, P., & Torreggiani, D. (2024). Environmental assessment of green wall: A comparison between Australia and Italy. *Science of the Total Environment*, 957, 177699. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.177699>
- Robinson DA, Lebron I, Vereecken H 2009. On the definition of the natural capital of soils: a framework for description, evaluation and monitoring. *Soil Science Society of America Journal* 73: 1904–1911. <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0332>
- Robinson DA, Hockley N, Dominati E, Lebron I, Scow KM, Reynolds B, Emmett BA, Keith AM, de Jonge LW, Schjøning P, Moldrup P, Jones SB, Tuller M (2012a). Natural capital, ecosystem services and soil change: why soil science must embrace an ecosystems approach. *Vadose Zone Journal* 11: doi: 10.2136/vzj2011.0051.
- Robinson DA, Hockley N, Cooper D, Emmett BA, Keith AM, Lebron I, Reynolds B, Tipping E, Tye AM, Watts CW, Whalley WR, Black H.I.J., Warren GP, Robinson JS (2013). Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation. *Soil Biology and Biochemistry* 57: 1023–1033. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.09.008>
- Röckel, F., Schreiber, T., Schüler, D., Braun, U., Krukenberg, I., Schwander, F., Peil, A., Brandt, C., Willner, E., Gransow, D., Scholz, U., Kecke, S., Maul, E., Lange, M., & Töpfer, R. (2022). PhenoApp: A mobile tool for plant phenotyping to record field and greenhouse observations. *F1000Research*, 11, 12. <https://doi.org/10.12688/f1000research.74239.2>
- Rota, L. (2011). *Matera. Storia di una città*. Edizioni Giannatelli.

- Roeland, S., Moretti, M., Amorim, J. H., Branquinho, C., Fares, S., Morelli, F., Niinemets, Ü., Paoletti, E., Pinho, P., Sgrigna, G., Stojanovski, V., Tiwary, A., Sicard, P., & Calfapietra, C. (2019). Towards an integrative approach to evaluate the environmental ecosystem services provided by urban forest. *Journal of Forestry Research*, 30(6), 1981–1996. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-00916-x>
- Rosenzweig, M. L. (2003). *Win–Win Ecology: How the Earth’s Species Can Survive in the Midst of Human Enterprise*. Oxford University Press.
- Russo, S., Sillmann, J., & Sterl, A. (2017). Humid heat waves at different warming levels. *Scientific Reports*, 7, 7477. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-07536-7>
- Russo, A., Escobedo, F. J., & Zerbe, S. (2016). *Quantifying the local-scale ecosystem services provided by urban treed streetscapes in Bolzano, Italy*. *AIMS Environmental Science*, 3(1), 58–76. <https://doi.org/10.3934/environsci.2016.1.58>
- Salmond, J. A., Williams, D. E., Laing, G., Kingham, S., Dirks, K., Longley, I., & Henshaw, G. S. (2013). The influence of vegetation on the horizontal and vertical distribution of pollutants in a street canyon. *Science of the Total Environment*, 443, 287–298. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.101>
- Santamouris, M. (2014). Cooling the cities – A review of reflective and *green roof* mitigation technologies. *Solar Energy*, 103, 682–703. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2012.07.003>
- Santamouris, M. (2015). Regulating the damaged thermostat of the cities—Status, impacts and mitigation challenges. *Energy and Buildings*, 91, 43–56. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.01.027>
- Sachs, J. D. (2012). From Millennium Development Goals to Sustainable Development Goals. *The Lancet*, 379(9832), 2206–2211. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)60685-0](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)60685-0)
- Satterthwaite, D. (2016). A new urban agenda? *Environment and Urbanization*, 28(1), 3–12. <https://doi.org/10.1177/0956247816637501>
- Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I. C., Araújo, M. B., Arnell, N. W., ... & Zierl, B. (2005). Ecosystem service supply and human vulnerability to global change in Europe. *Science*, 310(5752), 1333–1337. <https://doi.org/10.1126/science.1115233>
- Seddon, N., Chausson, A., Berry, P., Girardin, C. A. J., Smith, A., & Turner, B. (2020). Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 375(1794), 20190120. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0120>

