

UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI TORINO

Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi

Tesi di Laurea Magistrale in
Biologia dell'Ambiente

Classe di laurea LM-6

**Verso la certificazione dei servizi ecosistemici forniti dalle
foreste urbane attraverso strumenti e metodologie innovative: il
caso del parco Ruffini di Torino.**

Candidata:
Sofia Busa

Relatrice:
Ludovica Oddi

Correlatore:
Ivano Rossato

Anno Accademico 2023/2024

Sommario

1. INTRODUZIONE	1
1.1 I Servizi ecosistemici	1
1.1.1 Definizione e contesto generale	1
1.1.2 Classificazione dei servizi ecosistemici	5
1.1.2.1 Definizione di servizi ecosistemici secondo MEA	5
1.1.3 Servizi ecosistemici in contesti urbani	8
1.1.3.1 Il problema dell'urbanizzazione	8
1.1.3.2 Impatti ambientali dell'urbanizzazione	11
1.1.3.3 I Servizi ecosistemici in ambito urbano	12
1.2 Misurabilità dei servizi ecosistemici	27
1.2.1 Problematiche legate alla misurabilità di parametri e indici dei servizi ecosistemici	27
1.2.2 Uso delle nuove tecnologie per la misurazione e criterio di scelta di alcuni servizi ecosistemici erogati dal verde urbano	28
1.3 La certificazione PEFC	30
1.3.1 Le certificazioni ambientali e gli ESG	30
1.3.2 Il sistema di certificazione PEFC	32
1.4 Obiettivi della tesi	35
2. MATERIALI E METODI	38
2.1 Disegno sperimentale	38
2.2 Strumenti e software	41
2.2.1 Il software i-Tree: funzionalità e applicazioni	41
2.2.1.1 Introduzione di i-Tree	41
2.2.1.2 Strumenti disponibili per l'Italia	42
2.2.1.3 i-Tree Eco	43
2.2.1.4 Pianificare il progetto	44
2.2.1.5 Input	45
2.2.1.6 Acquisizione degli input	46
2.2.1.7. Output	50
2.2.1.8 Modello UFORE	51
2.2.2 La tecnologia laser scanner	54
2.2.2.1 GeoMax Zenith60	55
2.2.2.2 Geoslam ZEB Horizon RT	58
2.2.2.3 FARO Connect	60
2.2.2.4 LiDAR 360	61
2.3 Area pilota	62
2.3.1 Scelta dell'area pilota	62
2.3.2 Caratterizzazione dell'area pilota	64
2.3.2.1. Posizione e condizioni meteo-climatiche	64
2.3.2.2 Struttura del parco	69
2.3.2.3 Composizione arborea del parco	70
2.4 Rilievi ed acquisizione di dati	73

2.4.1 Pianificazione ed esecuzione del rilievo strumentale	73
2.4.2 Pianificazione ed esecuzione del rilievo manuale	78
2.4.3 Raccolta dati su precipitazioni e inquinamento per l'aggiornamento di i-Tree database	81
2.4.4 Problematrice riscontrate durante i rilievi e soluzioni adottate	83
3. RISULTATI	84
3.1 Risultati dei rilievi SLAM ed elaborazione della nuvola di punti	84
3.1.1 Georeferenziazione della nuvola	84
3.1.2 Utilizzo di Faro Connect	85
3.1.3 Utilizzo di LiDAR 360	93
3.1.3.1 Pre-processamento della nuvola di punti	93
3.1.3.2 Estrazione delle informazioni metriche delle alberature	98
3.1.4 Organizzazione delle metriche per l'inserimento degli input su i-Tree e creazione del progetto	105
3.1.4.1 Organizzazione finale degli input richiesti da i-Tree Eco	105
3.1.4.2 Creazione del progetto i-Tree Eco	107
3.2 Risultati provenienti dal software i-Tree: quantificazione dei servizi ecosistemici	109
3.2.1 Caratteristiche della foresta urbana del Parco Ruffini	109
3.2.1.1 Struttura del parco	109
3.2.1.2 Classi di DBH	110
3.2.1.3 Origine delle specie	110
3.2.2 Quantificazione dei servizi ecosistemici generati dal parco Ruffini	111
3.2.2.1 Rimozione dell'inquinamento	112
3.2.2.2 Stoccaggio di carbonio	114
3.2.2.3 Sequestro di carbonio	116
3.2.2.4 Produzione di ossigeno	117
3.2.2.5 Deflusso idrico evitato	119
3.2.3 Disservizi ecosistemici calcolati da i-Tree Eco	121
3.2.3.1 Indice di allergenicità	121
3.2.3.2 Analisi dei parassiti	122
4. DISCUSSIONE	124
4.1 Interpretazione dei dati ottenuti sulla quantificazione dei servizi ecosistemici	124
4.1.1 Rimozione di inquinanti atmosferici	124
4.1.2 Stoccaggio di carbonio	127
4.1.3 Sequestro di carbonio	128
4.1.4 Produzione di ossigeno	129
4.1.5 Regimazione idrica	131
4.1.6 Disservizi ecosistemici legati all'indice di allergenicità e suscettibilità ai parassiti	132
4.1.6.1 Indice di allergenicità	132
4.1.6.2 Suscettibilità ai parassiti	134
4.2 Verso la certificazione	137
4.2.1 Valorizzazione delle aree verdi urbane attraverso certificazioni	137
4.2.2 Proposta di valori soglia per i servizi ecosistemici nell'integrazione della certificazione PEFC del verde urbano	140

4.2.2.1 Tipo di indicatore	141
4.2.2.2 Parametro di misura	142
4.2.2.3 Valori soglia per il servizio ecosistemico di sequestro e stoccaggio di carbonio	144
4.2.2.4 Valori soglia per il servizio ecosistemico della rimozione di inquinanti	147
4.2.2.5 Valori soglia per il servizio ecosistemico della regimazione di afflussi e deflussi idrici	148
4.2.2.6 Valori soglia per il servizio ecosistemico della produzione di ossigeno	150
4.2.3 Applicazione dei valori soglia all'area pilota del parco Ruffini di Torino	151
4.2.3.1 Calcolo dei valori soglia per il parco Ruffini e confronto con i dati reali sullo stoccaggio del carbonio	152
4.2.3.2 Calcolo dei valori soglia per il parco Ruffini e confronto con i dati reali sul sequestro del carbonio	154
4.2.3.3 Calcolo dei valori soglia per il parco Ruffini e confronto con i dati reali relativi all'inquinamento	155
4.2.3.4 Calcolo dei valori soglia per il parco Ruffini e confronto con i dati reali relativi alla produzione di ossigeno	156
4.2.3.5 Considerazioni finali valori soglia	157
5. CONCLUSIONI	158
BIBLIOGRAFIA	161
SITOGRAFIA	168
RINGRAZIAMENTI	169

1. INTRODUZIONE

1.1 I Servizi ecosistemici

1.1.1 Definizione e contesto generale

Uno studio pubblicato nel 2017 ha esaminato l'evoluzione della ricerca globale sui servizi ecosistemici (SE) negli ultimi dieci anni, mettendo in evidenza una crescente attenzione accademica su questo tema. L'analisi ha valutato le pubblicazioni riguardanti i servizi ecosistemici considerando vari parametri: area tematica, rivista accademica, numero di citazioni, e paese d'origine degli articoli pubblicati.

Dai dati raccolti, si osserva che il numero di articoli incentrati sui servizi ecosistemici è aumentato significativamente in tutte le principali banche dati, come Scopus, Web of Science, CABI, e Environmental Science.

Ad esempio, nel solo 2016, sono stati pubblicati circa 3.000 articoli scientifici sull'argomento e il trend è in forte crescita come è possibile osservare dal grafico in *figura 1*. Questo incremento indica un chiaro interesse scientifico e politico verso la valutazione e la gestione sostenibile degli ecosistemi (McDonough et al., 2017).

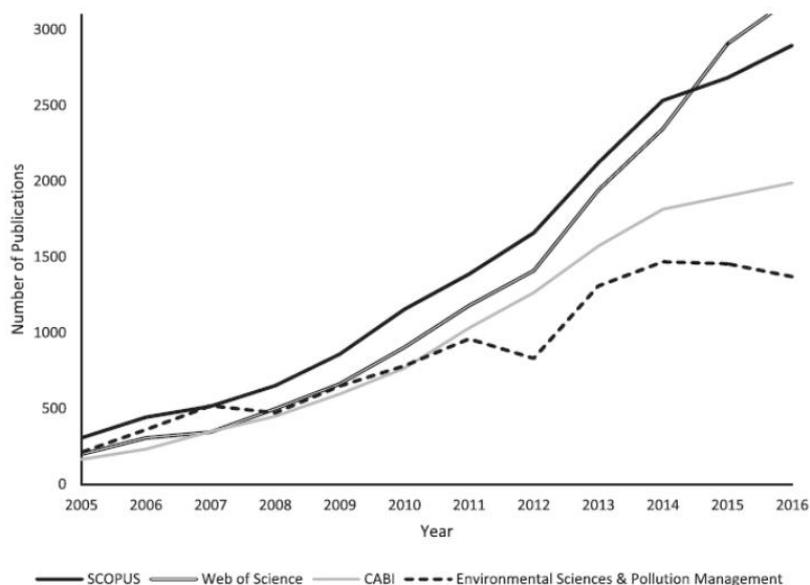


Figura 1: Aumento del numero di pubblicazioni riguardanti i servizi ecosistemici (fonte: McDonough et al., 2017).

Il termine “ecosistema” è definito dall'Articolo 2 della Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD) del 1992 come “un complesso dinamico di piante, animali, microrganismi e componenti abiotiche dell'ambiente che interagiscono tra loro come un'unità funzionale” (CBD, 1992).

L'idea dei servizi ecosistemici ha iniziato a prendere forma nel 1977, quando Westman propose di descrivere i benefici forniti dagli ecosistemi per facilitare la creazione di politiche più informate. In quell'occasione, Westman coniò il termine “servizi della natura”, introducendo per la prima volta l'idea che gli ecosistemi fornissero veri e propri servizi utili all'umanità (Westman, 1977).

Il termine “servizi ecosistemici” fu poi utilizzato per la prima volta da Ehrlich ed Ehrlich in un libro pubblicato nel 1988, dove gli autori mettono in luce come le attività umane, inclusi la sovrappopolazione, la distruzione degli habitat e l'inquinamento, stiano accelerando il processo di estinzione. Il libro sottolinea l'importanza della conservazione per evitare ulteriori danni ecologici e per mantenere l'equilibrio delle interazioni tra le specie all'interno degli ecosistemi (Ehrlich & Ehrlich, 1988).

I servizi ecosistemici, secondo il *Millennium Ecosystem Assessment* (un rapporto pubblicato nel 2005 e commissionato dalle Nazioni Unite) sono quindi i benefici che le persone ottengono dagli ecosistemi (MEA, 2005).

Questa definizione, comunemente accettata, si basa a sua volta su altre due definizioni:

- Secondo Daily, i servizi ecosistemici sono “le condizioni e i processi attraverso i quali gli ecosistemi naturali e le specie che li compongono sostengono e rendono possibile la vita umana”, mantenendo la biodiversità e producendo beni come pesce, legname, fibre naturali e prodotti farmaceutici (Daily et al., 1997).
- Per Costanza, i servizi ecosistemici includono sia i beni (come il cibo) che i servizi (come l'assimilazione dei rifiuti), rappresentando benefici diretti o indiretti che gli esseri umani traggono dalle funzioni ecosistemiche (Costanza et al., 1997).

I servizi ecosistemici (SE) quindi si riferiscono al legame tra i benefici forniti dagli ecosistemi e il benessere umano.

Dal punto di vista del benessere umano, il MEA (Millennium Ecosystem Assessment) identifica cinque componenti fondamentali: sicurezza, materiali di base per una vita dignitosa (come cibo e riparo), salute, buone relazioni sociali e libertà di scelta e azione. Queste componenti sono strettamente legate ai servizi forniti dagli ecosistemi. Per esempio, la disponibilità di acqua dolce e cibo è essenziale per la sicurezza alimentare e la salute; allo stesso modo, la regolazione del clima e della qualità dell'aria riduce i rischi per lo sviluppo di malattie cardiovascolari.

Le frecce nel diagramma in *figura 2* rappresentano la forza del collegamento tra servizi ecosistemici e benessere umano. Le frecce più spesse indicano una relazione forte, mentre quelle più sottili indicano una relazione più debole. Il colore delle frecce indica la possibilità di intervento socio-economico per modulare tali relazioni. Ad esempio, un ecosistema degradato potrebbe essere migliorato attraverso azioni come il ripristino ambientale o la regolamentazione dell'uso delle risorse (MEA, 2005).



Figura 2: Relazione tra benessere umano e servizi ecosistemici (fonte: MEA 2005).

Il *Millennium Ecosystem Assessment* inoltre evidenzia come i fattori di cambiamento (sia diretti che indiretti) possano alterare il funzionamento degli ecosistemi e, di conseguenza, la fornitura di servizi essenziali. I fattori di cambiamento diretti includono attività come il cambiamento d'uso del suolo, l'inquinamento, il sovrasfruttamento delle risorse naturali, l'introduzione di specie invasive e i cambiamenti climatici. Questi fattori agiscono

immediatamente sugli ecosistemi, degradando le loro funzioni e compromettendo i SE. I fattori di cambiamento indiretti, invece, derivano da dinamiche socioeconomiche più ampie, come la crescita della popolazione, lo sviluppo economico e le innovazioni tecnologiche. Questi fattori influenzano indirettamente la capacità degli ecosistemi di fornire servizi, creando pressioni che si riflettono su scala locale, regionale e globale.

L'importanza di comprendere queste dinamiche è fondamentale per elaborare strategie efficaci di conservazione e gestione delle risorse naturali. Le politiche e le decisioni gestionali devono tenere conto delle interconnessioni tra ecosistemi e benessere umano, riconoscendo che il degrado ambientale può avere conseguenze dirette sulla sicurezza, la salute e la qualità della vita delle popolazioni.

Il quadro concettuale proposto dal MEA e riportato in *figura 3*, fornisce un utile strumento per visualizzare come questi fattori siano interconnessi e come possano agire su più scale, dai contesti locali a quelli globali.

Quindi il legame tra servizi ecosistemici e benessere umano è un argomento centrale per lo sviluppo di politiche di sostenibilità, è inoltre essenziale per preservare la biodiversità e mantenere gli equilibri che sostengono la vita umana e la salute del pianeta.

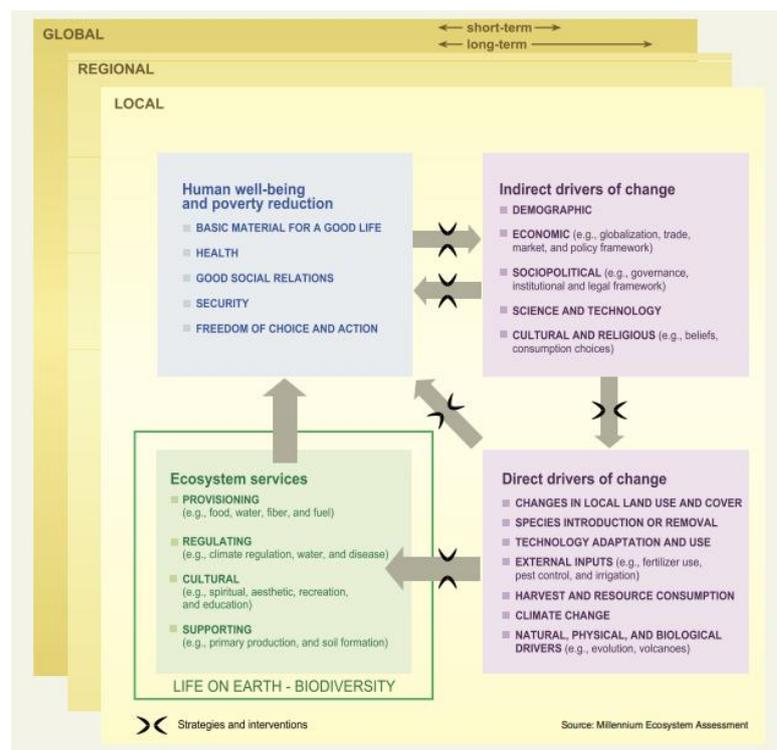


Figura 3: Relazione tra fattori di cambiamento, benessere umano e servizi ecosistemici (MEA, 2005).

L'analisi degli studi sui servizi ecosistemici (SE) evidenzia come questi ultimi siano ormai considerati un elemento fondamentale non solo per la conservazione della biodiversità, ma anche per il benessere umano.

L'incremento della ricerca sul tema, stimolato da rapporti internazionali come il *Millennium Ecosystem Assessment*, dimostra che c'è una crescente consapevolezza dell'importanza di preservare questi servizi per affrontare le sfide globali, tra cui il cambiamento climatico, la perdita di biodiversità e il degrado ambientale. La consapevolezza raggiunta dovrà però essere affiancata da politiche supportate da una solida base scientifica per mitigare fattori di cambiamento che minacciano la stabilità degli ecosistemi e di conseguenza la sicurezza delle popolazioni.

1.1.2 Classificazione dei servizi ecosistemici

1.1.2.1 Definizione di servizi ecosistemici secondo MEA

Il *Millennium Ecosystem Assessment* fornisce una delle classificazioni più autorevoli e ampiamente utilizzate dei servizi ecosistemici. Esso suddivide i servizi in quattro principali categorie (*figura 4*): servizi di approvvigionamento, servizi di regolazione, servizi di supporto e servizi culturali. Queste categorie identificano i diversi benefici che gli esseri umani possono ottenere dagli ecosistemi, sia materiali che immateriali, e forniscono un quadro completo per la comprensione del legame tra natura e benessere umano (MEA, 2005).

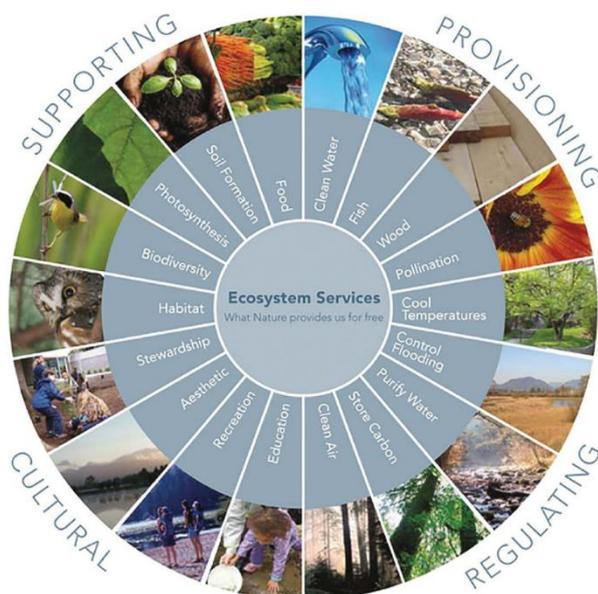


Figura 4: Classificazione servizi ecosistemici secondo il Millennium Ecosystem Assessment (fonte:MEA, 2005).

Servizi di approvvigionamento (*provisioning services*)

I servizi di approvvigionamento si riferiscono ai beni materiali che gli ecosistemi forniscono direttamente, questi beni sono essenziali per la sopravvivenza umana e lo sviluppo economico.

- **Fornitura di cibo:** gli ecosistemi forniscono risorse alimentari fondamentali. Ad esempio, il bestiame contribuisce a circa un terzo dell'apporto proteico dell'umanità, e i prodotti animali giocano un ruolo cruciale nella nutrizione umana, specialmente in contesti di cambiamenti climatici e di sicurezza alimentare.
- **Materie prime:** gli ecosistemi forniscono una vasta gamma di materiali, tra cui legno, fibre e carburanti. Questi materiali sono fondamentali per le costruzioni, la produzione di energia e il tessile.
- **Acqua dolce:** le foreste e altri ecosistemi svolgono un ruolo essenziale nella regolazione del ciclo dell'acqua, filtrando e purificando le riserve idriche, prevenendo erosioni e inondazioni.
- **Risorse medicinali:** molti farmaci moderni derivano da piante e funghi. Ad esempio, il chinino, utilizzato nel trattamento della malaria, proviene dalla corteccia degli alberi di cinchona.

Servizi di regolazione (*regulating services*)

I servizi di regolazione sono processi ecologici che aiutano a mantenere l'equilibrio ambientale. Questi servizi sono spesso “invisibili”, ma svolgono un ruolo cruciale nel mantenere la stabilità degli ecosistemi e la qualità della vita umana.

- **Regolazione del clima e qualità dell'aria:** gli ecosistemi, come le foreste e le zone umide, influenzano il clima locale e la qualità dell'aria. Gli alberi, ad esempio, assorbono CO₂ e rilasciano ossigeno, migliorando la qualità dell'aria urbana.
- **Sequestro del carbonio:** gli ecosistemi terrestri e acquatici immagazzinano enormi quantità di gas serra. Gli oceani, in particolare, assorbono circa un terzo della CO₂ atmosferica in eccesso, giocando un ruolo cruciale nel mitigare i cambiamenti climatici.
- **Mitigazione di eventi estremi:** le barriere naturali, come le foreste e le barriere coralline, proteggono contro disastri naturali come inondazioni, frane e uragani.
- **Trattamento delle acque reflue:** zone umide e altri ecosistemi filtrano le acque reflue, decomponendo rifiuti e riducendo la presenza di patogeni dannosi.

- **Controllo biologico:** gli ecosistemi mantengono l'equilibrio tra popolazioni di organismi, come predatori e parassiti, prevenendo la diffusione di malattie e infestazioni.

Servizi di supporto (*supporting services*)

I servizi di supporto sono la base su cui si fondano tutti gli altri servizi ecosistemici. Essi includono processi che mantengono la vita e la biodiversità, come la produzione primaria e la ciclicità dei nutrienti. Gli impatti di questi servizi si manifestano spesso su lunghi periodi di tempo.

- **Habitat per le specie:** gli ecosistemi forniscono spazi vitali per una vasta gamma di specie, supportando la biodiversità necessaria per il funzionamento degli ecosistemi stessi. Foreste tropicali e boreali, ad esempio, ospitano una grande diversità di piante e animali, rappresentando un'importante riserva genetica.
- **Conservazione della diversità genetica:** la varietà genetica all'interno degli ecosistemi garantisce resilienza e adattabilità, fornendo un pool genetico per lo sviluppo di nuove varietà di colture e bestiame, e favorendo la conservazione delle specie.

Servizi culturali (*cultural services*)

I servizi culturali sono benefici immateriali che gli ecosistemi offrono:

- **Attività ricreative e salute mentale:** la natura offre opportunità per attività ricreative come passeggiate nei parchi, che migliorano sia la salute fisica che mentale delle persone.
- **Turismo:** gli ecosistemi naturali attirano milioni di turisti ogni anno, contribuendo allo sviluppo economico delle comunità locali e alla conservazione ambientale.
- **Spiritualità e senso di appartenenza:** molte religioni e culture traggono ispirazione dalla natura. Ecosistemi particolari possono avere significati spirituali o culturali profondi, come le foreste sacre o i fiumi venerati in alcune tradizioni.
- **Estetica, arte e design:** la bellezza degli ecosistemi ha da sempre ispirato artisti, designer e architetti. Ad esempio, molti progetti di design urbano sostenibile si ispirano ai processi naturali, come la raccolta dell'acqua piovana ispirata alla funzione delle foreste.

La classificazione dei servizi ecosistemici proposta dal *Millennium Ecosystem Assessment* identifica quattro principali categorie di benefici che riflettono il complesso intreccio tra le funzioni degli ecosistemi e i benefici che ne derivano per gli esseri umani.

Un ulteriore sistema di classificazione dei servizi ecosistemici è stato sviluppato dal programma TEEB, lanciato nel 2007 con l'obiettivo di valutare i benefici economici derivanti dalla biodiversità e i costi legati alla sua perdita. La classificazione proposta dal TEEB è in linea con quella del CICES e del *Millennium Ecosystem Assessment*.

Questi sistemi di classificazione forniscono un quadro essenziale per comprendere e quantificare i benefici diretti e indiretti che gli ecosistemi forniscono all'umanità, aiutando anche a definire politiche di conservazione e gestione sostenibile delle risorse naturali.

1.1.3 Servizi ecosistemici in contesti urbani

1.1.3.1 Il problema dell'urbanizzazione

Secondo il *World Population Prospects* del 2018, un rapporto pubblicato dalle Nazioni Unite che fornisce stime e proiezioni demografiche globali, si prevede che la popolazione mondiale raggiungerà gli 8 miliardi entro il 2025, per poi sfiorare i 10 miliardi entro il 2050. Questo incremento demografico riguarderà soprattutto i continenti al di fuori dell'Europa, come Africa e Asia come mostrato nella *figura 5*.

In Italia, invece, si assisterà a un declino della popolazione, con una riduzione dagli attuali 59,5 milioni a circa 55 milioni nel 2050. Questa tendenza si riflette anche in altre nazioni europee come Spagna, Portogallo, Grecia e Germania, che mostrano un'inversione di tendenza dopo anni di crescita continua (World Population Prospect, 2018).

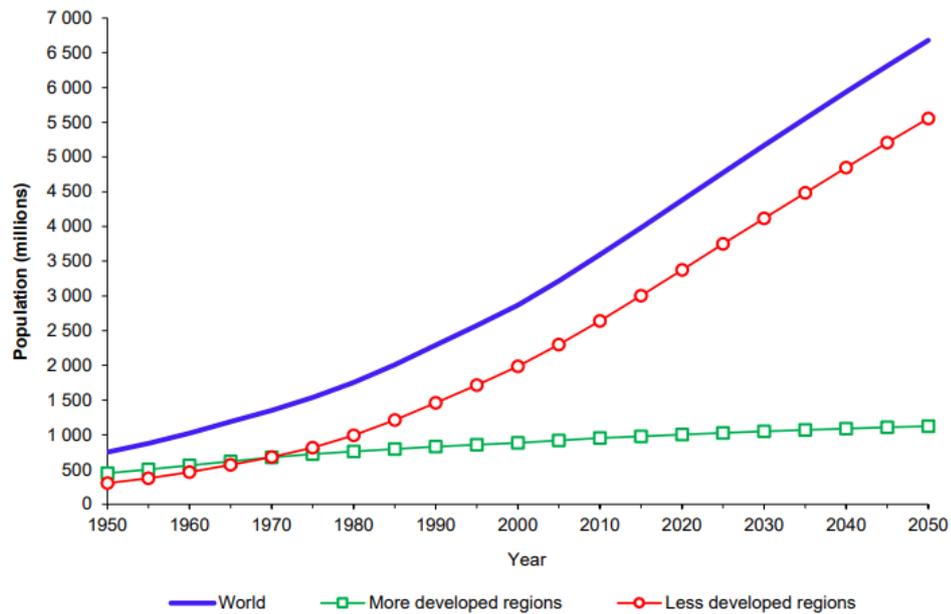


Figura 5: Confronto tra popolazioni urbane stimate e previste nel mondo, nelle regioni più sviluppate e in quelle meno sviluppate, 1950-2050 (fonte: World Population Prospects, 2018).

Ma perfino in realtà caratterizzate in termini assoluti da saldi demografici negativi, si assiste a un altro importante fenomeno, ovvero quello dell'urbanizzazione che pone sfide di pianificazione e gestione di risorse e spazi.

Secondo il *World Urbanization Prospects*, un rapporto commissionato dalle Nazioni Unite e focalizzato sull'urbanizzazione globale e le sue dinamiche, l'urbanizzazione è un processo socio-economico complesso che comporta la trasformazione di aree rurali in aree urbane, sia in termini di infrastrutture che di distribuzione della popolazione. Questo fenomeno non solo modifica l'ambiente fisico, ma incide profondamente sulle dinamiche sociali, economiche e culturali, influenzando stili di vita e comportamenti delle popolazioni (World Urbanization Prospects, 2018).

Un effetto significativo dell'urbanizzazione è quindi l'espansione delle aree urbane in termini di estensione geografica e densità abitativa, con una crescita del numero di residenti nelle città rispetto alle aree rurali. Questo fenomeno è in parte determinato dalla pianificazione urbana e dagli investimenti pubblici e privati nelle infrastrutture e negli edifici. Le città, diventando centri fondamentali per attività economiche, commercio, trasporti e scambi di informazioni, attraggono risorse, innovazione e servizi che spesso non sono accessibili nelle aree rurali.

Il livello di urbanizzazione è solitamente espresso come la percentuale della popolazione che vive nelle aree urbane, definite secondo i criteri stabiliti dai governi nazionali per distinguere le aree urbane da quelle rurali. Questo concetto include sia l'aumento della popolazione urbana, sia la crescita delle dimensioni fisiche delle città e della superficie territoriale occupata da insediamenti urbani (World Urbanization Prospects, 2018).

Secondo il *World Urbanization Prospects* del 2018, la percentuale di persone che vivono in aree urbane è passata dal 30% nel 1950 al 55% attuale e potrebbe raggiungere il 68% entro il 2050 (*figura 6*). Questo trend si manifesta in tutte le regioni del mondo, con differenze nell'intensità. Tale espansione urbana comporta una rapida conversione delle aree rurali in aree residenziali e industriali, portando a conseguenze ambientali significative come la perdita di terreni agricoli e la riduzione della biodiversità.

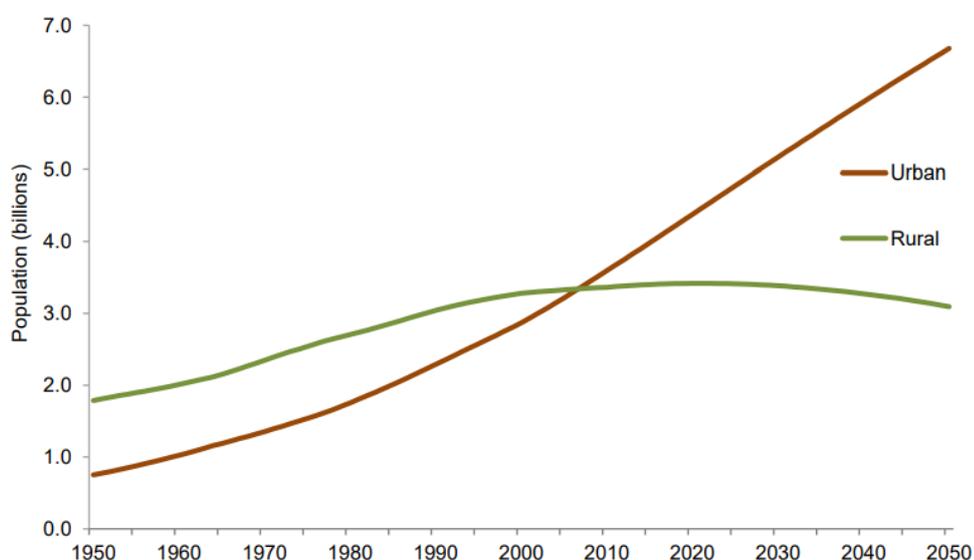


Figura 6: Aumento della popolazione urbana rispetto a quella rurale (fonte: World Urbanization Prospects, 2018).

Fenomeni simili non riguardano solo le grandi metropoli globali, ma anche realtà locali come Torino e altre città piemontesi, dove le sfide ambientali legate alla crescita demografica e all'urbanizzazione sono tuttora presenti.

La popolazione di Torino ha registrato un trend complessivamente decrescente negli ultimi decenni, in linea con altre città del nord Italia. Secondo i dati più recenti dell'ISTAT, nel 2023 la popolazione residente ammontava a circa 848.000 abitanti.

Torino è anche caratterizzata da una popolazione in fase di invecchiamento: l'età media si attesta sopra i 46 anni, e l'indice di vecchiaia continua a crescere, segnalando un aumento

della quota di persone anziane rispetto a quelle giovani. Tuttavia, nonostante il calo della popolazione, Torino sta vivendo un processo di crescente urbanizzazione.

Questo fenomeno è caratterizzato da una concentrazione sempre maggiore di abitanti e attività economiche nel centro urbano, mentre le aree rurali e periurbane continuano a subire un abbandono. Molti residenti delle zone limitrofe scelgono di trasferirsi nella città per sfruttare la maggiore disponibilità di servizi, opportunità lavorative e infrastrutture più sviluppate (ISTAT, 2023).

In conclusione, l'incremento demografico e l'urbanizzazione pongono sfide importanti a livello globale e locale, soprattutto in termini di gestione delle risorse, della pianificazione territoriale e della protezione dell'ambiente.

1.1.3.2 Impatti ambientali dell'urbanizzazione

L'urbanizzazione è un fenomeno complesso che ha un impatto significativo sull'ambiente e sulla salute umana, che si manifesta attraverso una serie di conseguenze negative. Tra le minacce più significative che le città si trovano ad affrontare a causa dell'aumento dell'urbanizzazione troviamo:

- A. **Inquinamento dell'aria e dell'acqua:** emerge come una delle problematiche più gravi. Con l'aumento delle attività industriali, dei trasporti e dell'edilizia nelle aree urbane, si verifica un incremento delle emissioni di inquinanti atmosferici e un grave scarico di rifiuti nei corpi idrici. Questo tipo di inquinamento non solo compromette la qualità dell'aria che respiriamo, ma rappresenta anche una minaccia diretta per la salute umana, contribuendo all'insorgere di malattie respiratorie, disturbi cardiovascolari e altre patologie. Inoltre, gli ecosistemi acquatici subiscono pesanti danni, poiché l'inquinamento delle acque mette a rischio la fauna ittica e la biodiversità.

- B. **Perdita di habitat e degrado del suolo:** la trasformazione di terreni precedentemente rurali o naturali in suolo urbano comporta la distruzione di ecosistemi e la scomparsa di habitat vitali per diverse specie. Questa situazione non solo minaccia la biodiversità, ma ostacola anche le funzioni ecologiche essenziali, come la purificazione dell'acqua e la regolazione del clima. L'urbanizzazione crea superfici impermeabili che ostacolano il naturale drenaggio delle acque meteoriche, aumentando i rischi idrogeologici.

- C. **Effetto isola di calore:** le città tendono a diventare significativamente più calde rispetto alle aree circostanti, un fenomeno che può portare a gravi rischi per la salute pubblica, come colpi di calore e disidratazione. Questo aumento delle temperature non solo colpisce gli esseri umani, ma danneggia anche gli ecosistemi locali, alterando gli equilibri biologici e riducendo la resilienza degli habitat naturali.
- D. **Consumo di risorse naturali:** l'urbanizzazione richiede un consumo eccessivo di risorse naturali, tra cui energia, acqua e materiali da costruzione. Questo sfruttamento intensivo può portare all'esaurimento delle risorse e generare problemi di approvvigionamento, aggravando le emissioni di gas serra che alimentano il cambiamento climatico.
- E. **Disturbo del ciclo idrologico naturale:** la trasformazione del paesaggio urbano influisce sui flussi dei fiumi, con conseguenze che possono manifestarsi in alluvioni o in scarsità d'acqua. Tali alterazioni rappresentano una minaccia per gli ecosistemi acquatici e mettono a rischio la disponibilità di acqua potabile per le comunità urbane.
- F. **Rischio per la salute:** le città, soprattutto nelle aree in via di sviluppo, affrontano sfide igienico-sanitarie legate alla gestione inadeguata dei rifiuti e delle acque reflue, che aumentano il rischio di malattie infettive. L'accesso insufficiente ad acqua potabile pulita e a servizi igienici adeguati può portare a epidemie e malattie che le strutture sanitarie, spesso sovraffollate, sono incapaci di affrontare adeguatamente.

In conclusione il crescente fenomeno dell'urbanizzazione pone sfide significative per la pianificazione e la gestione urbana, rendendo necessario e tempestivo l'equilibrio tra le esigenze delle città e la conservazione delle risorse ambientali.

1.1.3.3 I Servizi ecosistemici in ambito urbano

L'aumento dell'urbanizzazione ha portato con sé una serie di criticità, tra cui l'inquinamento, la riduzione della biodiversità e il deterioramento della qualità della vita nelle aree urbane, come appena richiamato. In tale contesto, la presenza di spazi verdi nelle città rappresenta una strategia efficace per contrastare tali problematiche. Questi spazi verdi rientrano nel concetto di *foresta urbana*, definita dalla FAO come “la rete o il sistema di alberi, gruppi di alberi e aree naturali o seminaturali presenti nelle città e nei loro dintorni, che comprende viali alberati, parchi, giardini, foreste periurbane e altri spazi verdi che contribuiscono al

benessere ambientale, economico e sociale della popolazione urbana” (FAO, 2016). Gli spazi verdi, infatti, offrono una vasta gamma di benefici, che si traducono in servizi ecosistemici essenziali per il benessere urbano. Nel presente lavoro si è scelto di adottare il modello proposto dagli autori Ferrini e Fini per classificare i benefici derivanti dal verde urbano. Questo approccio prevede una suddivisione in tre macro-categorie principali: economici, ambientali e psicologici. Tale classificazione risulta più efficace per esplorare in dettaglio come gli spazi verdi contribuiscano alla sostenibilità (Ferrini & Fini, 2017).

Benefici economici

A. Aumento dei valori di proprietà

Negli ultimi anni diverse ricerche hanno dimostrato che la presenza di aree verdi all'interno dei quartieri urbani può favorire una percezione positiva da parte dei potenziali acquirenti immobiliari, aumentando la loro disponibilità a pagare. Il collegamento tra il valore delle proprietà e la presenza di spazi verdi è stato riconosciuto già negli anni Settanta.

In uno studio del 1973, Payne ha evidenziato un aumento stimato del 7% del valore medio delle proprietà grazie alla presenza di alberi nei lotti esaminati (Payne, 1973).

Un altro studio, pubblicato un anno dopo, ha analizzato il valore delle proprietà in un quartiere di Philadelphia, vicino al Pennypack Park, stimando che un terzo del valore degli immobili fosse attribuibile alla vicinanza al parco, per le case situate entro 12 metri da esso. Con l'aumento della distanza, l'effetto diminuiva: le proprietà entro 300 metri mostravano un incremento del 9%, mentre quelle situate a 750 metri registravano un aumento solo del 4,5% (Hammer et al., 1974).

In Spagna, una ricerca condotta a Castellón e pubblicata nel 2003 ha rilevato che i valori delle abitazioni diminuivano con l'aumentare della distanza dall'area verde più vicina, sebbene l'effetto sul prezzo non fosse particolarmente significativo, e le dimensioni del parco non influenzassero il valore delle proprietà. Gli autori dello studio hanno suggerito che la presenza di numerosi piccoli spazi verdi distribuiti uniformemente sull'intera area urbana potrebbe essere una soluzione migliore rispetto alla presenza di pochi grandi parchi (Morancho, 2003). Una recente ricerca pubblicata all'inizio di quest'anno dimostra che i prezzi delle abitazioni a Wuxi, in Cina, possono variare fino al 10% in relazione ai valori dei servizi ecosistemici forniti dai parchi urbani. Tra questi, i servizi ecosistemici visibili esercitano un impatto più significativo rispetto a quelli percepiti, con una particolare

rilevanza attribuita alla presenza di alberi visibili rispetto ad altri tipi di verde urbano (Tang et al., 2025).

La valutazione del valore dei beni ambientali viene effettuata utilizzando il metodo del prezzo edonico, che si basa sull'ipotesi che le variazioni nei prezzi dei beni privati siano legate a variazioni qualitative e quantitative nei beni ambientali. Ad esempio, per calcolare l'impatto della presenza di aree verdi sul prezzo, si studia la differenza tra il valore delle proprietà in presenza e in assenza di spazi verdi, tenendo conto di tutti i fattori che possono influire sul valore finale (Livengood, 1982).

B. Entrate legate al turismo

È dimostrato che parchi e giardini botanici rappresentano attrazioni turistiche di grande efficacia, sia nelle grandi che nelle piccole città, diventando così una fonte strategica di entrate per il settore turistico. La presenza di spazi verdi contribuisce infatti ad aumentare le spese dei visitatori per cibo, trasporti, alloggi e altre attività (Ferrini & Fini, 2017).

Un esempio a sostegno di questa tesi è il Millennium Park di Chicago, dove è stato stimato che i benefici estetici e sociali del parco abbiano generato, nei primi 10 anni, circa 1,4 miliardi di dollari in aumento del valore degli immobili e circa 2 miliardi di dollari in ricavi legati al turismo.

Un altro esempio significativo è la High Line di New York, un parco pubblico realizzato su una vecchia linea ferroviaria abbandonata a Manhattan. Nel 2013, la High Line ha attirato 4,8 milioni di visitatori, di cui solo il 50% erano residenti di New York. Nel 2014, il numero di visitatori è salito a 6 milioni, generando profitti stimati in 5 miliardi di dollari per gli edifici e le attività commerciali situate nella zona circostante (Levere, 2014).

C. Riduzione dei costi del servizio sanitario

L'uso diretto delle aree verdi porta a un miglioramento della forma fisica dei residenti, poiché la presenza di un parco pubblico o di uno spazio verde esteticamente gradevole nelle vicinanze (fino a 500-1.000 metri dalla propria abitazione) incoraggia le persone a camminare e a fare esercizio (Lachowycz & Jones, 2011).

Numerosi studi scientifici hanno dimostrato come i livelli di attività fisica possano essere influenzati dall'ambiente urbano, evidenziando un'associazione tra la disponibilità di spazi verdi e i livelli di attività fisica. Non solo la quantità, ma anche la qualità degli spazi verdi urbani gioca un ruolo fondamentale nel favorire le attività fisiche (World Health Organization, 2016).

La presenza di parchi è infatti collegata a una minore probabilità di sovrappeso o obesità, a una riduzione delle malattie cardiovascolari e a una minore incidenza di malattie come il diabete mellito di tipo 2, che è la forma più comune di diabete (World Health Organization, 2016).

Benefici ambientali

A. Assimilazione e stoccaggio del carbonio e miglioramento della qualità dell'aria

Secondo i dati del Global Monitoring Laboratory (NOAA), la concentrazione atmosferica di CO₂ è aumentata significativamente negli ultimi 150 anni. Nel periodo preindustriale (intorno al 1850), i livelli di CO₂ atmosferica erano circa 280 ppm (parti per milione). Oggi, questi livelli hanno superato i 420 ppm, rappresentando un aumento di oltre il 50% rispetto ai valori iniziali (NOAA, n.d.).

La concentrazione di CO₂ nell'atmosfera ha stabilmente superato il livello critico di 400 parti per milione. Tale soglia fu superata per la prima volta nel 2013, quando le misurazioni effettuate a Manua Loa, nelle Hawaii, rivelarono un superamento di questo limite. Nel corso degli anni successivi, il record stabilito in quel periodo è diventato la nuova norma, come indicato dalla *figura 7*, con un trend in costante crescita.

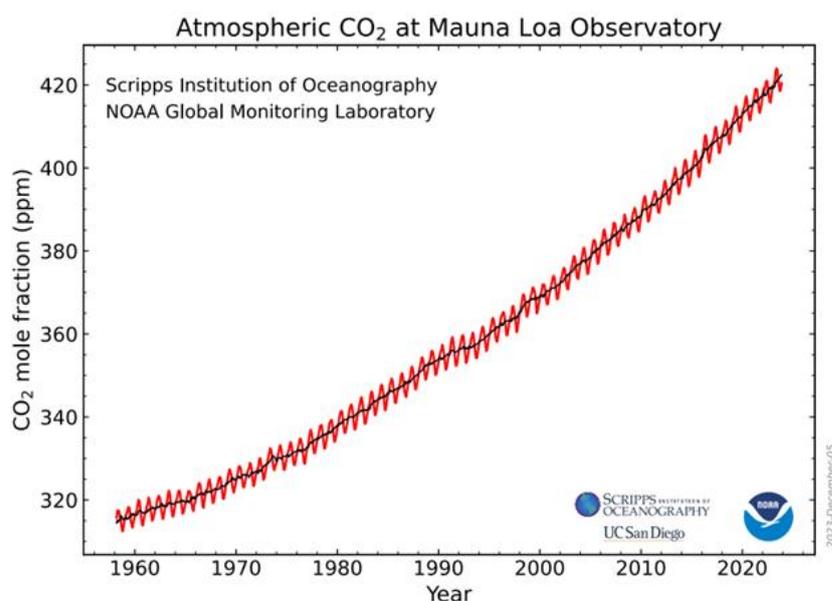


Figura 7: Aumento della concentrazione di CO₂ in atmosfera (fonte: NOAA).

In questo contesto, la piantumazione di alberi in ambiente urbano si è dimostrata particolarmente efficace, poiché contribuisce a ridurre la concentrazione di CO₂, immagazzinando il carbonio in modo duraturo in tutte le parti della pianta.

Numerosi studi hanno dimostrato che la concentrazione di CO₂ atmosferica diminuisce in proporzione alla dimensione delle aree verdi all'interno delle città (Gratani & Varone, 2014). È fondamentale distinguere tra la quantità di carbonio sequestrato e stoccato: il primo si riferisce alla quantità di CO₂ assorbita nel tempo attraverso la fotosintesi, mentre il carbonio stoccato si riferisce a quello trattenuto permanentemente nelle strutture legnose della pianta, al netto delle emissioni dovute a processi come la respirazione e la decomposizione dei residui vegetali.

L'assorbimento di CO₂ avviene principalmente tramite fotosintesi e la capacità di assorbimento dipende da tre fattori: la specie vegetale, le condizioni ambientali e lo stato di salute della pianta (Fini & Ferrini, 2013).

Sebbene le piantagioni rurali, grazie alla loro maggiore densità, assorbano una quantità di CO₂ per unità di superficie quasi doppia rispetto a quelle urbane (4-8 t/ha), la crescita degli alberi urbani risulta più rapida dal momento che essi dispongono di una maggiore superficie per crescere, determinando così un sequestro di CO₂ 4-5 volte maggiore rispetto alle stesse specie in foresta (Ferrini & Fini, 2017).

L'accumulo di CO₂ può variare significativamente: alberi di piccole dimensioni e a crescita lenta accumulano tra i 4 e i 16 kg di CO₂ all'anno, mentre alberi più grandi possono arrivare a 360 kg/anno. Tuttavia, gli alberi a crescita rapida, pur immagazzinando inizialmente più CO₂, tendono ad avere una vita più breve, perdendo quindi parte del vantaggio nel lungo periodo (Jo & McPherson, 1995).

La sopravvivenza degli alberi in ambiente urbano è un altro fattore determinante per la capacità di trattenere carbonio nel lungo termine. Il tasso di mortalità degli alberi urbani è del 10-30% nei primi cinque anni e si riduce allo 0,5-3% negli anni successivi (Miller & Miller, 1991). La selezione di specie adeguate all'ambiente urbano è essenziale per minimizzare queste perdite: specie inadatte potrebbero soffrire stress e avere una crescita più lenta, riducendo così l'efficacia nel sequestro di CO₂.

Il carbonio assorbito attraverso la fotosintesi è utilizzato dalla pianta per vari processi metabolici, tra cui la crescita, la difesa e la riproduzione. Il carbonio accumulato nella biomassa legnosa è di particolare interesse per il sequestro a lungo termine, poiché rimane intrappolato nei tessuti legnosi fino alla morte della pianta.