- Segovia-Cardozo, D. A., Rodriguez-Sinobas, L., & Zubezu, S. (2019). Living green walls: Estimation of water requirements and assessment of irrigation management. *Urban Forestry & Urban Greening*, 46, 126460. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126458>
- Seto, K. C., Güneralp, B., & Hutyrá, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(40), 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>
- Şimşek, Ü., & Şenyiğit, Ö. (2020). Examination of vertical green systems in educational buildings: A field study in Çukurova University. *Journal of Design for Resilience in Architecture & Planning*, 1(1), 33–56. <https://doi.org/10.47818/DRArch.2020.v1i1003>
- Simon, A., Pires, C., & Frölicher, T. L. (2023). Long-term warming and interannual variability contributions to marine heatwaves in the Mediterranean. *Weather and Climate Extremes*, 40, 100619. <https://doi.org/10.1016/j.wace.2023.100619>
- Singh, C., Nandy, M., & Kumar, V. (2025). Modelling carbon sequestration efficiency in green roof and wall systems. *International Journal of Environmental Sciences*, 11(5S), 678–684. <https://doi.org/10.64252/nt2rja38>
- Snep, R. P. H., & Clergeau, P. (2012). Biodiversity in Cities, Reconnecting Humans with Nature. In R. A. Meyers (Ed.), *Encyclopedia of Sustainability Science and Technology* (pp. 938–961). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0851-3\\_296](https://doi.org/10.1007/978-1-4419-0851-3_296)
- Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J., & Smith, C. L. (2012). Urban particulate pollution reduction by four species of *green roof* vegetation in a UK city. *Atmospheric Environment*, 61, 283–293. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.07.043>
- Speak, A. F., Rothwell, J. J., Lindley, S. J., & Smith, C. L. (2013). Rainwater runoff retention on a *green roof* in a UK urban environment. *Science of the Total Environment*, 493, 471–477.
- Srbinovska, M., Andova, V., Krkoleva Mateska, A., & Celeska Krstevska, M. (2021). The effect of small green walls on reduction of particulate matter. *Journal of Cleaner Production*, 279, 123306. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123306>
- Strohbach, M. W., & Haase, D. (2012). Above-ground carbon storage by urban trees in Leipzig, Germany: Analysis of patterns in a European city. *Landscape and Urban Planning*, 104(1), 95–104. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.10.001>
- Stuhlmacher, M., Woods, J., Yang, L., & Sarigai, S. (2024). How does the composition and configuration of green space influence urban noise? *Current Landscape Ecology Reports*, 9, 73–87. <https://doi.org/10.1007/s40823-024-00099-0>

- Susca, T., Gaffin, S. R., & Dell’Osso, G. R. (2011). Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2119–2126. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.007>
- Susorova, I., Angulo, M., Bahrami, P., & Stephens, B. (2013). A model of vegetated exterior facades for evaluation of wall thermal performance. *Building and Environment*, 67, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.04.027>
- Susorova, I., & Azimi, P., & Stephens, B. (2014). The effects of climbing vegetation on the local microclimate, thermal performance, and air infiltration of four building facade orientations. *Building and Environment*, 76, 113–124. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.03.011>
- Tallis, M., Taylor, G., Sinnett, D., & Freer-Smith, P. (2011). Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landscape and Urban Planning*, 103(2), 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.003>
- Thorpert, P., Englund, J.-E., & Ode Sang, Å. (2023). Shades of green for living walls – experiences of color contrast and its implication for aesthetic and psychological benefits. *Nature-Based Solutions*, 3, 100067. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2023.100067>
- Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., & Lehman, C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, 294, 843–845. <https://doi.org/10.1126/science.1060391>
- Treder, M., Joedecke, V., Schweikert, K., Rosenkranz, P., Ruttensperger, U., & Traynor, K. (2024). Vertical greening systems serve as effective means to promote pollinators. *Landscape and Urban Planning*, 243, 104951. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104951>
- Tseliou, A., Melas, E., Mela, A., Tsiros, I., & Zervas, E. (2023). The effect of green roofs and green façades on pedestrian thermal comfort in a Mediterranean urban residential area. *Atmosphere*, 14(10), 1512. <https://doi.org/10.3390/atmos14101512>
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kazmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>
- UNI – Ente Italiano di Normazione. (2024). UNI/PdR 162:2024. *Linee guida per la definizione di servizi ecosistemici in ambito urbano e periurbano*. UNI.
- United Nations Environment Programme (UNEP). (2021). Overview of nature-based solutions. United Nations Environment Programme. Retrieved from <https://www.unep.org/topics/nature-action/nature-based-solutions/overview-nature-based-solutions>

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. (2014). World urbanization prospects: *The 2014 revision, highlights* (ST/ESA/SER.A/352). United Nations.