In un albero tipico, il 51% del carbonio è immagazzinato nel tronco, il 30% nei rami e il 3% nelle foglie (Birdsey, 1992). Le radici principali accumulano tra il 15-20% del carbonio

totale, mentre nelle radici fini la quantità di carbonio è simile a quella delle foglie (Pregitzer et al., 1993).

La quantità di CO₂ stoccata in una foresta urbana dipende da diversi fattori, tra cui la copertura arborea, il layout dell'impianto e la densità degli alberi. Ad esempio, nella città di Sacramento (California, USA), caratterizzata da una densità elevata di alberi, la CO₂ stoccata è stata stimata in 172 tonnellate per ettaro, mentre a Oakland (California, USA), dove la densità è inferiore, il valore scende a 40 tonnellate per ettaro (D. J. Nowak, 1993).

Nel 2013, gli stessi autori hanno sviluppato un approccio di valutazione per gli Stati Uniti finalizzato a stimare l'assorbimento di carbonio da parte delle foreste urbane. Lo studio ha raccolto dati sul campo provenienti da 28 città in 6 stati degli Stati Uniti, contenenti informazioni sulle caratteristiche degli alberi urbani e sulla quantità di carbonio che questi immagazzinano. Questi dati sono stati utilizzati per determinare la densità media di carbonio per unità di copertura arborea, ossia la quantità di carbonio presente per ogni metro quadrato di superficie coperta dagli alberi.

L'analisi ha inoltre impiegato immagini aeree per calcolare la copertura della volta forestale urbana e stimare lo stoccaggio e il sequestro totale del carbonio nelle aree urbane degli Stati Uniti, utilizzando il modello *i-Tree Eco*. Secondo i risultati di questo studio, le foreste urbane statunitensi sequestrano circa 2,77 tonnellate di carbonio per ettaro all'anno (con un margine di errore di 0,45 tonnellate) e stoccano circa 76,9 tonnellate di carbonio per ettaro (con un margine di errore di 13,6 tonnellate). (Nowak et al., 2013).

Secondo alcuni dati provenienti da 10 città degli Stati Uniti e dai dati nazionali sulla copertura arborea urbana, si stima che gli alberi urbani negli Stati Uniti continentali immagazzinino attualmente 700 milioni di tonnellate di carbonio (dal valore di 14.300 milioni di dollari), con un tasso lordo di sequestro del carbonio pari a 22,8 milioni di tC/anno (460 milioni di dollari/anno). L'immagazzinamento di carbonio nelle città varia da 1,2 milioni di tC a New York (New York, USA) a 19.300 tC a Jersey City (New York, USA) (Nowak & Crane, 2002).

Uno studio italiano pubblicato nel 2019 evidenzia che, sebbene gli arbusti siano meno efficienti nella rimozione degli inquinanti e nel sequestro del carbonio a causa delle loro caratteristiche strutturali, il loro contributo al miglioramento della qualità dell'aria e della salute umana rimane significativo. La loro importanza risiede nel fatto che molti arbusti usati

in ambiente urbano sono specie sempreverdi e quindi, essendo sempreverdi, fungono da barriera nei livelli inferiori delle piantagioni urbane, dove gli alberi, spogli durante alcune stagioni, non riescono a svolgere una funzione di mitigazione dell'aria (Baraldi et al., 2019).

B. Riduzione dell'effetto isola di calore

La concentrazione della popolazione e delle costruzioni su porzioni limitate di territorio altera significativamente le condizioni climatiche locali rispetto alle aree rurali circostanti (Oke, 2002) (Petralli et al., 2009).

Questo fenomeno è causato da variabili meteorologiche come i regimi del vento e la distribuzione delle temperature, e nelle città si manifesta con l'effetto noto come “isola di calore urbana”, che determina un aumento delle temperature rispetto alle aree non urbanizzate.

Nella *figura 8* vengono mostrate le variazioni della temperatura dell'aria durante il giorno e la notte registrate al di sopra di diverse superfici. Le temperature variano in base a fattori quali stagioni, condizioni meteorologiche, intensità del sole e copertura del suolo.

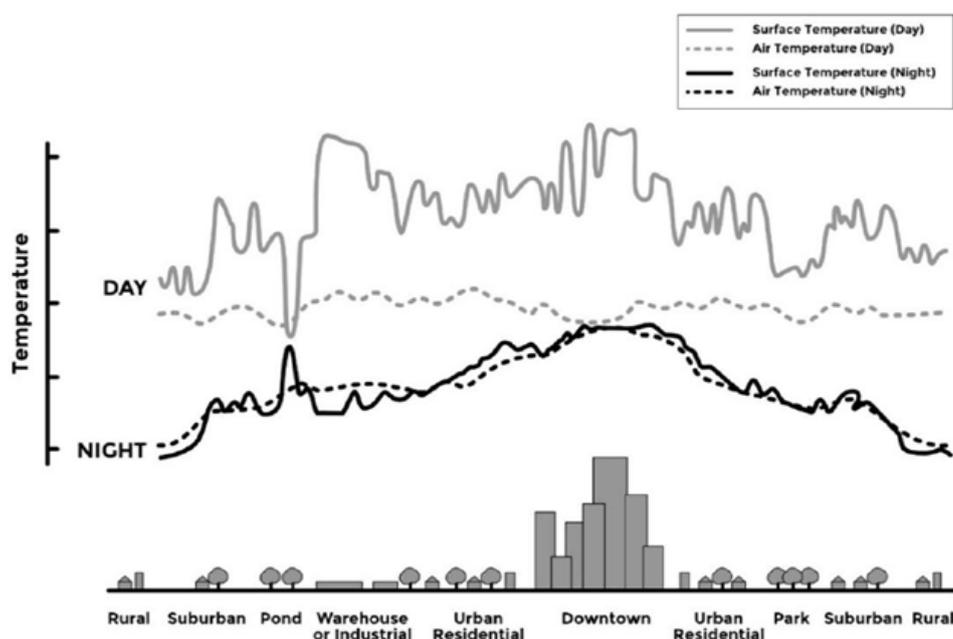


Figura 8: Variazioni relative alla temperatura dell'aria e della superficie durante il giorno e la notte sopra le superfici con strutture diverse (fonte: EPA, 2008)

Nell'ambito del cambiamento climatico, gli eventi estremi, come le ondate di calore, possono avere conseguenze particolarmente gravi sulle aree urbane e sulla popolazione. Secondo il WMO (World Meteorological Organization) un'ondata di calore si ha quando si verificano almeno 6 giorni consecutivi in cui la temperatura massima è superiore al 90°

percentile di quel determinato giorno rispetto al periodo climatologico di riferimento (1981-2010 o se disponibile 1991-2020). In Italia, nel periodo tra il 15 maggio e il 15 luglio 2022, il primo rapporto estivo sull'impatto delle ondate di calore ha registrato un aumento della mortalità del 9% nelle 33 città monitorate, con un picco del 21% nelle prime due settimane di luglio, corrispondente a 733 decessi in più rispetto al normale (Dipartimento di Epidemiologia, 2022).

Il rapporto sull'impatto delle ondate di calore si è basato su tre sistemi di sorveglianza: ondate di calore (HHWWS), mortalità giornaliera (SISMG) e accessi in Pronto Soccorso (PS), pubblicato sul Repository di Epidemiologia & Prevenzione.

La presenza di alberi in città si è dimostrata una soluzione efficace per ridurre l'isola di calore urbana e le emissioni di CO₂ prodotte dagli edifici, con una riduzione che varia dal 5 al 20%, dovuta principalmente alla diminuzione dei consumi energetici per il raffrescamento (Donovan & Butry, 2009).

Gli studi sui parchi urbani di grandi dimensioni hanno dimostrato che questi spazi verdi registrano temperature dell'aria inferiori rispetto all'ambiente circostante (Spronken-Smith & Oke, 1998).

Inoltre, l'effetto di mitigazione dei parchi può estendersi anche all'ambiente urbano vicino, con una riduzione delle temperature particolarmente evidente nelle strade sottovento rispetto al parco (Dimoudi & Nikolopoulou, 2003).

Ulteriori studi sperimentali hanno stimato che la presenza di parchi urbani può ridurre la temperatura tra 1 e 5 °C, a seconda delle dimensioni del parco (Ca et al., 1998) (Robitu et al., 2006).

Ad esempio, uno studio condotto a Singapore ha evidenziato che la differenza di temperatura tra l'interno e l'esterno di un parco può arrivare fino a 1,3 °C (Chen & Wong, 2006).

In un'altra ricerca realizzata a Città del Messico, un parco urbano di 2 km di estensione ha ridotto la temperatura di 2-3 °C rispetto alle aree urbanizzate circostanti, e l'effetto di mitigazione è stato misurato fino a una distanza di 2 km dal parco, corrispondente alla sua stessa estensione (Jauregui, 1990).

Anche a livello di microscala, la presenza di aree verdi in città ha dimostrato di influire positivamente sulla riduzione della temperatura grazie all'ombreggiamento delle superfici urbane e degli edifici e all'evapotraspirazione (Hsieh et al., 2018).

I risultati ottenuti in uno studio pubblicato nel 2012, hanno mostrato che nelle aree urbane studiate, l'aggiunta di alberi riduce la temperatura dell'aria nei cosiddetti "canyon urbani" di

4,1 °C e quella della pavimentazione e delle pareti degli edifici rispettivamente di 15,9 e 8,9 °C (Loughner et al., 2012).

C. Rimozione degli inquinanti

Le piante non solo assimilano e immagazzinano anidride carbonica nel lungo periodo, ma sequestrano anche inquinanti atmosferici, sia solidi come il particolato (PM₁₀, PM_{2.5}), sia gassosi come gli ossidi di azoto, di zolfo e l'ozono (Ferrini & Fini, 2017).

Le città italiane, come molte altre nel mondo, superano spesso i limiti di inquinamento atmosferico stabiliti dall'OMS. Oltre l'85% della popolazione urbana dell'Unione Europea è esposta a livelli di particolato superiori ai valori indicati dalle linee guida sulla qualità dell'aria, con una situazione critica anche in Italia per quanto riguarda i livelli di ozono e ossidi di azoto (EEA, 2013).

Il progetto Aphekom ha valutato i benefici di ridurre l'esposizione a particolato (PM) e ozono (O₃) in 25 città europee. I risultati mostrano che l'esposizione cronica a PM_{2.5} è il maggiore onere sanitario. Rispettando i valori indicati dall'OMS, l'aspettativa di vita all'età di 30 anni potrebbe aumentare di 22 mesi, evitando 19.000 decessi e risparmiando circa 31 miliardi di euro (Pascal et al., 2013).

Uno studio condotto a Barcellona ha classificato le città europee con la più alta mortalità causata dalla mancanza di spazi verdi. Il 62% della popolazione vive in aree con meno spazi verdi di quanto raccomandato dall'OMS, con 42.968 decessi prevenibili associati a questa carenza (Commissione Europea, 2021).

Un rapporto dell'OMS del 2013 ha evidenziato che nelle città italiane l'inquinamento atmosferico causa 8.220 decessi all'anno per concentrazioni di PM₁₀ superiori a 20 µg/m³, pari al 9% della mortalità tra gli over 30. L'ozono a livelli superiori a 70 µg/m³ contribuisce allo 0,6% di tutte le cause di mortalità (WHO, 2013).

Nel 2021, l'Unione Europea ha adottato il "*Piano d'azione verso un inquinamento 0 dell'aria, dell'acqua e del suolo*" come parte del Green Deal europeo e dell'Agenda 2030, con l'obiettivo di ridurre del 55% le morti premature causate dall'inquinamento atmosferico. Questo traguardo può essere raggiunto anche grazie alla capacità delle piante di assorbire gli inquinanti atmosferici (Commissione Europea, 2021).

Uno studio pubblicato nel 2000, ha dimostrato che la capacità delle piante di catturare il particolato dipende dalle caratteristiche del sito e delle specie arboree. Per esempio, in un

parco di 10 ettari, un olmo inglese di 21 metri ha assorbito 1.071 g di particolato in una sola stagione, mentre un tiglio di 12 metri ha ridotto gli inquinanti di 488 mg/m² (Beckett et al., 2000).

Stime indicano che ogni m² di superficie fogliare può assorbire da 70 mg a 2,8 g di particolato all'anno (Nowak., 2008). Inoltre, un aumento della copertura arborea del 54% ridurrebbe la concentrazione di PM del 26% nell'area delle West Midlands nel Regno Unito, eliminando 200 tonnellate di particolato all'anno. In maniera analoga a Glasgow, un incremento della copertura arborea dal 3,6 all'8% ne ridurrebbe la concentrazione del 2% (McDonald et al., 2007).

Da alcuni modelli elaborati negli Stati Uniti all'interno di un progetto effettuato a Chicago, è stato calcolato che la componente arborea, con una copertura dell'11% ha rimosso in un anno 591 tonnellate di inquinanti. Tra questi l'inquinante maggiormente rimosso è stato il PM₁₀, (212 t), seguito da ozono (191 t), biossido di azoto (89 t), biossido di zolfo (84 t), e monossido di carbonio (15 t) (Mcpherson et al., 1994).

In Italia, uno studio del 2012 nell'area metropolitana di Roma ha analizzato la diversità arborea e la capacità di rimozione dell'ozono troposferico. I risultati suggeriscono che la diversità degli alberi mantiene stabile la funzione di rimozione degli inquinanti, anche in condizioni climatiche variabili, con benefici economici stimati tra 2 e 3 milioni di dollari l'anno (Manes et al., 2012),

Un'estensione dello studio, pubblicata due anni dopo, ha dimostrato che la capacità di assorbimento delle piante varia in base alla tipologia arborea (latifoglie, conifere) e alle condizioni climatiche, con una riduzione del PM₁₀ drasticamente inferiore nelle annate siccitose per le latifoglie decidue (Gratani & Varone, 2014).

Un'ulteriore ricerca italiana ha evidenziato come la vegetazione di Villa Ada a Roma abbia ridotto di oltre 4 tonnellate la quantità di PM₁₀ durante il corso del 2012 per un valore stimato di 80.000 euro (Silli et al., 2015).

In sintesi, la gestione diversificata delle aree verdi e la presenza di una varietà di specie arboree possono contribuire significativamente alla riduzione degli inquinanti atmosferici, con importanti benefici per la salute pubblica e per l'ambiente urbano.

D. Regimazione degli afflussi e deflussi idrici

In Italia, il territorio urbanizzato rappresenta circa l'8% della superficie nazionale totale, pari a 23.500 km², un'area equivalente a quella di Puglia e Molise, con una media di 415 mq per abitante.

Il fenomeno dell'espansione urbana è evidente anche negli Stati Uniti, dove, come dimostra uno studio del 2007, l'area urbanizzata nelle principali città è cresciuta notevolmente, mentre la popolazione è rimasta stabile. Ad esempio, tra il 1970 e il 1990, la regione di Chicago ha visto un'espansione del 24% della superficie urbanizzata, a fronte di una crescita della popolazione di solo l'1%. Anche in Italia, tra il 1991 e il 2011, la superficie urbanizzata è aumentata del 15%, mentre la popolazione è cresciuta solo dello 0,4% (Kim, 2007).

Questa espansione urbana è strettamente collegata ai problemi di gestione degli eccessi idrici. L'impermeabilizzazione del suolo, dovuta all'uso di materiali come cemento e asfalto, riduce l'infiltrazione dell'acqua piovana nel terreno, aumentando il deflusso superficiale e contribuendo al rischio di alluvioni e inondazioni nelle città italiane. Inoltre, la copertura del suolo con materiali impermeabili interferisce con gli scambi gassosi tra terreno e atmosfera, riducendo la fertilità del suolo e la vitalità delle piante. Questo fenomeno può aggravare l'effetto isola di calore urbana, contribuendo all'aumento delle temperature nelle città (Ferrini & Fini, 2017).

L'incremento della vegetazione urbana, come alberi, arbusti e prati, rappresenta una soluzione efficace per ridurre la superficie di suolo impermeabilizzato. La vegetazione intercetta l'acqua piovana, ritardando il deflusso e riducendo l'impatto diretto dell'acqua sul terreno. Inoltre, il sistema di radici delle piante contribuisce a stabilizzare il suolo, riducendo il rischio di erosione durante piogge torrenziali (Armson et al., 2013).

La vegetazione influisce anche positivamente sulla qualità dell'acqua che raggiunge la falda. Gli alberi e altre piante possono rimuovere le sostanze inquinanti dall'acqua piovana attraverso vari processi naturali, come:

- Biofiltrazione: piante e microrganismi rimuovono sostanze inquinanti e particelle dall'acqua piovana.
- Fitovolatilizzazione: le piante volatilizzano gli inquinanti organici, rilasciando in atmosfera attraverso le foglie.
- Fitoestrazione: le piante assorbono e immagazzinano contaminanti nei loro tessuti (Ferrini & Fini, 2017).

Uno studio condotto da Yang ha analizzato i servizi ecosistemici idrici forniti dagli spazi verdi urbani nella città di Yixing, Cina. I ricercatori hanno quantificato la capacità di regolazione e purificazione delle acque piovane degli spazi verdi. Tra il 2007 e il 2009, gli spazi verdi urbani hanno immagazzinato in media $5,3 \times 10^7$ m³ di pioggia all'anno, intercettando oltre l'88% delle precipitazioni. La capacità di regolazione variava in base al tipo di spazio verde: le foreste urbane hanno immagazzinato in media $4,7 \times 10^7$ m³/anno, mentre i prati urbani hanno contribuito con $5,8 \times 10^6$ m³/anno (Yang et al., 2015).

Uno studio pubblicato nel 2020 ha esaminato il ruolo dello spazio verde urbano (Urban, Green Spaces, UGS) nella regolazione del deflusso idrico e dell'equilibrio idrologico nelle città. Utilizzando il software di modellazione i-Tree Hydro, i ricercatori hanno valutato l'effetto dell'UGS sulla riduzione del deflusso superficiale in diversi scenari di copertura del suolo. I risultati hanno mostrato che gli spazi verdi esistenti possono mitigare circa 15.871.900 m³ di deflusso, pari al 9,85% del volume totale, e intercettare il 9,69% delle precipitazioni totali attraverso la chioma degli alberi (Song et al., 2020).

Un ulteriore studio recente ha analizzato la capacità degli alberi di intercettare l'acqua piovana, importante per gestire le intense precipitazioni in ambito urbano. Dieci specie di alberi di Shanghai sono state esaminate per determinare la capacità di foglie, rami e corteccia di trattenere l'acqua durante eventi piovosi simulati. I risultati dello studio hanno dimostrato che foglie intercettano tra 0,05 e 0,34 mm, i rami tra 0,13 e 0,24 mm e la corteccia tra 0,29 e 1,22 mm. Inoltre è stato possibile affermare che la corteccia è l'organo con la maggiore capacità di intercettazione, mentre le specie conifere si sono dimostrate più efficienti rispetto a quelle a foglia larga (Wang et al., 2023).

In sintesi, l'uso strategico della vegetazione urbana può migliorare la gestione idrica e la qualità dell'acqua, contribuendo a ridurre il rischio di inondazioni delle città.

E. Riduzione inquinamento acustico

Numerosi studi hanno confrontato la qualità della vita per le persone che vivono in aree silenziose e rumorose e hanno scoperto che coloro che vivono in luoghi particolarmente tranquilli nelle zone rurali o in prossimità di aree verdi di grandi dimensioni hanno una migliore qualità della vita.

Gli alberi infatti sono in grado di attutire i rumori delle varie attività urbane apportando un contributo non trascurabile anche nella salute acustica (Cohen et al., 2014).

La distanza del margine stradale all'interno del quale si concretizza la riduzione del rumore da parte di una barriera acustica vegetale e non, è molto variabile.

È importante ricordare il diverso comportamento della barriera a seconda della frequenza del rumore emesso. È stato evidenziato come il campo di efficacia della vegetazione oscilla da 0.5 kHz fino a 2 kHz, questo a discapito della sensibilità dell'orecchio umano che ha il suo picco di sensibilità tra i 2 e i 5 kHz. A ciò bisogna aggiungere che i rumori originatisi dal traffico stradale hanno frequenza tra i 0,25 e i 2 kHz, quindi un campo di frequenze non completamente coperto dall'azione protettiva della vegetazione (Grossoni & Lorenzini, 1993).

F. Promozione della biodiversità

Tra i servizi ecosistemici forniti dalle aree verdi urbane, vi è il mantenimento e l'incremento della biodiversità. La biodiversità include la varietà di specie presenti negli ecosistemi, come piante, animali, funghi e microrganismi. A differenza degli ecosistemi naturali, quelli urbani sono un ibrido tra elementi naturali e artificiali, in cui le interazioni sono influenzate non solo dall'ambiente, ma anche da altri fattori, come quelli culturali, economici, politici e sociali.

La presenza di spazi verdi nelle città è essenziale per favorire la fauna selvatica in ambienti spesso ostili alla loro sopravvivenza. Le aree urbane ospitano comunità vegetali e animali complesse, e la biodiversità urbana gioca un ruolo fondamentale non solo nella conservazione delle specie, ma anche nella sensibilizzazione dell'opinione pubblica e nella promozione dello sviluppo sostenibile (Dinetti, 2008).

Il mantenimento della biodiversità nelle città contribuisce a renderle più “*environmental-friendly*”, favorendo l'equilibrio tra gli ecosistemi, le popolazioni animali e i loro habitat. Garantire che le specie locali abbiano spazi adeguati in cui vivere è cruciale per sostenere e incrementare la biodiversità urbana. Per questo motivo, le aree urbane devono essere riconosciute come luoghi importanti per la tutela e la conservazione della biodiversità, il che richiede una maggiore attenzione da parte degli urbanisti e dei gestori delle aree verdi (Ferrini & Fini, 2017).

Questi ultimi, in particolare, dovrebbero puntare al mantenimento e, dove possibile, all'aumento della biodiversità attraverso una gestione sostenibile del verde urbano,

includendo non solo i parchi e le aree verdi, ma anche gli alberi stradali e i boschi urbani (McKinney, 2002).

Uno studio del 2024 condotto su 12 parchi urbani a Chengdu (Cina) ha concluso che il modello paesaggistico influisce significativamente sulle percezioni dei residenti riguardo ai servizi ecosistemici culturali. In particolare, l'aggregazione di elementi naturali migliora le percezioni estetiche e ricreative, mentre la frammentazione degli stessi e l'eccessiva densità di elementi artificiali ostacolano le esperienze di sport all'aperto e la qualità visiva (Bi et al., 2024).

La pianificazione urbana dovrebbe essere quindi orientata verso la conservazione di questa biodiversità, che contribuisce non solo alla salute degli ecosistemi, ma anche al benessere umano.

Benefici socio-psicologici

Diverse ricerche hanno evidenziato un'associazione tra livelli più elevati di copertura verde e una diminuzione della mortalità, nonché una minore incidenza di malattie cardiovascolari (James et al., 2016).

Le politiche ambientali mirate a promuovere l'espansione delle aree verdi possono fornire opportunità per l'attività fisica, ridurre l'esposizione a inquinanti primari e secondari, aumentare l'impegno sociale e migliorare la salute mentale.

Le ricerche sui rapporti uomo-pianta consentono un'analisi approfondita dei benefici che la presenza di aree verdi può avere sugli individui, riguardanti vari domini: fisico, psicologico, intellettuale, sociale e spirituale (Hartig et al., 2014).

Per quanto riguarda il dominio fisico, è evidente che l'attività fisica, facilitata dalla presenza di aree verdi, riduce il rischio di problemi legati a glicemia, colesterolo, trigliceridi e pressione sanguigna elevata (Hartig et al., 2003). La presenza di spazi verdi è correlata a una minore incidenza di malattie respiratorie, contribuendo anche a una minore tendenza all'obesità e al mantenimento di un indice di massa corporea inferiore nei bambini (West et al., 2012).

Inoltre, le aree verdi influenzano positivamente i parametri alla nascita e la crescita dei neonati, oltre alla gestazione delle madri. Uno studio ha dimostrato che la presenza di alberi entro 50 metri dall'abitazione riduce il numero di parti prematuri e di nati sottopeso rispetto a situazioni in cui le abitazioni sono lontane da aree verdi (Donovan et al., 2011).

Quattro ipotesi sono state formulate per spiegare l'influenza del verde sui nascituri: 1) riduzione dell'esposizione a inquinanti nocivi; 2) maggiore spazio per attività fisica e ricreativa; 3) creazione di un ambiente favorevole a influenze psicosociali, come l'aumento dei contatti sociali; 4) riduzione dello stress psicologico e della depressione (van den Berg et al., 2010).

Nel dominio intellettuale, l'ambiente esercita un'influenza significativa sui bambini, in particolare su quelli delle fasce più vulnerabili, che beneficiano maggiormente della presenza di spazi verdi (Snell et al., 2016). Uno studio recente ha mostrato che i bambini che si trasferiscono da aree fortemente urbanizzate a zone verdi presentano miglioramenti nel rendimento scolastico e nella capacità di attenzione (Hodson & Sander, 2017). Pertanto, lo spazio verde pubblico dovrebbe essere progettato e gestito secondo linee guida che lo allontanino dalla visione di semplice area di rinverdimento, esaltandone le potenzialità nel miglioramento del benessere psicologico e conferendogli un ulteriore valore aggiunto (Sanesi et al., 2006). Questi risultati sottolineano l'importanza di integrare la natura nel contesto urbano, contribuendo a migliorare la qualità della vita dei cittadini.

Per quanto riguarda il dominio psicologico, come indicato in uno studio italiano pubblicato nel 2002, l'ambiente fisico in cui vive un individuo ha un'influenza profonda sul suo comportamento sociale. Studi condotti da psicologi sociali hanno dimostrato che le persone residenti in aree urbane si comportano in modo diverso rispetto a quelle che abitano in zone rurali, le quali beneficiano di un contatto diretto con la natura, spesso assente nelle città (Ferrini et al., 2002).

Un recente studio condotto a Londra ha evidenziato una correlazione inversa tra l'uso di antidepressivi e la presenza di alberature stradali (Taylor et al., 2015).

È scientificamente dimostrato che gli individui reagiscono positivamente alla presenza di vegetazione, in particolare degli alberi, non limitandosi a notare la loro bellezza. Un ambiente ricco di vegetazione stimola la mente senza sforzo, contribuendo a tranquillizzarla e a rivitalizzarla. Questa interazione tra mente e corpo si traduce in effetti positivi, come un senso di freschezza e rinvigorimento dell'intero sistema (Ferrini et al., 2002).

In questo contesto, Wilson nel 1984 ha introdotto il concetto di "Biofilia", definendolo come il complesso delle connessioni che gli esseri umani cercano sub-coscientemente con il mondo vivente (Wilson, 1984). La ricerca nel campo della psicologia ambientale suggerisce

che il desiderio di contatto con la natura svolge un'importante funzione adattativa e di restauro psicologico (van den Berg et al., 2010).

Tuttavia, ci sono evidenze che indicano che la percezione dell'ambiente può variare da individuo a individuo, con reazioni diverse anche di fronte a tipologie di verde simili, come un bosco urbano rispetto a un parco progettato (Gerstenberg & Hofmann, 2016). Questa variabilità suggerisce l'importanza di considerare le diverse esperienze personali e le preferenze nel progettare spazi verdi urbani, al fine di massimizzare i benefici psicologici e sociali che essi possono offrire.

1.2 Misurabilità dei servizi ecosistemici

1.2.1 Problematiche legate alla misurabilità di parametri e indici dei servizi ecosistemici

La misurabilità dei servizi ecosistemici è un aspetto cruciale nella gestione sostenibile delle risorse naturali, soprattutto in contesti urbani, dove le aree verdi svolgono funzioni vitali per il benessere umano e la salute ambientale come visto finora. I servizi ecosistemici devono infatti essere quantificati per poter essere integrati nella pianificazione urbana e nella gestione delle città (Costanza et al., 1997).

Risulta quindi necessario estrapolare dei parametri caratteristici e significativi con cui determinare e ponderare il loro valore.

Tuttavia, la quantificazione dei servizi ecosistemici risulta difficile a causa della complessità degli ecosistemi stessi. I servizi forniti dalle aree verdi sono interconnessi e influenzati da numerose variabili ambientali e sociali, rendendo difficile misurare singoli benefici. Ad esempio, la capacità di un parco urbano di migliorare la qualità dell'aria dipende dalla composizione delle specie arboree, dalla loro distribuzione e dalla gestione del suolo nella componente arborea e in quella erbacea (Nowak et al., 2008).

Oltre ai benefici ambientali, risulta complessa anche la quantificazione dei servizi ecosistemici culturali, come il valore estetico e il benessere psicologico che le aree verdi offrono ai cittadini. Questi benefici sono spesso soggettivi e difficili da misurare con metriche tradizionali, poiché variano in base alle percezioni individuali e alle esperienze

personali. La difficoltà nel quantificare questi aspetti limita la loro inclusione nelle analisi economiche e nelle decisioni di pianificazione, nonostante il loro impatto significativo sul benessere dei cittadini (Ferrini & Fini, 2017).

Una delle principali difficoltà è rappresentata dalla mancanza di standardizzazione nei metodi di misurazione. Le metriche utilizzate per valutare i servizi ecosistemici possono variare significativamente a seconda del contesto e degli obiettivi di gestione, complicando la comparabilità dei dati e la loro applicazione in diverse realtà urbane. Inoltre, l'assenza di dati storici complica la possibile standardizzazione della loro quantificazione (Fisher et al., 2009).

Infine l'aspetto economico dei servizi ecosistemici rappresenta un ulteriore problema dal momento che non esistono dei modelli economici che li rappresentano, causando una sottovalutazione del loro reale valore. Questo comporta una limitazione, dal momento che non esiste ancora una standardizzazione e una valutazione economica non vengono considerati nella gestione e pianificazione del verde urbano (Costanza et al., 1997).

1.2.2 Uso delle nuove tecnologie per la misurazione e criterio di scelta di alcuni servizi ecosistemici erogati dal verde urbano

Come descritto nel paragrafo precedente, una delle principali difficoltà risiede nella misurazione dei benefici che tali servizi apportano alla popolazione. Questo problema si manifesta in modo particolare poiché alcuni servizi, prevalentemente quelli di tipo ambientale, vengono quantificati attraverso grandezze fisiche oggettive, mentre altri, come i servizi culturali, sono espressi tramite grandezze statistiche o percezioni soggettive.

Tuttavia, le nuove tecnologie offrono strumenti avanzati per superare i limiti che caratterizzano la misurabilità dei servizi ecosistemici e consentono di affrontare le difficoltà descritte e di rispettare gli obiettivi prefissati in questa ricerca. In particolare, l'utilizzo di tecnologie innovative ha permesso, in questo lavoro, di apportare un criterio di scelta e identificare alcuni servizi ecosistemici forniti dalle aree verdi che si caratterizzano per una misurazione semplificata, rapida, ripetibile ed economicamente sostenibile.

Tra le tecnologie sofisticate ed emergenti, l'uso di antenne GNSS (*Global Navigation Satellite System*) e laser scanner migliorano significativamente la raccolta di dati relative alle

biometriche degli esemplari e permettono la ricostruzione dettagliata dell'intero ecosistema urbano. Questi strumenti consentono di mappare e monitorare le aree verdi con elevata precisione, riducendo significativamente i tempi richiesti dai tradizionali metodi di campionamento manuale, facilitando in tal modo una valutazione più rapida ed efficace dei servizi ecosistemici.

I laser scanner creano modelli tridimensionali dettagliati dell'ambiente e permettono, per esempio, la rappresentazione delle chiome arboree, del loro diametro, delle altezze e di altre biometriche degli esemplari arborei. Attraverso poi l'utilizzo di specifici software è possibile utilizzare i dati ottenuti con gli strumenti ed estrarre le metriche, permettendo di analizzare la distribuzione e la densità della vegetazione.

Un'altra soluzione tecnologica emergente è il software i-Tree, che sfrutta le metriche raccolte tramite laser scanner e altri strumenti di rilievo per fornire una valutazione completa dei servizi ecosistemici offerti dalle aree verdi. i-Tree è un potente strumento di analisi che consente di quantificare i servizi ecosistemici forniti dagli alberi urbani come:

- Purificazione dell'aria attraverso la rimozione della concentrazione di inquinanti atmosferici (CO, SO₂, O₃, NO₂, PM₁₀ e PM_{2.5});
- sequestro e stoccaggio di carbonio;
- deflussi idrici con valutazione della riduzione delle portate superficiali;
- produzione di ossigeno;

Utilizzando i dati tridimensionali ottenuti dai laser scanner e successivamente, scalati e georiferiti grazie all'uso di antenne GNSS, i-Tree può quantificare i servizi ecosistemici sopra elencati, attraverso il modello *Urban Forest Effects* (UFORE), che integra equazioni convalidate tramite revisione paritaria (peer review) e supportate da metodi di stima scientificamente robusti, derivati da migliaia di applicazioni pratiche (Nowak et al., 2008).

Inoltre, questo software permette di tradurre i benefici ecologici forniti dalle aree verdi in termini monetari, facilitando la loro integrazione nelle decisioni di pianificazione urbana e giustificando gli investimenti nella gestione sostenibile delle risorse naturali.

In sintesi, le nuove tecnologie, inclusi strumenti di rilevamento avanzati come antenne GNSS, laser scanner e software che utilizzano equazioni convalidate come i-Tree, stanno

rivoluzionando la capacità di misurare e valorizzare i servizi ecosistemici urbani. Questi strumenti migliorano la precisione delle misurazioni delle metriche degli esemplari permettendo così di identificare servizi ecosistemici urbani che siano di veloce, ripetibile, agevole e, soprattutto, economica misurazione.

Inoltre queste innovazioni, consentono un monitoraggio continuo e dettagliato, essenziale per lo sviluppo di politiche di gestione del verde urbano volte ad ottimizzare la pianificazione e la manutenzione, massimizzando i benefici ecologici e sociali offerti dalle aree verdi nelle città.

1.3 La certificazione PEFC

1.3.1 Le certificazioni ambientali e gli ESG

Nei paragrafi precedenti è stata descritta una delle sfide cruciali del nostro tempo: la gestione della crescente urbanizzazione e le problematiche ad essa associate. È stato evidenziato come i servizi ecosistemici forniti dalle foreste urbane, attraverso la loro quantificazione e gestione mediante metodologie e strumenti innovativi, possano contribuire a mitigare gli effetti negativi, migliorare le condizioni delle città e delineare scenari futuri più sostenibili.

In questo contesto si inseriscono i sistemi di certificazione ambientale, nati dalla crescente consapevolezza dell'impatto ambientale delle attività umane, in particolare nelle aree urbane, e dalla necessità di promuovere un modello di sviluppo sostenibile.

I sistemi di certificazione ambientale sono strumenti standardizzati che verificano, misurano e incentivano pratiche rispettose dell'ambiente. Nascono con l'obiettivo di:

1. **Misurare e migliorare l'impatto ambientale:** monitorando l'utilizzo delle risorse naturali e la riduzione dell'inquinamento.
2. **Fornire standard riconosciuti:** facilitando la comunicazione con gli stakeholder e aumentando la credibilità delle organizzazioni.
3. **Promuovere la trasparenza:** attraverso la verifica indipendente di pratiche sostenibili.

Tra i principali sistemi di certificazione ambientale è possibile trovare:

- **ISO 14001:** standard internazionale per la gestione ambientale, che guida le organizzazioni nella riduzione dei loro impatti ambientali.
- **EMAS (*Eco-Management and Audit Scheme*):** strumento dell'Unione Europea che si basa su ISO 14001, ma con requisiti più stringenti, come la pubblicazione di una dichiarazione ambientale verificata.
- **FSC (*Forest Stewardship Council*) e PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification*):** sistemi che certificano la gestione sostenibile delle foreste.

I sistemi di certificazione ambientale inoltre rappresentano uno degli strumenti chiave per supportare i criteri ESG. L'acronimo ESG contiene tre termini:

- **Environmental:** il criterio "Ambientale" riguarda l'impatto che un'azienda ha sull'ambiente, considerando fattori come l'uso delle risorse naturali, la gestione dei rifiuti, le politiche di riduzione delle emissioni e l'adattamento ai cambiamenti climatici.
- **Social:** si concentra sulle relazioni dell'organizzazione con dipendenti, comunità e altri stakeholder. Include: parità di trattamento, diversità e inclusione o ad esempio la sicurezza e il benessere dei lavoratori.
- **Governance:** riguarda il modo in cui un'organizzazione è gestita e come vengono prese le decisioni. Comprende: trasparenza e responsabilità nella gestione, lotta alla corruzione e pratiche di etica aziendale.

Si tratta quindi di tre dimensioni fondamentali per verificare, misurare, controllare e sostenere l'impegno in termini di sostenibilità di un'impresa o di una organizzazione.

Nello specifico, si deve condurre l'ESG a una serie di criteri che si concretizzano in un insieme di standard operativi per garantire il raggiungimento di determinati risultati ambientali, a livello sociale e di governance delle imprese.

In conclusione si può affermare come i sistemi di certificazione ambientale, inclusi quelli legati al verde urbano, rappresentino strumenti chiave per supportare l'integrazione dei criteri ESG nelle pratiche aziendali e amministrative. Questi sistemi forniscono linee guida standardizzate e verificabili che permettono alle organizzazioni di dimostrare il loro impegno verso la sostenibilità. Tale impegno può concretizzarsi sia attraverso l'adozione diretta di comportamenti sostenibili, come la gestione responsabile delle risorse naturali e la tutela del

verde urbano, sia mediante l'acquisto sul mercato di certificati di sostenibilità, che compensano gli impatti ambientali generati dalle attività produttive.

1.3.2 Il sistema di certificazione PEFC

Il PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification*) è uno dei principali sistemi di certificazione forestale al mondo. Fondato nel 1999 in Europa, il PEFC è nato come risposta alla crescente preoccupazione globale per la deforestazione e il degrado ambientale (*figura 9*).



Figura 9: Logo certificazione PEFC

Il PEFC è stato sviluppato in Europa nel 1998 (il nome originale era *Pan European Forest Certification*), con il contributo di vari stakeholder del settore forestale, tra cui associazioni di proprietari forestali, organizzazioni ambientaliste, enti governativi e rappresentanti dell'industria del legno. L'idea fondamentale era quella di creare un sistema di certificazione che fosse accessibile anche alle piccole e medie proprietà forestali, spesso escluse dai meccanismi più complessi e costosi di altre certificazioni.

Nel 2004, il PEFC si è espanso a livello globale, diventando uno dei sistemi di certificazione forestale più riconosciuti e diffusi. Oggi, a inizio 2025 è presente in oltre 56 Paesi, con 298 milioni di foreste in tutto il mondo.

Il PEFC ha come missione principale la promozione della gestione sostenibile delle foreste. Questo obiettivo viene perseguito attraverso la certificazione delle pratiche forestali che rispettano criteri ambientali, economici e sociali ben definiti. Tra i principali obiettivi del PEFC si trovano:

- **Protezione dell'ambiente:** garantire che la gestione delle foreste sia condotta in modo da preservare la biodiversità, la qualità del suolo e dell'acqua, e mitigare il cambiamento climatico.
- **Supporto alle comunità locali:** promuovere pratiche che rispettino i diritti dei lavoratori e delle comunità locali, assicurando che i benefici economici derivanti dalle foreste siano equamente distribuiti.
- **Sostenibilità economica:** favorire un uso responsabile delle risorse forestali, assicurando che le foreste possano continuare a fornire materiali e servizi per le generazioni future.

Il PEFC opera attraverso un sistema di accreditamento e certificazione multilivello. I singoli standard di gestione forestale sostenibile vengono sviluppati a livello nazionale, in conformità con i criteri e gli indicatori del PEFC internazionale. Gli standard nazionali devono essere approvati dal PEFC internazionale per garantirne la coerenza e l'efficacia.

In Italia, il PEFC è stato introdotto nel 2010 e ha giocato un ruolo chiave nel promuovere la gestione sostenibile delle foreste e, più recentemente, del verde urbano.

Il PEFC Italia ha sviluppato nel 2021, in collaborazione con esperti e stakeholder, standard specifici per la gestione sostenibile del verde urbano, un passo innovativo che estende i principi della certificazione forestale alle città, promuovendo la sostenibilità anche negli ambienti urbani.

Questo strumento è rivolto sia ai gestori di spazi verdi pubblici che privati, con l'obiettivo di migliorare e monitorare le pratiche di gestione attraverso criteri riconosciuti a livello internazionale (PEFC, 2023).

La certificazione mira non solo a promuovere una gestione sostenibile del verde urbano, ma anche a sensibilizzare i cittadini sull'importanza degli alberi nelle città che svolgono un ruolo molto importante nel fornire servizi ecosistemici cruciali per la vita dei cittadini.

Lo standard copre tre principali ambiti di applicazione:

- Alberature lineari o diffuse;
- Parchi e giardini;
- Foreste urbane.

In Italia, lo standard è stato sviluppato da un gruppo di lavoro composto da:

- Autorità nazionali (Ministero Politiche Agricole e Forestali, Comitato Verde Pubblico Ministero Ambiente);
- Autorità locali (Regioni FVG, Emilia Romagna, Sardegna, Provincia Autonoma di Trento, Comune Torino, Comune Genova);
- Organizzazioni di categoria (SIA, Assofloro, BioAgricert, Coldiretti, Federforeste, DREAM, CSI, CSQA, CONAF, AUSF);
- Associazioni ambientaliste (Legambiente, LIPU);
- Ricerca scientifica (CNR, CREA, Università Firenze, Università Perugia, SISEF).

Il gruppo ha definito le linee guida per la gestione sostenibile del verde urbano, basandosi su una serie di documenti tecnici e normativi. Tra questi, si annoverano:

- La Legge 10/2013, che promuove lo sviluppo degli spazi verdi urbani;
- Le Linee guida per la gestione del verde urbano del Comitato per lo Sviluppo del Verde pubblico;
- La norma UNI/PdR 8:2014 e i Criteri Ambientali Minimi (CAM) per la gestione del verde pubblico.

Lo standard si articola in **sei criteri** principali:

1. **Ciclo globale del carbonio:** gestione delle piante per ottimizzare l'assorbimento di CO₂;
2. **Salute e vitalità degli ecosistemi:** garantire la resilienza e la funzionalità degli ecosistemi urbani;
3. **Funzioni produttive:** uso sostenibile delle risorse prodotte dagli spazi verdi;
4. **Diversità biologica:** conservazione e promozione della biodiversità;
5. **Funzioni protettive della gestione:** protezione del suolo, dell'acqua e del clima urbano;
6. **Condizioni socio-economiche:** integrazione delle esigenze sociali ed economiche nella gestione del verde.

Questi criteri sono supportati da 26 linee guida obbligatorie e 44 indicatori operativi. Ogni indicatore include un parametro di misura e una soglia di criticità, che rappresentano il livello minimo richiesto per una valutazione positiva.

Per ottenere la certificazione, un'organizzazione deve soddisfare tutti gli indicatori obbligatori, che vengono verificati annualmente da un organismo di certificazione indipendente. La validità della certificazione è di cinque anni e permette l'uso del logo PEFC, comunicando così l'impegno verso una gestione sostenibile delle risorse arboree urbane.

La certificazione PEFC per il verde urbano, resa pubblica solo nel 2023 dopo due anni di elaborazione da parte del gruppo di lavoro sopra segnalato, è ancora in una fase di perfezionamento e sviluppo, in attesa dei risultati dello studio pilota al Parco Nord di Milano (i risultati sono attesi per maggio 2025). In particolare, il criterio 3, che riguarda il mantenimento e lo sviluppo delle funzioni produttive nella gestione delle aree verdi, presenta alcuni aspetti ancora in evoluzione. Nello specifico l'indicatore 3.1c, "*Valutazione dei*

servizi ecosistemici”, necessita di ulteriori approfondimenti attraverso studi e ricerche mirati. In aggiunta, lo standard sui servizi ecosistemici PEFC, al marzo 2025, non è applicabile alla componente Verde Urbano perché interessa solamente le foreste e le piantagioni arboree. Questo lavoro, in accordo con la Segreteria del PEFC Italia, si propone di contribuire alla definizione di quantificazione di specifici servizi ecosistemici della componente arborea nel contesto urbano, fornendo nuove metodologie e strumenti per permetterne l’applicazione.

In conclusione, la certificazione PEFC per il verde urbano rappresenta un innovativo strumento di gestione sostenibile, contribuendo alla qualità della vita nelle città e alla tutela dell’ambiente. Inoltre, il suo valore è rafforzato dal legame con i criteri ESG, che impongono l’acquisto di certificati di sostenibilità, rendendola un’opportunità strategica per le aziende e le amministrazioni impegnate in pratiche responsabili.

1.4 Obiettivi della tesi

Le aree verdi urbane svolgono un ruolo cruciale nel migliorare la qualità della vita nelle città, fornendo numerosi servizi ecosistemici, tra cui la regolazione del clima, il sequestro del carbonio, la riduzione dell’inquinamento atmosferico e il benessere psicofisico della popolazione. Tuttavia, affinché tali benefici vengano riconosciuti e valorizzati adeguatamente, è necessaria una metodologia di quantificazione e certificazione basata su strumenti scientifici affidabili. In questo contesto, la certificazione PEFC (*Programme for the Endorsement of Forest Certification*) si propone di estendere il suo approccio anche alle aree verdi urbane, introducendo criteri di gestione sostenibile e possibile misurazione dei servizi ecosistemici.

La presente ricerca si propone di contribuire alla valorizzazione delle aree verdi urbane attraverso un’accurata quantificazione dei servizi ecosistemici, con particolare riferimento al Parco Ruffini di Torino.

Le attività sono state condotte all’interno dell’azienda ospitante Co.R.In.Te.A. Soc. Coop., Cooperativa per la Ricerca delle Innovazioni Tecnologiche in Agricoltura, una realtà torinese che da 40 anni si occupa di consulenza tecnica e pianificazione, in particolare su questioni territoriali di carattere agronomico, ambientale, turistico, culturale, economico e sociale, mediante diversi servizi quali pianificazione e progettazione, consulenza,

formazione e assistenza tecnica. La cooperativa collabora e realizza lavori destinati a enti pubblici e privati, italiani ed europei.

L'importanza della sostenibilità ambientale e della gestione responsabile delle risorse naturali sta acquisendo sempre maggiore rilevanza nel contesto delle politiche urbane, e la certificazione ambientale rappresenta un'opportunità concreta per migliorare la qualità della vita nei centri abitati. Questo lavoro si inserisce in tale panorama con l'obiettivo di sperimentare e perfezionare metodologie innovative per la misurazione e la certificazione dei benefici ambientali forniti dagli spazi verdi.

Il caso di studio si è focalizzato sul Parco Ruffini, un'importante area verde cittadina con un'estensione di circa 17,5 ettari e la presenza di 1.400 alberi appartenenti a 49 specie diverse, rendendola un'area idonea per lo studio dei diversi servizi forniti da tali ecosistemi. Un obiettivo essenziale della ricerca è stato l'identificazione e la quantificazione dei principali servizi ecosistemici forniti dalla foresta urbana dell'area in esame. Tra questi, particolare attenzione è stata data allo stoccaggio e al sequestro di carbonio, alla rimozione degli inquinanti atmosferici, alla regolazione del deflusso idrico e alla produzione di ossigeno derivanti dalla presenza del verde urbano. La comprensione di questi elementi è fondamentale per valorizzare gli spazi verdi in un'ottica di sostenibilità e per supportare la definizione di politiche ambientali efficaci.