United Nations Environment Programme. (2021). *State of finance for nature 2021: Tripling investments in nature-based solutions by 2030*. Nairobi.

UN-Habitat. (2016). *New Urban Agenda*. United Nations. <https://habitat3.org/the-new-urban-agenda/>

United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division. (2019). *World urbanization prospects: The 2018 revision*. United Nations. <https://population.un.org/wup/>

United Nations. (2020). *The New Urban Agenda*. United Nations.

U.S. Forest Service. (2019). *i-Tree Eco User's Manual*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service (Washington, DC).

U.S. Forest Service. (n.d.). *i-Tree Eco: What is i-Tree Eco?* [Factsheet]. i-Tree. <https://www.itreetools.org>

Vadini, E., Bilò, F., Gómez Díaz, F., Ljubanović, V., Mangano, G., & Raffa, A. (a cura di) (2025). URGES. Urban Green Shapes. Qualità, efficienza e benessere urbano. Melfi: *Libria*. ISBN 978-88-6764-383-7

Van den Bosch, M. A., & Sang, Å. O. (2017). Urban natural environments as *Nature-Based Solutions* for improved public health – A systematic review of reviews. *Environmental Research*, 158, 373–384. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.040>

Vargas-Hernández, J. G., Pallagst, K., & Zdunek-Wielgońska, J. (2018). Urban green spaces as a component of an ecosystem. In S. Dhiman & J. Marques (Eds.), *Handbook of engaged sustainability* (pp. 1–25). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-53121-2\\_49-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-53121-2_49-1)

Vashist, M., Kumar, T. V., & Singh, S. K. (2024). A comprehensive review of urban vegetation as a Nature-based Solution for sustainable management of particulate matter in ambient air. *Environmental Science and Pollution Research*, 31, 26480–26496. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33089-0>

Vásquez, C., D'Alençon, R., de la Barra, P. P., Fagalde, M., & Salza, F. (2020). Hygrothermal Potential of Applying Green Screen Façades in Warm-dry Summer Mediterranean Climates. *Journal of Facade Design and Engineering*, 8(2), 19–38. <https://doi.org/10.7480/jfde.2020.2.5109>

Veisten, K., Smyrnova, Y., Klæboe, R., Hornikx, M., Mosslemi, M., & Kang, J. (2012). Valuation of green walls and green roofs as soundscape measures: Including monetised amenity values

- together with noise-attenuation values in a cost-benefit analysis of a green wall affecting courtyards. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(11), 3770–3788. <https://doi.org/10.3390/ijerph9113770>
- Vera, S., Viecco, M., Jorquera, H., & Gironás, J. (2021). Effects of biodiversity in *green roofs* and walls on the capture of fine particulate matter. *Urban Forestry & Urban Greening*, 63, 127229. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127229>
- Venter, Z. S., Krog, N. H., & Barton, D. N. (2020). Linking green infrastructure to urban heat and human health risk mitigation in Oslo, Norway. *Science of the Total Environment*, 709, 136193. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136193>
- Victorero, F., Vera, S., Bustamante, W., Tori, F., Bonilla, C., Gironás, J., & Rojas, V. (2015). Experimental study of the thermal performance of living walls under semiarid conditions. *Energy Procedia*, 78, 3416–3421. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2015.12.160>
- Vigerstol, K. L., & Aukema, J. E. (2011). A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 92(10), 2403–2409. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.040>
- Vijayaraghavan, K. (2016). *Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 57, 740–752. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.119>
- Voelkel, J., Hellman, D., Sakuma, R., & Shandas, V. (2018). Assessing vulnerability to urban heat: A study of disproportionate heat exposure and access to refuge by socio-demographic status in Portland, Oregon. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(4), 640. <https://doi.org/10.3390/ijerph15040640>
- Vos, P. E. J., Maiheu, B., Vankerkom, J., & Janssen, S. (2013). Improving local air quality in cities: To tree or not to tree? *Environmental Pollution*, 183, 113–122. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.021>
- Vosloo, P. (2016). Living walls and green façades: A case study of the UP Plant Sciences' vegetated wall. *Architecture SA*, July/August, 42–55.
- Wang, H., Feng, Y., & Ai, L. (2023). Progress of carbon sequestration in urban green space based on bibliometric analysis. *Frontiers in Environmental Science*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1196803>
- Wang, P., Wong, Y. H., Tan, C. Y., Li, S., & Chong, W. T. (2022). Vertical greening systems: Technological benefits, progresses and prospects. *Sustainability*, 14(20), 12997. <https://doi.org/10.3390/su142012997>