Per raggiungere tali obiettivi, è stata adottata una metodologia basata sull'uso di tecnologie avanzate, in dotazione presso la cooperativa Corintea. Tra gli strumenti impiegati vi sono rilievi con laser scanner (LiDAR), sistemi GNSS e diverse tipologie di software tra cui FARO Connect, LiDAR 360 per elaborazione della nuvola di punti generata dai rilievi e il software i-Tree Eco, che consente di stimare i benefici ambientali che le alberature presenti in un'area offrono alla popolazione cittadina. L'integrazione di queste tecnologie ha permesso di elaborare modelli tridimensionali della vegetazione urbana, migliorando la raccolta di dati sulle biometrie degli alberi.

Uno degli aspetti centrali del lavoro ha riguardato l'analisi del ruolo delle certificazioni ambientali, con un approfondimento specifico sulla certificazione PEFC per il verde urbano. Tale certificazione non solo garantisce la gestione sostenibile delle foreste, ma rappresenta anche un'opportunità strategica per enti pubblici e privati, che possono adottarla come strumento per migliorare la qualità degli spazi verdi cittadini e promuovere pratiche di gestione responsabile delle proprie aziende, nel contesto dei criteri ESG.

La ricerca si è concretizzata nella proposta di integrazione dello standard PEFC del verde urbano di valori soglia riguardo i servizi ecosistemici urbani, in attesa di nuovi studi per la quantificazione dei servizi ecosistemici.

In definitiva, questa ricerca si colloca all'interno di un contesto sociale caratterizzato da diverse problematiche, come la crescente urbanizzazione, il cambiamento climatico e la pianificazione e gestione delle risorse ambientali, soprattutto nei contesti urbani. L'applicazione della metodologia applicata in questa ricerca potrebbe fornire un modello replicabile in altre aree verdi urbane, contribuendo al miglioramento degli standard di certificazione PEFC per il contesto urbano. In prospettiva, tali approcci potrebbero supportare le amministrazioni pubbliche e i gestori del verde urbano nella pianificazione di interventi più sostenibili ed efficaci, garantendo una gestione del territorio orientata alla sostenibilità e miglioramento della qualità di vita dei cittadini.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Disegno sperimentale

Si è scelto di procedere seguendo un flusso di lavoro strutturato per la raccolta, l'elaborazione e l'organizzazione dei dati necessari alla quantificazione dei servizi ecosistemici di un'area utilizzando il sistema i-Tree. Il processo è suddiviso in 5 fasi principali, che verranno esaurientemente spiegate in seguito, come mostrato anche nella *figura 10*: rilievo strumentale, rilievo manuale, elaborazione della nuvola di punti, organizzazione degli input, e stima dei servizi ecosistemici tramite i-Tree Eco.

A. Rilievo strumentale

Il rilievo strumentale è stato necessario ai fini di acquisizione della nuvola di punti, una rappresentazione tridimensionale composta da milioni di punti, ciascuno dei quali possiede coordinate spaziali specifiche (x, y, z), che permette di digitalizzare le strutture arboree presenti nel parco Ruffini. I dati sono stati acquisiti tramite strumenti avanzati, in dotazione presso la cooperativa Corintea, quali Antenna GNSS per l'acquisizione precisa delle coordinate GPS dei punti di interesse, garantendo una localizzazione accurata e laser scanner per catturare dati tridimensionali e generare una nuvola di punti dettagliata dell'area in esame. Il rilievo vero e proprio è stato preceduto dalla richiesta dei necessari permessi al Comune di Torino e da una attenta fase di pianificazione, entrambe in seguito esaurientemente spiegate.

B. Rilievo Manuale

Il rilievo manuale si è concentrato sulla raccolta diretta dei dati attraverso l'osservazione degli esemplari. Questa fase comprende:

- **Pianificazione e preparazione della scheda di campo**, in cui si definiscono le informazioni da raccogliere e si definiscono le aree per un rilievo più veloce;
- **Effettuazione del rilievo manuale.**

C. Elaborazione della nuvola di punti

I dati raccolti con il laser scanner vengono trasformati in una nuvola di punti tridimensionale tramite software specifici, per ottenere una rappresentazione dettagliata degli elementi presenti. I software utilizzati includono:

- **FARO Connect**, per l'elaborazione iniziale dei dati provenienti dal laser scanner come l'applicazione dei filtri, la georeferenziazione dei rilievi e la colorazione della nuvola di punti;
- **LiDAR360**, per l'analisi e l'estrazione delle metriche delle alberature.

Criterio di selezione delle specie per l'estrazione delle biometriche

L'analisi delle alberature del Parco Ruffini ha evidenziato diverse criticità legate alla *segmentazione* della nuvola di punti LiDAR. La segmentazione di un albero da una nuvola di punti consiste nell'estrarre e classificare i punti appartenenti a singoli alberi tramite algoritmi specifici, ottenendo una rappresentazione tridimensionale utile per analisi forestali e ambientali.

Il metodo automatico di segmentazione, pur essendo veloce, presenta numerosi errori, tra cui l'inclusione di oggetti non pertinenti come pali, panchine e cavi elettrici, oltre alla difficoltà nel separare chiome adiacenti. Al contrario, la segmentazione manuale, sebbene più accurata, richiede una significativa quantità di tempo per essere effettuata, con oltre 120 ore di lavoro necessarie per analizzare 1.400 alberi. Un'ulteriore problematica riguarda la mancata corrispondenza tra la catalogazione software e le osservazioni manuali, che complica l'associazione delle biometriche ai singoli esemplari.

Per superare queste difficoltà, è stata sviluppata una metodologia alternativa che permette di ottimizzare il processo di segmentazione attraverso una selezione mirata degli alberi, riducendo il numero di esemplari da analizzare senza compromettere l'affidabilità dei dati. Pertanto è stata ripresa la suddivisione del parco Ruffini in filari e aree omogenee precedentemente creata per la fase dei rilievi manuali. Questa suddivisione ha permesso di applicare un campionamento strategico, in cui non è più necessario segmentare ogni singolo albero, ma solo un numero ristretto di esemplari rappresentativi.

Nei filari, la scelta degli alberi da segmentare segue criteri precisi per garantire una stima accurata delle biometriche. Sono stati selezionati 2 esemplari adulti per ogni filare: uno situato al centro, utile per ottenere dati medi senza interferenze legate alla disposizione degli alberi; uno posizionato all'estremità del filare, per valutare eventuali variazioni nelle dimensioni della chioma in assenza di alberi vicini e per ridurre il rischio di sovrastime dovute alla sovrapposizione delle chiome. Se all'interno del filare erano presenti alberi giovani, ne sono stati segmentati almeno uno per questa classe dimensionale, così da ottenere dati specifici. Nelle aree omogenee, dove le alberature non seguono una disposizione lineare

e possono appartenere a specie diverse, il criterio di selezione prevedeva la segmentazione di almeno un albero per specie, delle due diversi classi di età, assicurando che tutte le tipologie di vegetazione fossero rappresentate.

Una volta individuati gli esemplari da segmentare, questi sono stati analizzati tramite il software LiDAR 360 per l'estrazione delle biometriche. In questo modo, si ottiene una rappresentazione accurata delle dimensioni delle chiome e dei tronchi senza dover processare ogni singolo esemplare.

L'applicazione di questa metodologia risulta particolarmente efficace nei contesti urbani, dove i parchi presentano una configurazione strutturale generalmente omogenea e regolare, con alberature disposte in filari o gruppi ben definiti. Le alberature infatti negli ambienti urbani, vengono gestite in modo uniforme sia in termini di tempistiche che di interventi, come la potatura e la cura regolare, il che porta a una relativa omogeneità nelle caratteristiche biometriche delle piante. Gli alberi della stessa specie tendono infatti a presentare dimensioni, forme e sviluppo simili, influenzati sia da condizioni ambientali comuni, come il suolo e l'esposizione, sia dalla gestione programmata dell'area.

Questo approccio ha permesso di ridurre il numero di segmentazioni necessarie, mantenendo comunque un elevato grado di accuratezza nelle stime e ottimizzando l'intero processo di analisi del verde urbano.

D. Organizzazione degli input

Dopo aver ottenuto le biometriche relative ai diversi esemplari, sono state calcolate le medie per ciascuna metrica, distinguendo tra esemplari giovani e adulti. Successivamente, i valori medi ottenuti sono stati estesi e standardizzati per tutte le alberature delle specie di riferimento appartenenti alle due classi di età. Questa fase ha garantito un'analisi omogenea e rappresentativa delle caratteristiche delle diverse specie arboree.

Una volta elaborati, i dati (sia quelli provenienti dal rilievo strumentale sia quelli del rilievo manuale) sono stati organizzati in modo coerente per essere pronti all'inserimento nel sistema i-Tree.

E. Utilizzo di i-Tree

I dati organizzati sono stati correttamente inseriti nel software di i-Tree per la quantificazione dei servizi ecosistemici dell'area esaminata, producendo dati utili per comprendere l'impatto ecologico e il valore ambientale della vegetazione all'interno del Parco Ruffini.



Figura 10: Schema della metodologia adottata.

2.2 Strumenti e software

2.2.1 Il software i-Tree: funzionalità e applicazioni

2.2.1.1 Introduzione di i-Tree

Tra i numerosi strumenti disponibili per stimare i benefici delle “Foreste Urbane”, si distingue il software open-source i-Tree (figura 11).

Questo strumento è stato creato nel 2006 grazie alla collaborazione tra diverse organizzazioni statunitensi, tra cui il Dipartimento dell'Agricoltura degli Stati Uniti, la Davey Tree Expert Company, la National Arbor Day Foundation, la Society of Municipal Arborists, l'International Society of Arboriculture e Casey Trees, ed è attualmente amministrato dal Servizio Forestale degli Stati Uniti.



Figura 11: Logo i-Tree.

i-Tree è una suite di software progettata per l'analisi del verde urbano, che, attraverso un modello di simulazione, consente di valutare i servizi ecosistemici forniti dalla vegetazione nelle aree cittadine. Questa suite open-source è accessibile a professionisti e organizzazioni, ma è anche utilizzabile da studenti e volontari.

Rispetto ad altri strumenti di analisi del verde urbano, i-Tree si distingue per numerose funzionalità che offre agli utenti, facilitando le attività di pianificazione territoriale e risultando utile anche per coordinare le operazioni di manutenzione delle aree verdi. Ogni programma della suite è pensato per analizzare uno specifico aspetto dell'ecosistema urbano, soddisfacendo così le varie esigenze degli utenti. Tuttavia, nonostante l'espansione delle sue capacità, i-Tree rimane prevalentemente focalizzato sugli Stati Uniti: le analisi al di fuori del contesto statunitense possono risultare meno accurate, alcune funzionalità sono limitate o richiedono integrazioni di dati, e alcuni strumenti risultano inaccessibili. Nonostante ciò, sono in corso importanti sforzi per adattare il software ad altri Paesi.

2.2.1.2 Strumenti disponibili per l'Italia

Di seguito vengono presentati i programmi della suite i-Tree che possono essere utilizzati in Paesi diversi dagli Stati Uniti, tra cui l'Italia e che sono stati impiegati nel presente lavoro:

- ***i-Tree Eco***: utilizzando dati raccolti in loco (come inventari completi della vegetazione o campionamenti casuali), insieme a serie storiche di precipitazioni e livelli di inquinanti, i-Tree Eco elabora un modello per valutare la distribuzione e le caratteristiche della foresta urbana, nonché i servizi ecosistemici associati. Il programma offre inoltre la possibilità di prevedere l'evoluzione futura della vegetazione urbana basandosi sulle condizioni attuali.
- ***i-Tree Database***: uno strumento ausiliario a i-Tree Eco, pensato per utenti internazionali. Questa piattaforma online permette agli utenti di inviare al Servizio Forestale degli Stati Uniti i dati relativi a una nuova località, come le serie storiche di precipitazioni e le concentrazioni di inquinanti. Una volta elaborati e approvati, tali dati vengono integrati in una nuova versione di i-Tree Eco, rendendoli disponibili a tutti gli utenti. Il Database include inoltre un vasto elenco di specie vegetali, a cui gli utenti possono aggiungere nuove specie. Questo sistema promuove un utilizzo su scala globale, sebbene i tempi di approvazione dei dati possano essere piuttosto lunghi.

- **i-Tree Canopy:** utilizza immagini aeree (come quelle di Google Maps) o shapefile GIS per consentire agli utenti di definire il tipo di copertura del suolo in un gran numero di punti selezionati casualmente nell'area di studio.

In questa tesi viene analizzata in maniera approfondita l'applicazione di uno dei programmi della suite i-Tree disponibili per l'Italia, nello specifico i-Tree Eco. L'obiettivo è evidenziare in modo dettagliato le possibilità concrete offerte a un utente italiano nell'utilizzo di questo strumento, con particolare attenzione alle funzionalità relative al calcolo dei servizi ecosistemici.

2.2.1.3 i-Tree Eco

i-Tree Eco è un applicativo progettato per elaborare i dati raccolti sul campo e quantificare i benefici ambientali ed economici apportati dalla vegetazione arborea presente in un contesto urbano. Oltre a valutare i benefici attuali, il programma ha anche capacità previsionali, consentendo di stimare sia la crescita futura della foresta urbana in termini di numero di alberi e copertura fogliare, sia l'evoluzione della biodiversità e dei servizi ecosistemici forniti.

Il funzionamento di i-Tree Eco si basa sul modello Urban Forest Effects (**UFORE**), che integra equazioni convalidate tramite revisione paritaria (peer review) e supportate da metodi di stima scientificamente robusti, derivati da migliaia di applicazioni pratiche.

i-Tree Eco si integra con i-Tree Database, un'applicazione online pensata per supportare gli utenti che desiderano condurre analisi in Paesi in cui i dati locali non sono già inclusi all'interno del software.

Il Database è organizzato in due sezioni principali: le specie vegetali e le località. La sezione relativa alle specie contiene un vasto archivio di oltre 6.500 specie vegetali di alberi, corredato dalle informazioni necessarie al funzionamento del programma, come la classificazione botanica (nome scientifico, comune, genere, famiglia e classe), la densità fogliare, il tasso di crescita e le caratteristiche morfologiche delle foglie (forma, dimensione e periodo di caduta). Qualora una specie non fosse presente nel database, l'utente può aggiungerla inserendo i dati tramite l'applicazione online. Successivamente, il Servizio Forestale degli Stati Uniti, sotto la gestione del Dipartimento dell'Agricoltura, si occupa della formattazione e della convalida dei dati. Una volta approvata, la nuova specie viene inclusa nella collezione esistente e resa disponibile a tutti gli utenti per l'utilizzo nei propri progetti.

La seconda sezione riguarda le località e include tutte le aree geografiche già presenti nel database, non solo i Paesi precedentemente menzionati, ma anche le nuove città per cui gli utenti hanno fornito dati specifici. Ad esempio, la città di Torino, oggetto di studio in questa tesi, è già inclusa come località all'interno del database di i-Tree Eco. Attraverso i-Tree Database, è inoltre possibile inserire nuovi dati relativi alle precipitazioni e ai livelli di inquinamento atmosferico per la località e l'anno di riferimento scelti per l'analisi dei servizi ecosistemici.

In particolare, è possibile aggiungere informazioni riguardanti l'altezza delle precipitazioni e le concentrazioni di inquinanti atmosferici come polveri sottili ($PM_{2.5}$), monossido di carbonio (CO), ozono (O_3), biossido di azoto (NO_2) e biossido di zolfo (SO_2). Questi dati devono essere rilevati con una frequenza oraria per un periodo minimo di un anno solare, dal 1° gennaio al 31 dicembre. I dati devono essere caricati sotto forma di fogli di calcolo strutturati secondo un formato predefinito, con la possibilità di scaricare un file di esempio direttamente dal sito di i-Tree, per agevolare la corretta compilazione e caricamento delle informazioni.

2.2.2.4 Pianificare il progetto

Una volta completato l'inserimento dei dati nel Database e selezionata la località di interesse, è possibile tornare alla piattaforma i-Tree Eco per proseguire con l'analisi. A questo punto, è fondamentale definire alcune caratteristiche specifiche del modello, che influenzeranno l'approccio da adottare nelle fasi successive.

Uno dei parametri principali da considerare è l'estensione dell'area di studio. Se si analizzano superfici estese, come un intero quartiere o una città, è opportuno optare per un *plot-based sample inventory*. Al contrario, per aree di dimensioni più ridotte, come parchi, giardini o cortili, è più indicato utilizzare un *complete inventory*. Questa scelta va comunicata al programma durante la configurazione del progetto, poiché avrà ripercussioni significative sui passaggi successivi dell'analisi.

Nel caso di un *complete inventory*, come quello utilizzato in questa tesi, è previsto un inventario dettagliato di ogni singolo albero presente nell'area di studio. Sebbene la raccolta di dati in questo contesto possa risultare più impegnativa, essa garantisce una maggiore precisione, poiché viene rilevata l'intera superficie. Se si dispone già di un inventario completo, i dati possono essere importati direttamente in i-Tree Eco attraverso file in formato Excel, database Access o CSV (comma separated values).

2.2.1.5 Input

Per gli utenti internazionali è necessario inserire nel Database i dati relativi alla località di interesse. Segue, poi, una seconda fase di inserimento dati che prevede la raccolta di misure sul campo. In particolare, la versione 6 di i-Tree Eco ha subito delle modifiche, riducendo a due il numero di dati indispensabili al funzionamento del programma:

- specie;
- diametro del fusto a circa 1,37 m (DBH, diameter at breast height).

Questa semplificazione ha permesso di limitare notevolmente i tempi delle campagne di misura in sito, tuttavia presenta delle limitazioni, in quanto i dati non misurati vengono stimati o sostituiti con valori di default. È, quindi, fortemente consigliata l'acquisizione dei seguenti ulteriori dati:

- attuale uso del suolo;
- altezza totale dell'albero rispetto al piano campagna;
- altezza massima della parte viva (differisce dalla precedente nel caso in cui la cima della chioma sia appassita);
- altezza della base della chioma;
- larghezza della chioma;
- percentuale del volume della chioma non occupato da rami o foglie (definita "mancante");
- salute del fogliame;
- esposizione all'irraggiamento solare.

I servizi ecosistemici vengono stimati sulla base di questi otto parametri, perciò la precisione dei risultati dipende fortemente dall'accuratezza con cui vengono realizzate le misure.

Si possono ancora inserire i valori commerciali di alcune risorse trattate dal programma in vigore nel Paese estero in cui si realizza l'analisi:

- costo medio nazionale del carbonio;
- monitoraggio delle piogge e dei deflussi;
- rimozione degli inquinanti;
- dell'elettricità;
- dei carburanti.

In questo modo, Eco è in grado di realizzare un bilancio economico per scenari diversi.

2.2.1.6 *Acquisizione degli input*

- **Specie:** per ogni albero si identifica la specie tra quelle elencate nel Database. Se una specie non è presente nell'inventario del Database è necessario aggiungerla fornendo le informazioni richieste.

Nel caso di questa tesi per l'acquisizione di questo dato è stato utilizzato lo shapefile scaricato dal sito del Comune di Torino relativo alle alberate presenti e successivamente aggiornato manualmente tramite sopralluogo come descritto nel paragrafo 2.3.1.

- **Diametro del fusto (DBH):** Diametro del fusto (DBH): per ciascun albero si rileva il diametro del fusto a un'altezza di 1,37 metri dal livello del terreno. Nel caso in cui il fusto presenti più branche, si misurano i diversi diametri alla medesima altezza (il software consente di inserire fino a sei valori di diametro per ogni albero).

Sebbene il diametro del fusto possa essere misurato manualmente, tale procedura risulta complessa e dispendiosa in termini di tempo, specialmente per aree con un numero elevato di esemplari, come nel caso del Parco Ruffini, con un totale di 1.400 alberi. Questa tipologia di dati può essere ottenuta più efficientemente tramite rilievi con tecnologia laser scanner.

- **Uso del suolo:** Come viene utilizzato il suolo su cui è posizionato ogni albero. Sono implementati nel programma tredici classi d'uso di default: Agricoltura, Cimitero, Commerciale/Industriale, Campi da golf, Istituzionale (scuole, ospedali, edifici religiosi, ecc.), Residenziale, Parco, Popolare (si differenzia dal residenziale poiché sono presenti più di quattro unità abitative), Trasporti, Utilità (centrali elettriche, impianti di depurazione delle acque reflue, casse di espansione,..), Libero (suolo senza uno specifico utilizzo), Acqua (superfici a pelo libero di fiumi e laghi, naturali o artificiali) e Altro (ciò che non rientra nelle categorie precedenti).

Nel caso di questo progetto l'uso del suolo impostato è stato quello relativo alla classe d'uso Parco.

- **Altezza totale dell'albero rispetto al piano campagna:** misura dell'altezza dell'albero a partire dal piano campagna fino alla cima.
Anche in questo caso, l'input relativo all'altezza totale dell'albero è un dato che può essere ottenuto tramite l'elaborazione della nuvola di punti effettuata tramite rilievo laser scanner.
- **Altezza massima della parte viva:** differisce dall'altezza totale nel caso in cui l'albero abbia la parte superiore della chioma appassita. Di conseguenza il suo valore è sempre minore o uguale dell'altezza totale dell'albero. Dal momento che la condizione di deperimento della parte superiore della chioma si verifica in limitati casi, soprattutto grazie alle potature periodiche che ovviano il problema, in questa tesi si è quindi assunto che il valore dell'altezza massima della parte viva fosse uguale al valore dell'altezza totale dell'albero.
- **Altezza della base della chioma:** è l'altezza dal piano campagna fino alla base della chioma viva, individuata dal punto ottenuto proiettando sul tronco principale l'estremità inferiore del fogliame non appassito che si trova sul ramo meno elevato della chioma. Questo ulteriore input è facilmente calcolabile grazie alla segmentazione delle alberature con tecnologia laser scanner.
- **Larghezza della chioma:** è la larghezza della chioma misurata nelle direzioni nord-sud e est-ovest o il più vicino possibile a queste qualora ostacoli fisici, o altri motivi, ne impediscano la misura. Questa tipologia di input può essere estrapolata dalla nuvola di punti.

- **Percentuale del volume della chioma non occupato da rami o foglie** (definita “mancante”): Tale percentuale indica la porzione di chioma mancante a causa di potature, defogliazione o appassimento di alcune parti di questa. L’acquisizione di questo dato deve essere effettuata osservando le porzioni mancanti come indicato in *figura 12*.

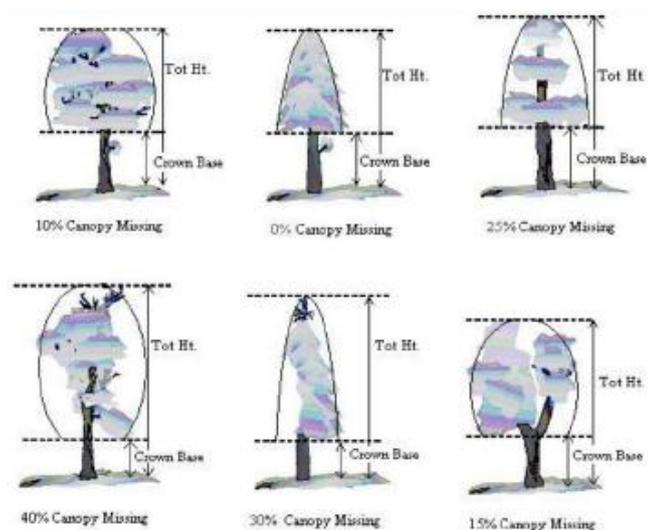


Figura 12: Illustrazione sulla forma naturale della chioma al variare della specie (fonte: Eco Field Guide, 2021)

La percentuale di chioma assente deve essere registrata come 0%, 100% (ossia albero morto) o punti intermedi con intervalli del 5% (3%, 8%, 13%, 18%, ecc.).

- **Salute del fogliame:** la salute della chioma si basa su una valutazione visiva, espressa poi in percentuale, della quantità di rami secchi che viene dichiarata come *condition* (salute) o *dieback* (condizione in cui un albero inizia a perire dalle estremità, ossia foglie o radici, al tronco, a causa di una malattia o di un ambiente sfavorevole). Il primo è il complemento a uno del secondo.
Nella creazione di un nuovo progetto, il programma Eco fornisce delle classi di default sulla salute della chioma per favorire una più precisa raccolta dei dati in campo e una standardizzazione delle osservazioni. In tali classi predefinite, le percentuali vengono indicate con punti intermedi del 5% (3%, 8%, 13%, 18%, ecc.) e un albero secco viene registrato come *condition* 0% oppure *dieback* 100%.

- **Esposizione all'irraggiamento solare:** viene valutato come numero di lati della chioma che ricevono luce dall'alto o di lato (massimo di cinque). Il conteggio dei lati è svolto secondo la seguente procedura: un lato è costituito dalla cima dell'albero, gli altri quattro sono ottenuti dividendo verticalmente la chioma in quattro quadranti attorno allo stelo. La distinzione dei lati è illustrata in *figura 13*.

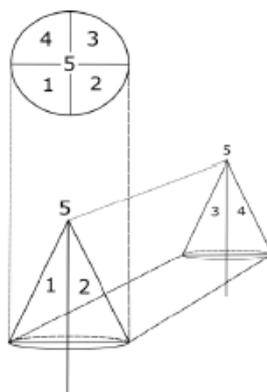


Figura 13: Schema dei cinque lati in cui viene suddivisa la chioma (fonte: Eco Field Guide, 2021).

Un numero di lati pari a 0 corrisponde alla condizione in cui l'albero non riceve luce diretta perché oggetti, o altra vegetazione, ostacolano l'esposizione ai raggi solari, 5 è la condizione di massima esposizione o assenza di ostruzioni.

Secondo i metodi descritti, si è deciso quindi di suddividere i modelli di acquisizione degli input necessari alla quantificazione dei servizi ecosistemici in due principali metodologie: la prima prevede l'impiego della strumentazione avanzata disponibile presso Corintea, come laser scanner e antenne GNSS, strumenti che garantiscono una rilevazione precisa dei parametri ambientali. La seconda metodologia, invece, consiste in un rilievo "manuale", effettuato tramite osservazione diretta degli esemplari sul campo, raccogliendo dati in maniera diretta come descritto dal manuale di i-Tree.

Acquisizione input attraverso strumentazione	Acquisizione input attraverso osservazione
DHB	Specie
Altezza totale dell'albero rispetto al piano campagna	Attuale uso del suolo
Altezza totale dell'albero	Percentuale del volume della chioma mancante
Altezza della base della chioma	Salute del fogliame
Larghezza della chioma	Esposizione all'irraggiamento solare

Tabella 1: Divisione per l'acquisizione dei diversi input.

2.2.1.7. Output

La configurazione del progetto e i dati introdotti vengono inviati al server di i-Tree che esegue la simulazione. Questa fase può protrarsi per un lungo periodo (anche mesi). La durata dipende dall'entità del progetto e dal numero di utenti in attesa degli esiti della simulazione. Al termine vengono restituiti in output rapporti dettagliati con allegati grafici e tabelle esportabili, su cui sono riportati i risultati dell'analisi:

- numero di alberi;
- distribuzione delle specie vegetali;
- copertura fogliare e biomassa della chioma;
- concentrazione degli inquinanti presenti nell'atmosfera e rimozione degli stessi grazie alla vegetazione (solo per i composti inquinanti inseriti nel Database);
- sequestro e stoccaggio di carbonio;
- deflussi idrici con valutazione della riduzione delle portate superficiali (solo nel caso in cui siano state inserite le altezze di pioggia nel Database);
- produzione di ossigeno;
- effetti sui raggi UV;
- emissioni di composti organici volatili (VOC).

2.2.1.8 Modello UFORE

Il cuore di i-Tree Eco è rappresentato dal modello UFORE (*Urban Forest Effects a.k.a. i-Tree ECO*), i cui algoritmi consentono di ricostruire la struttura delle aree verdi urbane e misurare i benefici ecologici forniti dalla vegetazione.

Il modello UFORE è stato sviluppato nel 1990 da un gruppo di ricercatori dell' US Forest Service, è un modello computerizzato che fornisce protocolli di campionamento su base statistica e calcola gli effetti sulle strutture ambientali delle foreste urbane (Nowak & Crane, 2000).

Il modello è progettato per utilizzare dati standardizzati su appezzamenti di terreno situati in modo casuale, per misurare l'inquinamento atmosferico e i dati meteorologici di ogni singola ora, per quantificare la struttura della Foresta Urbana e i numerosi effetti relativi ad essa inerenti alle città di tutto il mondo

Il modello si articola in diverse sezioni, ciascuna delle quali analizza un aspetto specifico del sistema vegetale.

- **UFORE-A: Struttura della Foresta Urbana**

Si analizza la struttura della foresta urbana, definendo la disposizione delle piante nell'area di studio e le loro caratteristiche, come la composizione delle specie, la distribuzione del diametro, la salute dell'albero e della foglia, la diversità della specie, la densità dell'albero, la biomassa dell'albero.

L'area fogliare e la biomassa delle foglie sono calcolate utilizzando equazioni di regressione basate su specie decidue urbane (Nowak, 1996). Per conifere e alberi fuori dai parametri delle equazioni, si applicano adattamenti basati sul rapporto altezza-larghezza e sull'indice dell'area fogliare (LAI, *Leaf Area Index*). La biomassa delle foglie è calcolata convertendo l'area fogliare in peso secco specifico per specie.

La diversità delle specie: gli indici di diversità (Shannon-Wiener) e il numero di specie sono calcolati per gli alberi della città, considerando anche la loro origine geografica.

Il valore compensatorio: il valore strutturale degli alberi è basato sul costo di rimpiazzo secondo il *Council of Tree and Landscape Appraisers* (Cullen, 2007). Si tiene conto di fattori come area del tronco, specie, condizione e posizione per stimare il valore monetario degli alberi.

Gli effetti sugli insetti: viene stimato il potenziale danno da parassiti (falena zingara, scarabeo asiatico, rodilegno smeraldo), considerando la vulnerabilità della popolazione arborea e dell'area fogliare.

L'uso del suolo: la mappa dell'uso del suolo è verificata con dati sul campo, analizzando la distribuzione di popolazione arborea, biomassa e area fogliare per classe di diametro e condizione. I dati sono elaborati nel modulo UFORE-A per calcolare statistiche totali e medie per specie e uso del suolo, con errori standard legati alla campionatura.

- **UFORE-B: Emissioni di Composti Organici Volatili (COV)**

I composti organici volatili (VOC) possono contribuire alla formazione di ozono (O_3) e monossido di carbonio (CO). L'entità delle emissioni di VOC varia in base alla specie arborea, alla quantità di biomassa fogliare, alla temperatura dell'aria e ad altri fattori ambientali. Il modello calcola l'emissione oraria di isoprene (C_5H_8), monoterpeni (C_{10}) altri VOC per ciascuna specie, per specifici tipi di utilizzo del suolo e a livello urbano complessivo.

Per stimare queste emissioni, la biomassa fogliare per specie, determinata attraverso il modello UFORE-A, viene moltiplicata per i fattori di emissione specifici del genere (D. J. Nowak & Crane, 2002). Questi valori sono standardizzati per una temperatura di 30°C e una radiazione fotosinteticamente attiva (PAR) di 1.000 $\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Quando non sono disponibili dati specifici per una determinata specie, vengono utilizzati valori mediani a livello di famiglia, ordine o gruppi tassonomici superiori.

Le emissioni standardizzate vengono poi convertite in emissioni effettive utilizzando fattori di correzione basati su luce e temperatura (Geron et al., 1995) e considerando i dati meteorologici locali. Questo processo consente di stimare in modo accurato il contributo delle specie arboree alla produzione di VOC a livello urbano.

- **UFORE-C: Sequestro e Stoccaggio del Carbonio**

Si valuta la capacità delle piante di assorbire gas serra dall'atmosfera, immagazzinando il carbonio nella propria biomassa durante la crescita.

Per ogni albero misurato, la biomassa viene calcolata utilizzando equazioni allometriche (Mcpherson et al., 1994). La biomassa sopra il suolo viene convertita in biomassa totale dell'albero applicando un rapporto radice-crescita pari a 0,26 (Cairns et al., 1997). Il peso fresco della biomassa è poi trasformato in peso secco attraverso fattori di conversione

specifici per specie o genere. Gli alberi urbani, che crescono con meno competizione, tendono ad avere una biomassa inferiore rispetto alle stime forestali e per questo i risultati vengono ridotti del 20% (Mcpherson et al., 1994).

Per gli alberi decidui, si considera solo il carbonio immagazzinato nel legno, mentre il peso secco complessivo della biomassa è convertito in carbonio moltiplicando per 0,5 (Chow & Rolfe, 1989). Le equazioni specifiche per ogni specie sono combinate in formule generali per coprire un'ampia gamma di diametri, con risultati che si discostano al massimo del 2% dalle stime originali. Questa combinazione evita discontinuità nei calcoli passando tra equazioni diverse. Se mancano equazioni specifiche per una specie, si utilizzano valori medi del genere o, in loro assenza, di latifoglie e conifere.

- **UFORE-D: Rimozione degli Inquinanti**

Viene stimata la capacità dell'ecosistema vegetale di rimuovere inquinanti atmosferici quali ozono, biossido di zolfo, biossido di azoto, monossido di carbonio, PM_{10} , $PM_{2.5}$. I risultati dipendono dal tipo di copertura del suolo, dalla specie delle piante, dalla temperatura dell'aria, dalla densità fogliare, dalle precipitazioni orarie e, se disponibile, dalla velocità del vento.

Il modello calcola il flusso di inquinanti rimossi come il prodotto fra la velocità di deposizione degli inquinanti V_d (m/s) e la loro concentrazione atmosferica C (g/m³):

$$F = V_d \cdot C$$

F viene espresso in grammi al secondo per unità di superficie. La velocità di deposizione viene descritta nel modello di Baldocchi come il reciproco della resistenza totale:

$$V_d = \frac{1}{R_{TOT}} = \frac{1}{R_a} + \frac{1}{R_b} + \frac{1}{R_c}$$

dove R_a è la resistenza che incontrano gli inquinanti nell'atmosfera, R_b è la resistenza relativa alla superficie fogliare e R_c è la resistenza che oppongono i tessuti vegetali. La concentrazione viene comunicata dall'utente, attraverso le misurazioni a frequenza oraria. Il flusso viene, poi, moltiplicato per la superficie vegetata per ottenere la quantità di inquinanti rimossi per unità di tempo (Nowak et al., 1998).

- **UFORE – E: Effetti dell’energia dell’edificio**

Il modello UFORE-E valuta l'impatto degli alberi sull'uso energetico degli edifici e sulle relative emissioni di carbonio delle centrali energetiche, basandosi sui metodi di McPherson e Simpson (McPherson & Simpson, 1999).

Sono registrate distanza e direzione di ogni albero situato entro 18 metri da edifici residenziali a due piani o meno. Gli alberi alti meno di 6 metri o più distanti di 18 metri non sono considerati influenti sull'energia dell'edificio. Utilizzando dati come altezza dell'albero, distanza dall'edificio, tipo di foglia (decidua o sempreverde), regione climatica e copertura vegetale e edilizia, si calcola la riduzione del carbonio secondo McPherson e Simpson (McPherson & Simpson, 1999).

Gli effetti energetici sono predefiniti in base alla regione climatica, periodo di costruzione dell'edificio, dimensione dell'albero, distanza dall'edificio e tipo di foglia, considerando anche il tipo di utilizzo energetico (riscaldamento o raffreddamento). Gli alberi sempreverdi ricevono un'assegnazione specifica per gli effetti frangivento, mentre tutti gli alberi contribuiscono agli effetti di schermatura e climatici.

2.2.2 La tecnologia laser scanner

La tecnologia del laser scanner si distingue per la capacità di digitalizzare oggetti attraverso l'acquisizione di una nuvola di punti, ciascuno definito in un sistema di coordinate tridimensionale (x, y, z).

Il principio di funzionamento si basa sull'impiego di impulsi laser infrarossi, che permettono di misurare il tempo trascorso tra l'emissione e il ritorno dell'impulso stesso. Questa misurazione consente di determinare la posizione spaziale di ogni punto acquisito, cui vengono assegnate una specifica coordinata e un valore di riflettanza, legato alle caratteristiche fisiche della superficie rilevata. Inoltre, è possibile associare ai punti un parametro cromatico RGB (red, green, blue), ottenendo così informazioni sul colore dell'oggetto.

Questa tecnologia di rilievo risulta efficace per la rappresentazione di oggetti complessi rendendola utilizzabile nel settore dell'urbanistica o come nel caso di questa tesi, nella digitalizzazione di aree verdi. La tecnologia laser scanner ha la possibilità di collegare tra loro diverse scansioni successive, sovrapponendole grazie all'identificazione di punti comuni, rendendo così possibile la copertura di ampie aree con elevata precisione.

Le scansioni effettuate consentono di acquisire milioni di punti in modo rapido, permettendo di rilevare sia oggetti di grandi dimensioni che dettagli ravvicinati. La risoluzione ottenibile varia da pochi decimi di millimetro a centimetri, a seconda della strumentazione utilizzata e delle specifiche esigenze del rilievo (Bornaz & Rinaudo, 2004).

Dopo la fase di acquisizione, i dati devono essere elaborati tramite software specifici, che consentono di gestire i formati *.las* e *.laz*, eseguire pulizie, conversioni o classificazioni degli elementi rilevati.

Nelle operazioni di rilievo è fondamentale la geolocalizzazione dei dati. A tale scopo, vengono utilizzati target o marker, ossia riferimenti posti nell'area di studio. Questi possono essere naturali, cioè caratterizzati da elementi distintivi preesistenti, oppure artificiali, installati dall'operatore e facilmente identificabili durante l'elaborazione dei dati grazie alla loro visibilità.

L'identificazione dei target può essere integrata con l'uso di antenne GNSS per la georeferenziazione del rilievo, consentendo di collocare i dati rilevati all'interno di un sistema di coordinate geografiche accurate.

2.2.2.1 GeoMax Zenith60

Il GeoMax Zenith60 è un sistema di ricezione GNSS (*Global Navigation Satellite System*) avanzato, progettato per fornire misurazioni di alta precisione (figura 14).

Il processo di rilevamento GNSS si basa sulla trilaterazione, una tecnica che sfrutta i segnali ricevuti da almeno quattro satelliti per determinare le coordinate tridimensionali (latitudine, longitudine e altitudine) del ricevitore.

Ogni satellite trasmette informazioni su posizione e tempo, e il ricevitore calcola la distanza dai satelliti in base al tempo impiegato dal segnale per arrivare. Combinando queste distanze, il ricevitore GNSS può determinare con precisione la sua posizione sulla Terra.



Figura 14: Antenna GNSS Geo Max Zenith 60.

Zenith60 è dotato di un'antenna GNSS, in grado di supportare simultaneamente una varietà di sistemi satellitari, inclusi:

1. **NAVSTAR GPS:** (*NAVigation Satellite Timing And Ranging Global Positioning System*) questo sistema è stato ideato dal Dipartimento della Difesa degli Stati Uniti nel 1973. Attualmente, il NAVSTAR GPS è composto da una rete di 24 satelliti che orbitano a un'altitudine di circa 20.000 chilometri, con un periodo orbitale di 12 ore.
2. **GLONASS** (*GLObal NAVigation Satellite System*): sviluppato dall'agenzia spaziale federale russa nel 1966, il GLONASS è attualmente costituito da 31 satelliti di questi, 24 sono operativi mentre gli altri sono destinati a funzioni di riserva.
3. **GALILEO:** Questo sistema di navigazione satellitare è stato sviluppato in Europa come alternativa al NAVSTAR GPS e ha iniziato a funzionare nel dicembre del 2016. Attualmente, il GALILEO è composto da 30 satelliti artificiali, di cui 27 sono in servizio e 3 sono riserve, orbitando a un'altitudine di circa 23.000 chilometri.
4. **BEIDOU:** Il sistema di posizionamento satellitare sviluppato dalla Repubblica Popolare Cinese è composto da tre costellazioni distinte, la prima delle quali è diventata operativa nel 2000.

Una delle innovazioni chiave dello strumento Zenith60 è la sua funzione di correzione in tempo reale (RTK, Real-Time Kinematic), che utilizza una rete di stazioni di riferimento GNSS per applicare correzioni differenziali. Il sistema RTK consente di raggiungere una precisione fino a pochi centimetri, rendendolo così uno strumento efficace per l'acquisizione di dati che richiedono un certo grado di accuratezza.

Lo strumento GeoMax Zenith60 è costituito da diversi componenti per il rilievo GNSS ad alta precisione. Tra questi vi sono l'antenna "smart", le batterie ricaricabili, il supporto per il dispositivo, un controller (che consente di gestire e monitorare le operazioni sul campo), un treppiede per garantire stabilità e una palina regolabile in altezza (*figura 15*).

La palina, un elemento cruciale del sistema, ha un'altezza regolabile, che in questo specifico lavoro è stata impostata a 2 metri per garantire una corretta acquisizione di ogni punto rilevato. Il puntale della palina viene posizionato con precisione sui target, che possono essere sia artificiali (come marker posizionati dall'operatore) sia naturali (elementi già presenti sul terreno, come angoli di edifici o pietre ben definite), per garantire che ogni punto rilevato sia correttamente georeferenziato. La precisione dell'acquisizione della posizione

del punto si attesta a +/- 1,5 cm sul piano (x,y) e a +/- 3 cm sull'asse delle z (Serie GeoMax Zenith60, 2022).

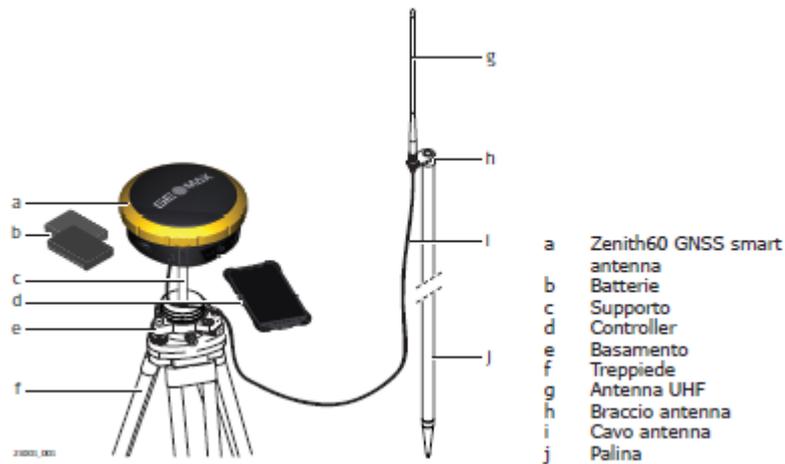


Figura 15: Componenti dell'antenna GNSS

L'accuratezza del rilevamento è influenzata sia dalla corretta regolazione della palina che dall'utilizzo di un treppiede stabile, che garantisce la precisione delle misurazioni, specialmente in condizioni ambientali difficili. Il controller in dotazione ha il software integrato XPAD Ultimate Survey che permette di gestire i dati acquisiti e di collegarsi direttamente all'antenna per elaborare le informazioni in tempo reale. XPAD Ultimate Survey è un software progettato per migliorare l'efficienza nelle attività di rilievo.

Questo strumento permette di gestire i dati che vengono acquisiti tramite ricevitore GNSS. Uno dei vantaggi è rappresentato dalla capacità di raccogliere e gestire i dati in tempo reale, permettendo agli operatori del rilievo di visualizzare immediatamente il risultato e apportare, dove necessario, correzioni sul posto riducendo l'eventuale necessità di interventi in fase di post-elaborazione. I dati sulla posizione sono stati acquisiti tramite l'utilizzo dell'opzione Stop & Go: la posizione viene acquisita secondo la modalità Stop & Go; quando l'antenna rimane in posizione fissa il software inizia ad acquisire la posizione (X-Pad Survey Ultimate, 2019).

2.2.2.2 Geoslam ZEB Horizon RT

Lo ZEB Horizon RT utilizza la tecnologia SLAM (Simultaneous Localization and Mapping), un sistema avanzato che consente la mappatura di ambienti sconosciuti e la determinazione simultanea della posizione dell'operatore (figura 16). Questa tecnica si basa sull'integrazione simultanea della mappatura e della localizzazione, consentendo così di ottenere informazioni spaziali dettagliate sull'ambiente circostante.

La mappatura si realizza attraverso la raccolta di dati dai sensori integrati nello strumento, che consentono la rappresentazione digitale dell'ambiente esplorato. Parallelamente, la

localizzazione si riferisce alla capacità dello strumento di determinare la posizione e l'orientamento dell'operatore all'interno della mappa creata. Il sistema SLAM funziona grazie a un insieme di sensori, tra cui telecamere e sensori LiDAR, che permettono di raccogliere informazioni visive e tridimensionali dell'ambiente. Le telecamere catturano immagini dettagliate dell'area rilevata, mentre i sensori LiDAR utilizzano raggi laser per misurare con precisione le distanze dagli oggetti.

Dal punto di vista strutturale, il ZEB Horizon RT è uno strumento estremamente portatile e leggero, con un peso complessivo di 2,85 kg, suddiviso tra lo strumento vero e proprio (1,45 kg) e la batteria integrata (1,40 kg). Questa caratteristica ne facilita l'utilizzo in contesti diversi senza bisogno di supporti fissi. Le scansioni possono essere effettuate in movimento continuo, con lo strumento tenuto direttamente dall'operatore o montato su uno zaino o un veicolo.

Grazie alla tecnologia laser scanner, lo ZEB Horizon RT è in grado di generare nuvole di punti 3D con una notevole efficienza, sia in termini di tempo di acquisizione che di precisione. Il sensore LiDAR è montato su un motore rotante a 360 gradi, il che consente di espandere il campo visivo e di acquisire un'ampia quantità di dati. Con una portata massima di 100 metri e una capacità di acquisizione di 300.000 punti al secondo, lo strumento assicura un'elevata risoluzione spaziale, con un margine di precisione che varia tra 1 e 3 centimetri. Tuttavia, è consigliabile mantenere la durata della scansione sotto i 30 minuti, per evitare la



Figura 16: Laser scanner terrestre ZEB Horizon RT.

generazione di file troppo grandi e minimizzare eventuali errori nei dati raccolti. La velocità dell'operatore dovrebbe essere moderata, consentendo di coprire distanze tra i 1000 e i 3000 metri.

Il software SLAM impiegato per la gestione dei dati grezzi opera seguendo un approccio simile alla tecnica "Traverse", dove una posizione precedentemente nota viene utilizzata come riferimento per determinare la posizione corrente. Questo metodo può comportare l'accumulo di errori, noti come "deriva", nel corso del rilievo, rendendo quindi essenziale "chiudere il ciclo", ovvero ricollegarsi a una posizione conosciuta per distribuire e correggere l'errore accumulato.

Durante il rilievo, lo ZEB Horizon RT può essere ulteriormente supportato da una fotocamera sferica a 360°, che cattura immagini panoramiche e fornisce informazioni aggiuntive utili per migliorare i dettagli della nuvola di punti e per attribuirle valori cromatici (colorazione RGB). Questo strumento risulta quindi particolarmente utile in una vasta gamma di applicazioni, dove sono richieste precisione e velocità nell'acquisizione dei dati (ZEB Horizon RT User Guide, 2022).