- White, C. (2020). Why regenerative agriculture? *American Journal of Economics and Sociology*, 79(3), 799–822. <https://doi.org/10.1111/ajes.12334>
- White, E. V., & Gatersleben, B. (2011). Greenery on residential buildings: Does it affect preferences and perceptions of beauty? *Journal of Environmental Psychology*, 31(1), 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2010.11.002>
- World Health Organization. (2021). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization. <https://www.who.int/publications/i/item/9789240034228>
- Wong, N. H., Tan, A. Y. K., Chen, Y., Sekar, K., Tan, P. Y., Chan, D., Chiang, K., & Wong, N. C. (2010). Thermal evaluation of vertical greenery systems for building walls. *Building and Environment*, 45(3), 663–672. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.08.005>
- Wong, N. H., Tan, A. Y. K., Tan, P. Y., & Wong, N. C. (2009). Energy simulation of vertical greenery systems. *Energy and Buildings*, 41(12), 1401–1408. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2009.08.010>
- Xue, W., Lin, Y., Sun, Z., Long, Y., Chen, D., & Yin, S. (2025). Effects of Leaf Trait Variability on PM Retention: A Systematic Review. *Atmosphere*, 16(2), 170. <https://doi.org/10.3390/atmos16020170>
- Yang, L., Zhang, L., Li, Y., & Wu, S. (2015). Water-related ecosystem services provided by urban green space: A case study in Yixing City (China). *Landscape and Urban Planning*, 136, 40–51. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.11.016>
- Yang, X., Zhao, L., Bruse, M., & Meng, Q. (2013). Evaluation of a microclimate model for predicting the thermal behavior of different ground surfaces. *Building and Environment*, 60, 93–104. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.11.008>
- Ysebaert, T., Koch, K., Samson, R., & Denys, S. (2021). Green walls for mitigating urban particulate matter pollution: A review. *Urban Forestry & Urban Greening*, 59, 127014. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127014>
- Yungstein, Y., & Helman, D. (2023). Cooling, CO<sub>2</sub> reduction, and energy-saving benefits of a green-living wall. *Building and Environment*, 236, 110220. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2023.110220>
- Zagari, F. (2013). *Sul paesaggio. Lettera aperta*. Libria.
- Zhao, J. (2022). *The development of a smart irrigation control system for Living Wall System* (Doctoral thesis, University of Sheffield).

Zhao, L., Oppenheimer, M., Zhu, Q., Baldwin, J. W., Ebi, K. L., Bou-Zeid, E., Guan, K., & Liu, X. (2018). Interactions between urban heat islands and heat waves. *Environmental Research Letters*, 13(3), 034003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa9f73>

Zheng, T., Bergin, M. H., Johnson, K. K., Tripathi, S. N., Shirodkar, S., Landis, M. S., Sutaria, R., & Carlson, D. E. (2018). Field evaluation of low-cost particulate matter sensors in high- and low-concentration environments. *Atmospheric Measurement Techniques*, 11, 4823–4846. <https://doi.org/10.5194/amt-11-4823-2018>

Zuckerman, N., Shiloah, N., & Lensky, I. M. (2025). Quantifying the impact of vertical greenery systems (VGS) on Mediterranean urban microclimate during heat wave events. *Building and Environment*, 267, 112151. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2024.112151>