Specifiche dello strumento:

Portata massima	300 m
Velocità di scansione	300.000 punti al secondo
Accuratezza	1-3 cm
Lunghezza d'onda laser	903 nm
Peso	Datalogger: 1,45 kg Scannerhead (batteria inclusa): 1,40 kg

Tabella 2: Specifiche strumento laser scanner.

2.2.2.3 FARO Connect

FARO Connect è un software per l'elaborazione dei dati acquisiti dai laser scanner, il suo ruolo principale consiste nel prendere i file grezzi generati dagli strumenti di scansione, solitamente in formato *.geoslam*, e convertirli in formati standardizzati per le nuvole di punti, come *.laz*, *.las*, e *.e57*. Questi formati sono comunemente utilizzati per rappresentare la distribuzione spaziale delle superfici e degli oggetti catturati durante la scansione.

Una nuvola di punti è una rappresentazione tridimensionale composta da milioni di punti, ciascuno dei quali possiede coordinate spaziali specifiche (x, y, z). FARO Connect trasforma i dati grezzi in una nuvola di punti, offrendo la possibilità di visualizzare e analizzare digitalmente l'ambiente scansionato.

FARO Connect permette di integrare le coordinate dei target acquisiti tramite antenna durante il rilievo per georeferenziare i dati della nuvola di punti 3D.

Durante il processo di elaborazione, FARO Connect offre anche strumenti per la pulizia e il filtraggio dei dati permettendo di eliminare punti non necessari o rumorosi derivanti da riflessioni indesiderate o errori di acquisizione, migliorando così la qualità complessiva della nuvola di punti. Questa fase di pulizia è fondamentale per ottenere dati più accurati e adatti a una successiva analisi o modellazione.

Inoltre FARO Connect permette la colorazione della nuvola di punti in RGB posizionando le immagini catturate dal laser scanner durante il rilievo sulla nuvola di punti, colorando il set di dati (*Faro Connect User Manual*, 2024).

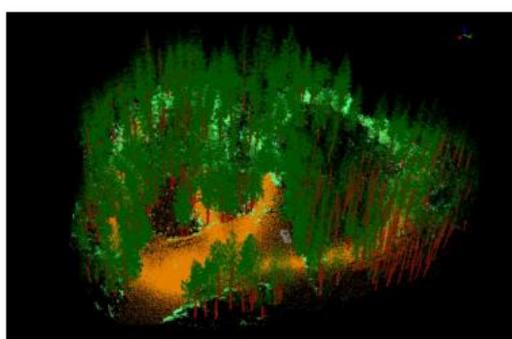
Una volta elaborati, i dati possono essere esportati in formati compatibili con vari software di modellazione e progettazione, come LiDAR360.

2.2.2.4 LiDAR 360

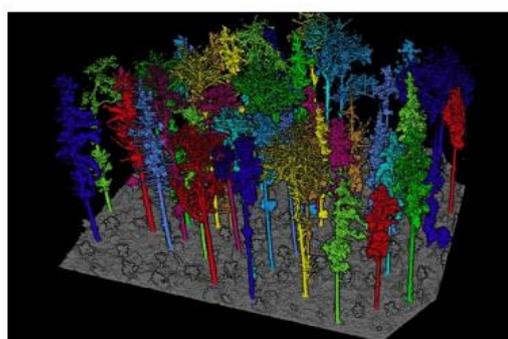
Lidar 360 è un software progettato per l'elaborazione e l'analisi dei dati provenienti da sistemi di rilevamento LiDAR (*Light Detection and Ranging*), trovando applicazione in vari ambiti, tra cui la gestione del verde urbano e i rilievi forestali.

In particolare, Lidar 360 offre opzioni uniche per i rilievi forestali, consentendo l'estrazione automatica di parametri forestali significativi come la densità della chioma, attributi specifici di singoli alberi, quali l'altezza, il diametro all'altezza del petto (DBH), la larghezza della chioma e il volume del tronco.

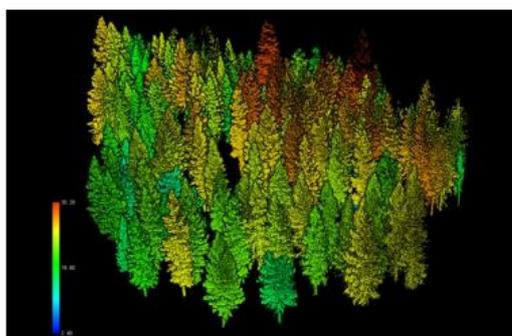
Un aspetto particolarmente innovativo di Lidar 360 è la sua capacità di segmentare ogni singolo albero dalle nuvole di punti laser aeree o terrestri (*figura 17*). Ciò consente di classificare il tronco e il fogliame, ottenendo attributi dettagliati come l'altezza dell'albero, il diametro dei rami all'altezza del petto, e la curvatura del tronco. Questo livello di dettaglio consente di calcolare oltre 20 parametri relativi alle risorse forestali, facilitando le analisi di diradamento e le valutazioni di taglio del tronco.



Forest Classification



Individual Tree Segmentation



Display by Tree Height

Individual Tree Attributes	
Location	DBH
Tree Height	CBH
Crown Length	Trunk Volume
Crown Length(S-N)	Trunk Curvature
Crown Length(E-W)	Trunk Sections
Crown Area	Biomass
Crown Volume	Above Ground Biomass
Altitude	Under Ground Biomass
Slop	BCF
Aspect	RSR
Azimuth&Distance	etc.

Individual Tree Attributes

Figura 17: Strumenti disponibili tramite LiDAR 360.

In ambito verde urbano, LiDAR 360 si rivela particolarmente vantaggioso per la valutazione della vegetazione e la gestione degli spazi verdi. Grazie all'analisi delle nuvole di punti, è possibile ottenere informazioni dettagliate sui parametri vegetali, indispensabili per il funzionamento del software i-Tree citato all'inizio del capitolo, facilitando così la pianificazione delle aree verdi e la gestione delle risorse naturali.

LiDAR360 include anche funzionalità per la gestione avanzata dei dati, tra cui la conversione dei formati, la pulizia e la normalizzazione delle nuvole di punti, e strumenti per l'analisi statistica. Altri moduli specifici permettono l'allineamento automatico delle strisce di dati LiDAR sovrapposti, l'estrazione di caratteristiche geologiche e la creazione di modelli 3D in ambito minerario e di costruzione.

Inoltre, il modulo fotografico consente di costruire rapidamente ortofoto da dati multispettrali, RGB e infrarossi. Grazie alla correzione di accuratezza con punti di controllo e l'identificazione automatica dei target, il software migliora la qualità e l'accuratezza delle immagini, supportando estrazioni intelligenti di caratteristiche e fotogrammetria (LiDAR 360 User guide, 2022).

2.3 Area pilota

2.3.1 Scelta dell'area pilota

Per la scelta dell'area pilota all'interno della quale svolgere i rilievi necessari alla quantificazione dei servizi ecosistemici oggetto di questa tesi, con l'utilizzo di strumenti innovativi come antenne GNSS e laser scanner, l'Università di Torino in collaborazione con la cooperativa Corintea, ha stabilito un contatto con le figure istituzionali competenti nell'ambito della gestione del verde urbano.

In particolare, è stata avviata una collaborazione con Francesco Tresso, Assessore al Verde del Comune di Torino, con Ilaria Bertolotto, dirigente della Divisione Verde e Parchi e infine è stato coinvolto Gianmichele Cirulli, membro dell'Unità Operativa “Alberate”, che fa parte della Divisione Ambiente, Verde e Protezione Civile.

Tra le proposte considerate, il Parco Ruffini di Torino è emerso come l'area più idonea per lo svolgimento dei rilievi. In primo luogo, il parco presenta un'estensione di dimensioni medie, che permette di ottenere un campione rappresentativo senza risultare eccessivamente vasto per le operazioni di rilevamento. Inoltre, ospita circa 1.400 esemplari di specie arboree piuttosto diversificate, consentendo così uno studio approfondito e variegato dei servizi ecosistemici. Un ulteriore vantaggio è la presenza di filari di alberi e zone piuttosto regolari che facilitano notevolmente le operazioni di misurazione, sia tramite strumenti come il laser scanner e l'antenna GNSS, che attraverso l'osservazione delle alberate.

In seguito alla conferma della scelta del Parco Ruffini, l'Università di Torino, nella persona della relatrice, la Professoressa Ludovica Oddi, ha inviato una richiesta formale alle figure istituzionali sopra menzionate per ottenere i permessi necessari. In particolare, è stata richiesta l'autorizzazione all'accesso al parco per un veicolo privato destinato al trasporto delle attrezzature tecniche. Inoltre, è stato richiesto di poter effettuare i rilievi in un arco temporale di circa sette giorni solari, per tenere conto della possibilità di maltempo che avrebbe potuto influire sulla regolare esecuzione delle operazioni.

Questa fase preliminare di contatti e pianificazione ha permesso di garantire che le operazioni di rilievo potessero svolgersi in condizioni ottimali e assicurando un coordinamento efficace con l'amministrazione comunale.

Dopo l'ottenimento dei permessi si è passati alla scelta del periodo più idoneo per l'esecuzione dei rilievi, fissando le operazioni nella settimana dal 9 al 13 settembre 2024. Questo intervallo temporale è stato selezionato in quanto le specie arboree del parco si trovavano ancora in condizioni ottimali per la misurazione dei parametri necessari al calcolo dei servizi ecosistemici.

Infine, la cooperativa Corintea ha provveduto a richiedere alla Divisione Mobilità del Comune di Torino, l'autorizzazione per l'accesso del veicolo nel parco durante la settimana concordata, al fine di garantire il trasporto delle attrezzature necessarie per i rilievi.

2.3.2 Caratterizzazione dell'area pilota

2.3.2.1. Posizione e condizioni meteo-climatiche

Il Parco Ruffini è una delle principali aree verdi di Torino, situato nella parte occidentale della città, all'interno del quartiere Pozzo Strada. Si estende su una superficie di circa 17,5 ettari ed è delimitato da importanti corsi stradali come Corso Trapani, Corso Monte Cucco e Corso Rosselli.

La posizione strategica del Parco Ruffini lo rende un'area ideale per lo studio dei servizi ecosistemici in contesto urbano, in quanto si trova in una zona densamente abitata e caratterizzata da traffico veicolare, il che rende preziosa la sua funzione di mitigazione degli effetti dell'inquinamento atmosferico, in *figura 18*.



Figura 18: Perimetro parco Ruffini elaborato tramite QGIS.

Dal punto di vista delle condizioni meteo-climatiche, l'area di Torino si inserisce in una fascia climatica temperata subcontinentale.

Per quanto riguarda le precipitazioni a Torino si concentrano principalmente nei mesi autunnali e primaverili. Il Parco Ruffini durante i periodi piovosi, svolge un ruolo importante nell'assorbimento e nel drenaggio dell'acqua piovana, riducendo il rischio di allagamenti nelle aree circostanti e contribuendo alla regolazione del ciclo idrologico urbano.

Per capire meglio le condizioni meteo-climatiche della città di Torino si riportano dei grafici rappresentanti una serie storica di dati meteorologici degli ultimi 100 anni generati dal software *Climpact*.

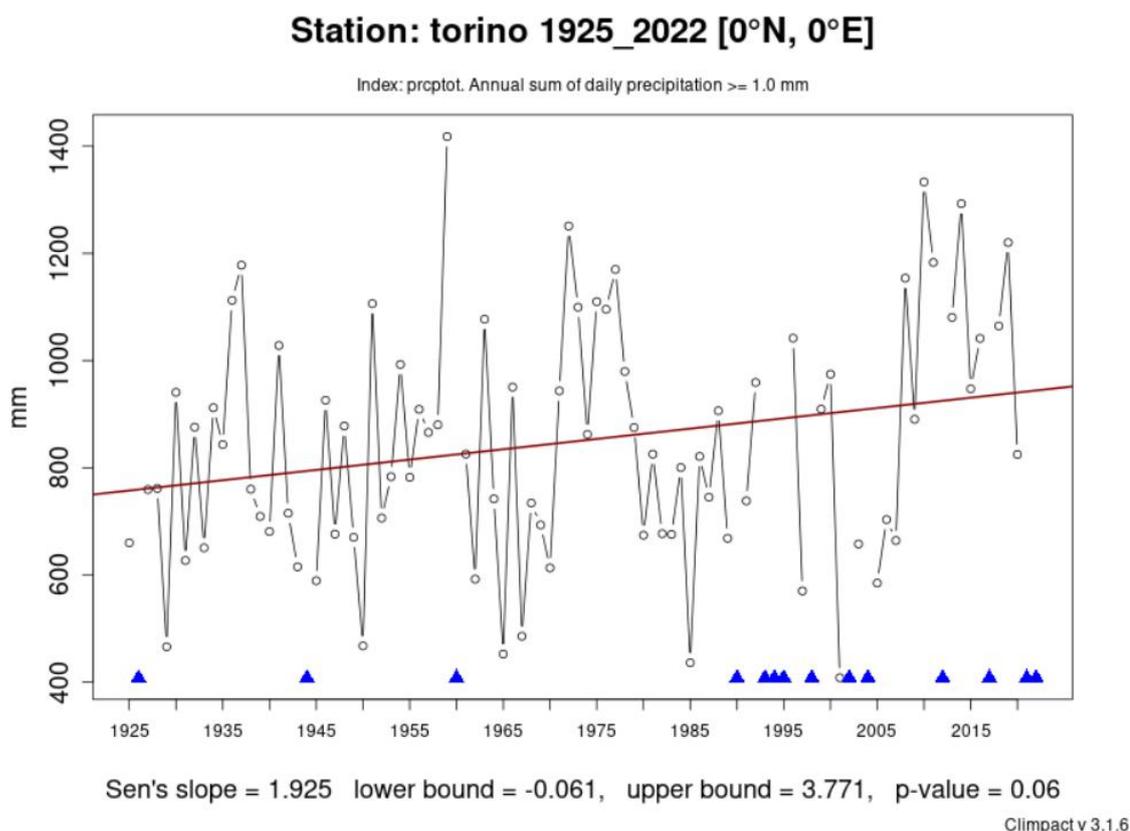


Figura 19: Grafico indice precipitazioni totale annue dal 1925 al 2022.

Nel grafico riportato (*figura 19*), è rappresentata la precipitazione totale annua registrata presso la stazione di Torino dal 1925 al 2022. Si tratta di un indice che rappresenta la quantità complessiva di pioggia accumulata in un anno, calcolata come somma di tutti gli eventi precipitativi con intensità maggiore o uguale a 1 mm, registrati dal 1° gennaio al 31 dicembre. L'unità di misura utilizzata è il millimetro e i dati sono aggregati su base annuale o mensile.

Sull'asse delle x sono riportati gli anni di osservazione, mentre sull'asse delle y è indicata la quantità di precipitazione in millimetri. I triangoli presenti sul grafico segnalano eventuali dati mancanti, mentre la linea rossa rappresenta il trend generale, che in questo caso risulta in aumento. Tale crescita è quantificata in 1,925 mm all'anno, come indicato dal *Sens's slope*.

Per valutare se l'aumento delle precipitazioni è da riferire a un aumento degli eventi estremi, viene utilizzato un secondo indice: *R95ptot*.

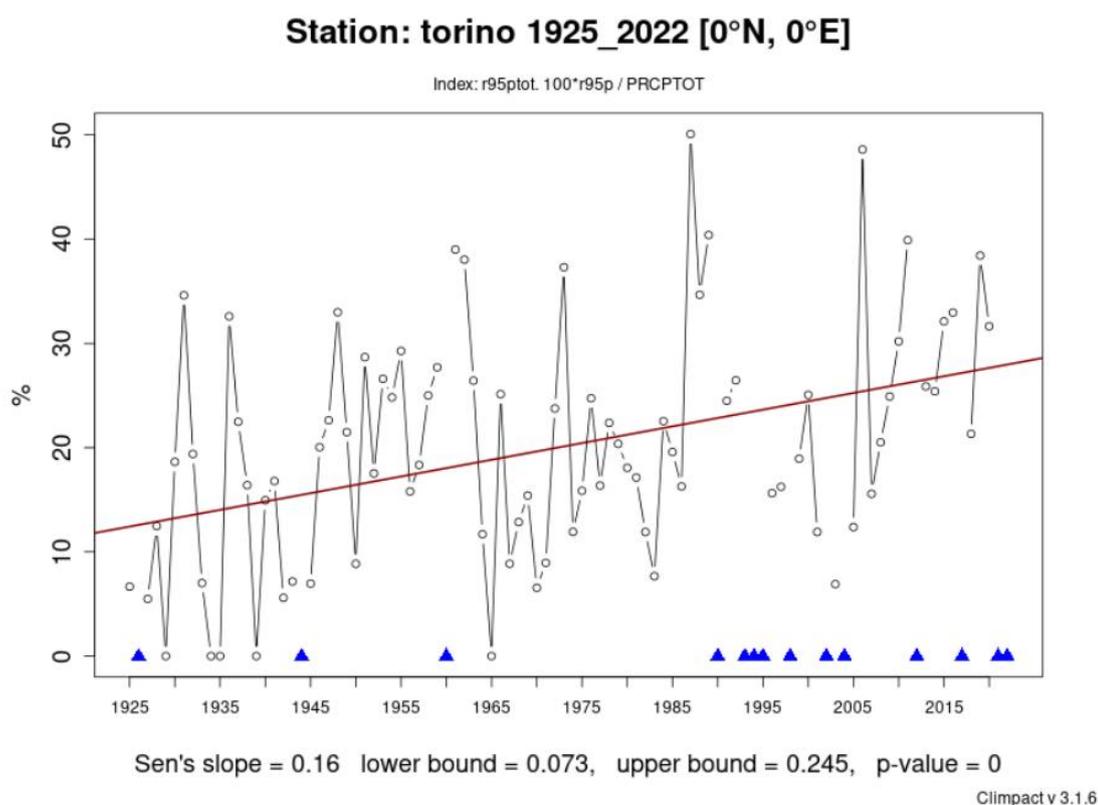


Figura 20: Grafico indice *R95pTOT* dal 1925 al 2022.

Questo grafico (figura 20) rappresenta l'indice *R95pTOT*, che consente di analizzare le precipitazioni molto intense, ossia quelle superiori al 95° percentile. L'indice misura la percentuale di eventi precipitativi classificati come intensi rispetto al totale.

Ad esempio, nel 2019, circa il 40% degli eventi precipitativi rientrava nella categoria di piogge intense. Il trend osservato è in aumento, con una crescita stimata dello 0,16% di giorni con precipitazioni intense all'anno.

La città di Torino da un punto di vista climatico è caratterizzata da inverni freddi e rigidi, con temperature che possono scendere sotto lo zero, e da estati calde, talvolta afose, con picchi termici che possono superare i 30°C. La vicinanza delle Alpi, che circondano Torino a nord e a ovest, esercita un'influenza rilevante sul clima locale, creando una barriera

naturale che attenua le correnti fredde del nord e contribuendo a una relativa stabilità atmosferica durante i mesi estivi. Tuttavia, le stesse montagne possono favorire fenomeni di inversione termica, particolarmente frequenti in autunno e inverno, con conseguente ristagno di inquinanti nell'aria, fenomeno che sottolinea ancora una volta l'importanza del verde urbano per la qualità dell'aria.

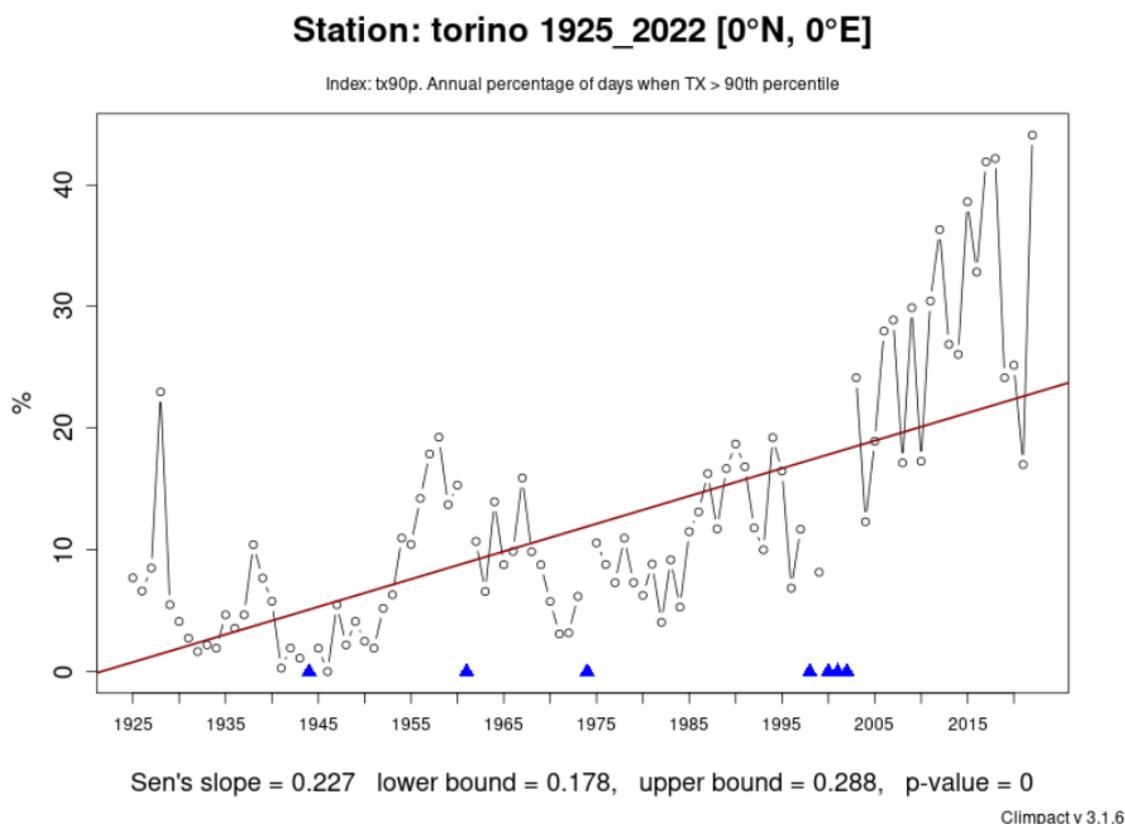


Figura 21: Grafico indice TX90p dal 1925 al 2022.

In questo grafico (figura 21) viene illustrato l'indice TX_{90p} , che rappresenta la percentuale di giorni in cui la temperatura massima (T_{max}) supera il 90° percentile rispetto al periodo di riferimento. Questo indice è indicativo dell'intensità e della frequenza di eventi di caldo estremo.

Il trend mostrato nel grafico è positivo, con un incremento annuo stimato dello 0,227% di giorni con T_{max} superiore al 90° percentile. Tale crescita è particolarmente marcata nell'ultimo periodo, a partire dal 1997. Questo aumento è attribuibile alla maggiore frequenza di giorni caldi, identificati dal superamento del 90° percentile della T_{max} , e all'intensificazione delle ondate di calore.

Le ondate di calore si verificano quando la T_{max} supera il 90° percentile per almeno tre giorni consecutivi. A partire dal 2003, anno emblematico per il Nord Italia a causa delle intense

ondate di calore che hanno avuto gravi impatti, si è iniziato a sviluppare sistemi di allerta per prevedere e mitigare gli effetti di questi fenomeni. Da allora, l'attenzione su queste emergenze è cresciuta notevolmente, così come gli strumenti per monitorarle e gestirle.

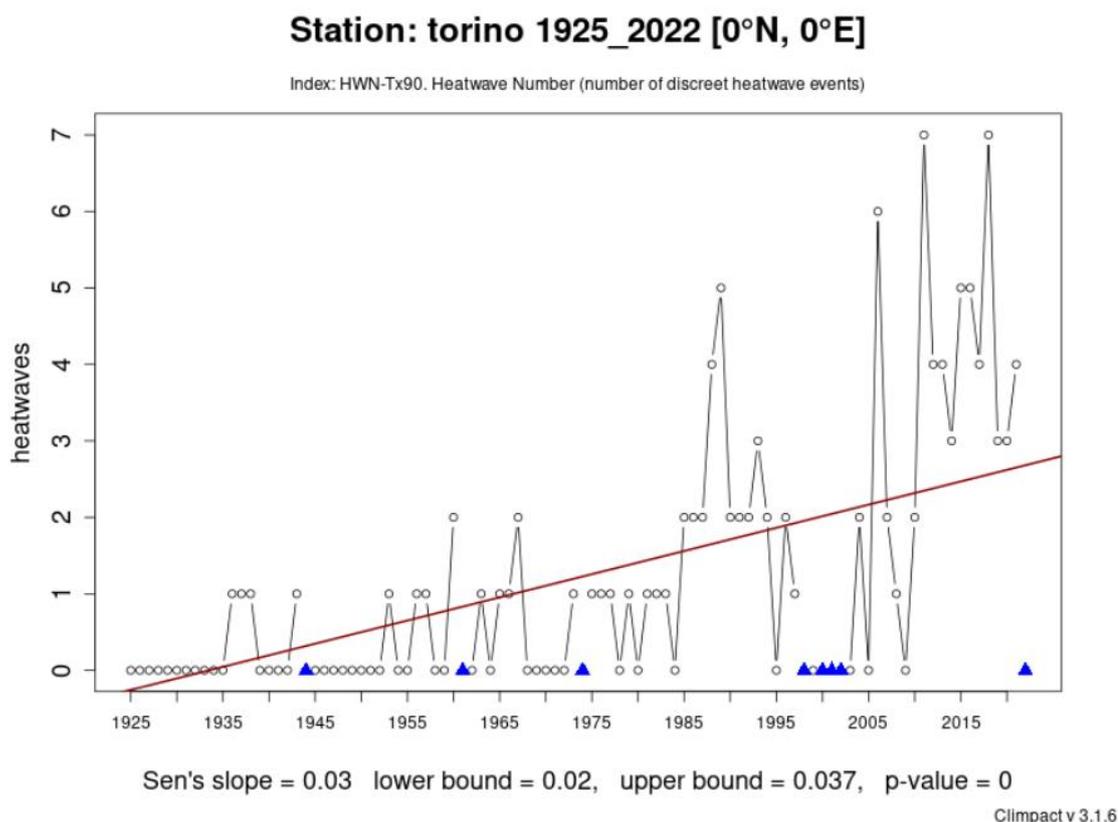


Figura 22: Grafico indice HWN-Tx90 dal 1935 al 2022.

Questo grafico (figura 22) rappresenta l'indice *HWN-Tx90*, che misura il numero di ondate di calore registrate in un determinato periodo. Il trend è chiaramente in aumento, con una crescita stimata di 0,03 ondate di calore all'anno. Ad esempio, nel 2019 sono state registrate un totale di 7 ondate di calore, evidenziando la tendenza verso una maggiore frequenza di questi eventi estremi.

In conclusione, il parco Ruffini si conferma un elemento cruciale per la sostenibilità urbana, all'interno di un quartiere popoloso, contribuendo alla regolazione climatica e al miglioramento della qualità dell'aria, oltre a rappresentare una risorsa per la gestione idrica e il contrasto agli effetti dell'aumento delle temperature. Come appena visto, la crescente frequenza di eventi estremi come piogge intense e ondate di calore sottolinea l'importanza del verde urbano nel mitigare gli effetti dei cambiamenti climatici. Le funzioni ambientali e sociali, rendono il Parco Ruffini un modello di riferimento per studi sul ruolo degli spazi verdi all'interno dei contesti urbani.

2.3.2.2 Struttura del parco

Il Parco Ruffini, inaugurato il 31 dicembre 1925, ha un'estensione di circa 17,5 ettari, rappresenta una delle principali aree verdi della città di Torino, caratterizzato da una struttura ben organizzata e diversificata permettendo diverse attività.

Al centro del parco si colloca lo Stadio Primo Nebiolo, una struttura sportiva di primaria importanza, destinata prevalentemente all'atletica leggera. Lo stadio ospita eventi di livello locale e nazionale, oltre ad essere utilizzato quotidianamente per attività di allenamento. Lo circondano ampie aree verdi e prati aperti, spazi destinati al tempo libero, dove i cittadini possono svolgere attività ricreative all'aperto, come picnic, giochi o momenti di relax. Tali aree sono circondate da un'elevata presenza arborea, composta da specie come platani, tigli e querce, che forniscono ombreggiature naturali, favorendo la regolazione microclimatica dell'ambiente soprattutto durante i mesi più caldi.

Una delle strutture di maggior rilievo all'interno del parco è il Palazzetto dello Sport "Gianni Asti", situato nella zona meridionale. Questo edificio è sede di eventi sportivi, tra cui competizioni di pallacanestro, pallavolo e altre discipline indoor, oltre a ospitare manifestazioni culturali e concerti. La struttura del palazzetto dello sport è inserita nel contesto del parco, grazie alla presenza di filari che lo circondano.

Inoltre, il parco è attraversato da una rete di percorsi pedonali e ciclabili, progettati per favorire la connessione tra le diverse aree. Nell'area sono presenti anche zone riservate ai più piccoli grazie alla presenza di aree gioco attrezzate, situate in posizioni centrali del parco. Questi spazi sono circondati da esemplari arborei di notevoli dimensioni che garantiscono un ambiente ombreggiato anche nei mesi più caldi.

Infine, il parco include anche aree attrezzate per l'attività fisica all'aperto, dove sono installate postazioni per esercizi e attrezzi fisici oltre a ospitare campi all'aperto per diversi sport quali il tennis, il basket, calcio e una pista per il pattinaggio.

2.3.2.3 Composizione arborea del parco

Il Parco Ruffini di Torino ospita circa 1.400 esemplari arborei appartenenti a 49 specie diverse, rendendo il parco un'area verde ricca e diversificata per lo studio dei servizi ecosistemici erogati dalla componente arborea.

Tra le specie più rappresentative figurano *Aesculus hippocastanum* (ippocastano), *Celtis australis* (bagolaro), *Quercus rubra* (quercia rossa), *Tilia cordata* e *Tilia x europaea* (tigli) e diverse specie di Platani. Questi alberi, ampiamente utilizzati nel verde urbano per la loro resistenza e capacità di adattarsi a condizioni ambientali complesse, svolgono un ruolo fondamentale nella fornitura di servizi ecosistemici.

La specie più diffusa all'interno del parco è rappresentata dalle specie di tiglio, in particolare *Tilia cordata* (tiglio selvatico) e *Tilia x europaea* (tiglio ibrido comune). Queste specie sono ampiamente utilizzate nel verde urbano grazie alla loro resistenza all'inquinamento atmosferico e alla capacità di adattarsi a condizioni ambientali difficili. Il tiglio è noto soprattutto per la sua fioritura profumata, che avviene nei mesi estivi e attira numerosi insetti impollinatori, contribuendo significativamente alla biodiversità urbana. Le specie sono diffuse in tutto il parco e la loro presenza si concentra nella zona dei campi sportivi nel lato ovest (Moser et al., 2015).

Un'altra specie ampiamente presente, soprattutto all'interno dei filari è *Aesculus hippocastanum*, comunemente noto come ippocastano, una specie originaria delle regioni montane dei Balcani, ma ormai largamente diffusa nei contesti urbani europei grazie alla sua imponenza e al suo valore ornamentale. L'ippocastano può raggiungere altezze considerevoli, superando i 30 metri, e sviluppa una chioma ampia e densa che offre un'ombreggiatura significativa. Questa caratteristica si traduce in un'importante funzione ecologica, poiché la sua fitta copertura fogliare contribuisce alla mitigazione dell'isola di calore urbana, riducendo le temperature locali soprattutto nei mesi estivi (Thomas et al., 2019). Inoltre, grazie alla sua ampia superficie fogliare, l'ippocastano è particolarmente efficace nell'intercettazione e nell'assorbimento delle polveri sottili (PM₁₀, PM_{2.5}) e di altri inquinanti atmosferici come biossido di azoto (NO₂) e ozono troposferico (O₃), che rappresentano una delle principali criticità ambientali nelle aree urbane (Selmi et al., 2016). Infine, gli esemplari di ippocastano svolgono una funzione rilevante nel supporto alla biodiversità urbana, fornendo riparo e habitat per diverse specie di uccelli e insetti, oltre a costituire un'importante fonte di polline e nettare durante la fioritura primaverile.

I filari del parco Ruffini di Torino sono composti principalmente da un'altra specie nota come *Celtis australis*, comunemente noto come bagolaro o spaccasassi, un albero particolarmente resistente alle condizioni urbane difficili. Il bagolaro è caratterizzato da una rapida crescita e può raggiungere altezze comprese tra 20 e 25 metri, sviluppando una chioma tondeggiante e molto densa. La sua resistenza agli agenti inquinanti e la capacità di adattarsi a suoli poveri e compattati lo rendono una delle scelte più frequenti per la realizzazione di filari alberati in ambito urbano. Una delle funzioni ecosistemiche più rilevanti di questa specie è la sua capacità di tollerare lunghi periodi di siccità, caratteristica che la rende particolarmente adatta ai cambiamenti climatici e alle estati sempre più torride che interessano le città italiane. Dal punto di vista ecologico, il bagolaro contribuisce anche al miglioramento della qualità dell'aria, grazie alla sua capacità di assorbire e filtrare particolato atmosferico (Santunione et al., 2024). Inoltre, i suoi piccoli frutti, le drupe nere che maturano in autunno, costituiscono una preziosa risorsa alimentare per la fauna urbana, supportando la biodiversità locale e favorendo la presenza di numerose specie di uccelli e piccoli mammiferi.

Nel parco è presente anche la specie esotica *Quercus rubra*, meglio conosciuta come quercia rossa americana, una specie originaria del Nord America, caratterizzata da un elevato valore estetico e da una grande capacità di adattamento agli ambienti urbani. Questa specie arborea raggiunge facilmente i 30 metri di altezza e sviluppa una chioma ampia e lobata che offre un'ombreggiatura efficace. Le foglie della quercia rossa, di grandi dimensioni, assumono una caratteristica colorazione rossastra in autunno, contribuendo a migliorare il valore paesaggistico del parco. Dal punto di vista funzionale, la quercia rossa fornisce servizi ecosistemici essenziali per la regolazione del microclima e il miglioramento della qualità dell'aria, grazie alla sua capacità di assorbire notevoli quantità di CO₂ e altri inquinanti atmosferici. Tuttavia, *Quercus rubra* è stata inserita nella black list del Piemonte, un elenco prodotto da un gruppo di lavoro in cui vengono indicate le specie esotiche invasive che determinano o che potrebbero determinare particolari criticità sul territorio. Nello specifico, questa specie è inserita nella "Black list – Management list" che comprende specie esotiche particolarmente diffuse sul territorio, per le quali non sono applicabili misure di eradicazione, ma è necessario evitarne l'utilizzo (Regione Piemonte, 2024).

Infine, un ruolo di primaria importanza all'interno del parco è svolto dalle specie appartenenti al genere *Platanus*, in particolare il *Platanus x acerifolia* (platano comune o platano di Londra), una delle specie più diffuse nelle alberature stradali e nei parchi urbani europei. Il platano è un albero di grandi dimensioni, che può superare i 35 metri di altezza, caratterizzato da una chioma ampia e una corteccia marmorizzata che si sfalda in placche (figura 23). Questa specie è particolarmente apprezzata per la sua elevata tolleranza all'inquinamento atmosferico, risultando tra le più efficaci nell'assorbire biossido di azoto (NO₂) e polveri sottili (PM₁₀, PM_{2.5}). Inoltre, la sua chioma densa contribuisce alla mitigazione delle temperature urbane, riducendo il fenomeno dell'isola di calore, mentre la sua capacità di filtrare le precipitazioni migliora la gestione delle acque meteoriche, favorendo l'infiltrazione nel suolo (Dervishi et al., 2023).

Nel complesso, la composizione arborea del Parco Ruffini garantisce una vasta gamma di servizi ecosistemici fondamentali per il miglioramento della qualità ambientale e il benessere della popolazione urbana. La presenza di specie ad alto assorbimento di CO₂, con un'elevata capacità di filtrazione dell'aria e di regolazione termica, rende quest'area verde un elemento essenziale nella strategia di adattamento ai cambiamenti climatici della città di Torino.



Figura 23: Filari di *Platanus occidentalis* e *Quercus rubra* del parco Ruffini (foto dell'autrice).

2.4 Rilievi ed acquisizione di dati

2.4.1 Pianificazione ed esecuzione del rilievo strumentale

Durante la fase di pianificazione del rilievo strumentale, si è reso necessario aggiornare lo *shapefile* relativo alle alberature presenti nel Parco Ruffini. A tal fine, è stata scaricata la Carta Tecnica Regionale (CTR) della città di Torino, insieme ai dati aggiornati sulle alberate, messi a disposizione dal portale del Comune di Torino. Utilizzando il software *QGIS 3.28*, l'area di studio specifica è stata estratta e delimitata in modo accurato, selezionando solo la porzione pertinente all'interno del perimetro del Parco Ruffini.

Si è deciso di escludere dalla valutazione, le alberature situate all'interno del perimetro dello stadio Primo Nebbiolo e del Palazzetto dello Sport. Questa scelta è stata adottata per semplificare e ottimizzare l'utilizzo della strumentazione necessaria, dal momento che gli esemplari all'interno di queste zone risultavano difficili da raggiungere.

Infine, i dati ottenuti sono stati esportati e trasferiti su *QField (figura 24)*, per agevolare le operazioni di rilevamento in campo e consentire operazioni dirette e in tempo reale con i dati di posizione, specie e numero delle alberature presenti nell'area.

Successivamente, è stato aggiornato lo *shapefile* mediante un'osservazione diretta di ciascun esemplare arboreo presente nel Parco Ruffini. Questa fase ha permesso di verificare con precisione la presenza, il numero, la posizione e la specie di ogni albero, confrontando i dati raccolti sul campo con quelli preesistenti nel file.

Il confronto ha evidenziato una buona corrispondenza tra le informazioni già presenti nello *shapefile* e la situazione reale, con l'eccezione dei nuovi esemplari recentemente piantati, che, per ovvie ragioni, non risultavano ancora inclusi nel database delle alberate di Torino. Inoltre è stato necessario eliminare dallo *shapefile* le alberature non più presenti. Questo aggiornamento ha consentito di migliorare l'accuratezza del file, integrando i dati mancanti relativi alle nuove piantumazioni.

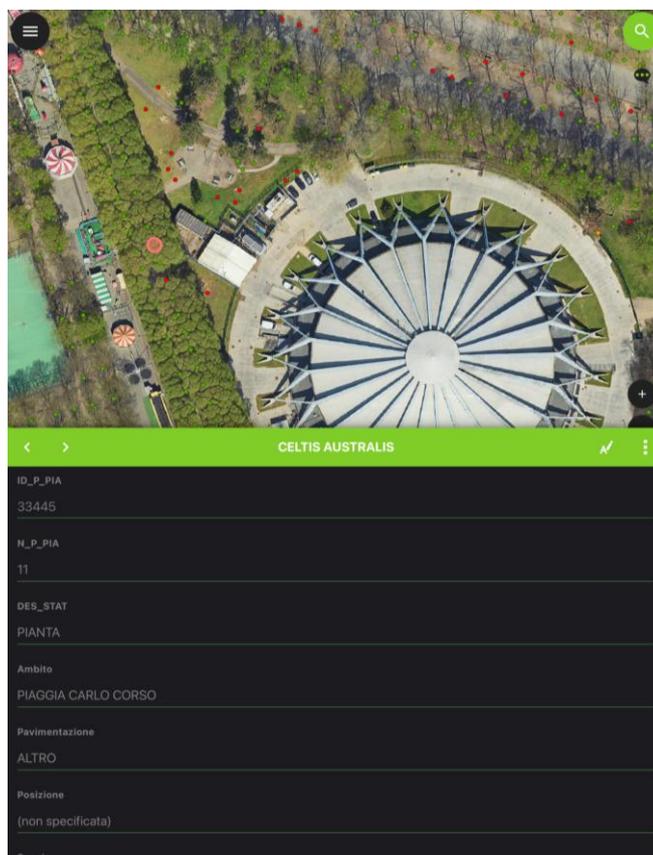


Figura 24: Visualizzazione del plugin Qfield.

La seconda fase della pianificazione del rilievo strumentale ha riguardato la definizione del numero di rilievi necessari, il percorso da seguire e il posizionamento strategico dei target. Per garantire un'acquisizione precisa dei dati, si è deciso di suddividere l'intera area del Parco Ruffini in 8 settori, ciascuno dei quali è stato oggetto di un rilievo strumentale della durata massima di 20 minuti. Questa suddivisione ha permesso di rispettare la necessità di un'andatura lenta che permette l'acquisizione dettagliata e riduce gli errori nella restituzione dei dati, come già indicato precedentemente.

Successivamente, è stato pianificato con attenzione il percorso da seguire all'interno di ciascun settore, adottando delle posizioni strategiche che consentissero di acquisire diverse metriche per ciascun albero. Ad esempio, per rilevare in modo accurato l'altezza degli esemplari si è mantenuta una distanza massima di 20 metri dagli stessi e poi il percorso comprendeva anche il passaggio al di sotto delle alberate per l'acquisizione delle altre metriche come la larghezza della chioma.

È stato infine stabilito che ciascun percorso avesse una configurazione circolare, in modo da concludersi nel punto di partenza dal momento che, come precedentemente detto, il software SLAM impiegato per la gestione dei dati grezzi opera seguendo un approccio simile alla

tecnica “Traverse”, dove una posizione precedentemente nota viene utilizzata come riferimento per determinare la posizione corrente e per distribuire e correggere l’errore accumulato.

Sono stati così definiti 8 rilievi come mostrato in *figura 25*.



Figura 25: Percorsi laser scanner nel parco Ruffini elaborati con QGIS.

Infine, è stata definita la posizione dei vari target necessari per l’acquisizione dei dati di georeferenziazione lungo ciascun percorso stabilito in precedenza. Per ogni rilievo sono stati utilizzati 4-5 target, distribuiti a distanze relativamente omogenee tra loro. È stato fondamentale posizionare questi target in aree aperte e libere da ostacoli che non potessero interferire con il segnale GNSS, assicurando una maggiore precisione nella raccolta dei dati di posizionamento. Inoltre, è stato essenziale utilizzare almeno 1 target in comune con ciascun rilievo per consentire l’allineamento delle nuvole di punti nella fase di elaborazione (*figura 26*). Si riportano nella tabella seguente i target utilizzati per ciascun rilievo.

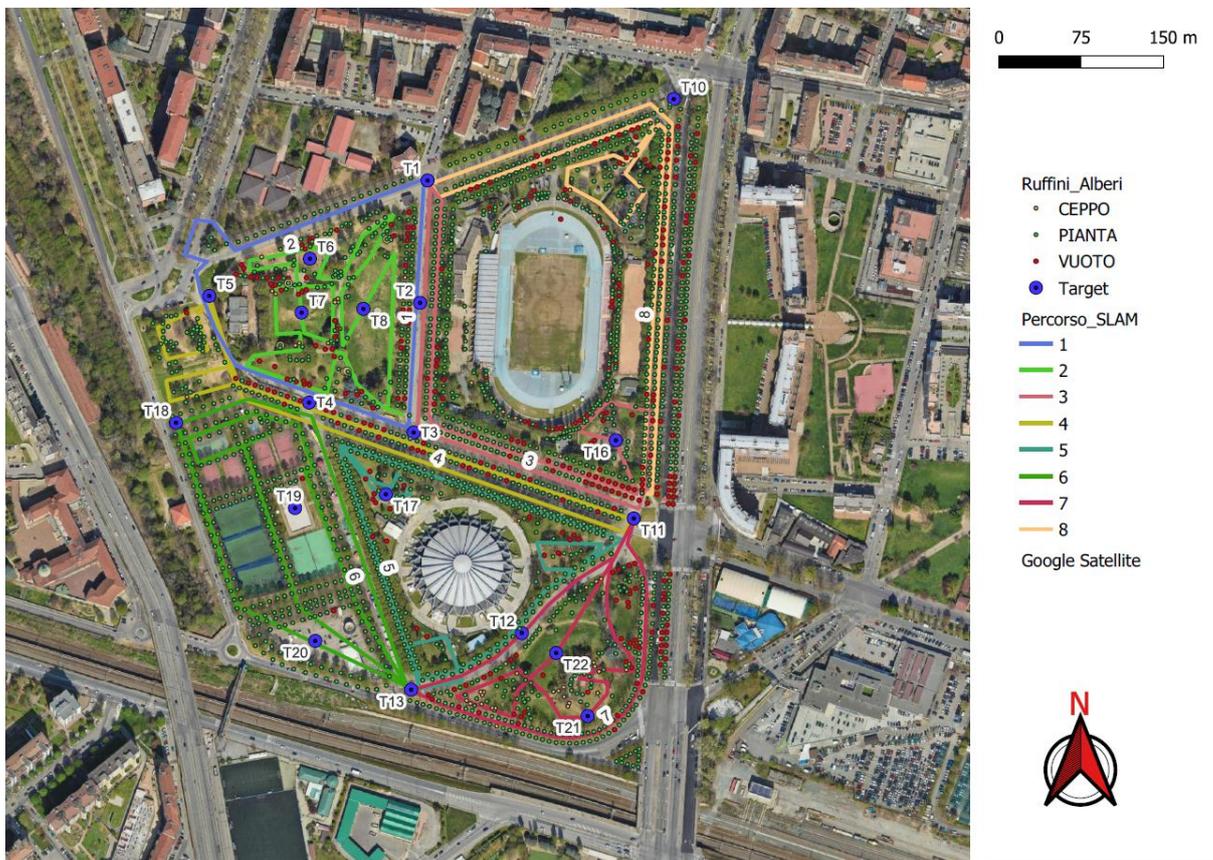


Figura 26: Percorsi laser scanner e posizionamento target elaborati con QGIS.

Rilievo	Target
1	T1 - T2 - T3 - T4 - T5
2	T3 - T4 - T6 - T7 - T8
3	T1 - T2 - T3 - T11 - T16
4	T3 - T4 - T5 - T11
5	T4 - T11 - T12 - T13 - T17
6	T4 - T13 - T18 - T19 - T20
7	T11 - T12 - T13 - T21 - T22
8	T1 - T10 - T11 - T16

Tabella 3: Target utilizzati per ciascun rilievo.

Il rilievo effettivo è stato eseguito nelle due mattinate del 10 e 11 settembre 2024 come concordato con il Comune di Torino. La scelta di effettuare i rilievi la mattina è stata fatta per poter operare in un momento della giornata che potesse garantire una bassa affluenza di persone.

In primo luogo, per ciascun rilievo sono stati posizionati i target di dimensioni 50 x 50 cm nelle posizioni precedentemente stabilite, che hanno la funzione, una volta rilevati mediante il ricevitore GNSS, di scalare e georiferire il modello, come precedentemente spiegato (*figura 27*).



Figura 27: Posizionamento dei target e acquisizione coordinate tramite antenna GNSS nel Parco Ruffini (foto dell'autrice).

Completata questa fase preliminare, si è proceduto con il rilievo vero e proprio utilizzando il dispositivo Geoslam ZEB Horizon RT (*figura 28*). Partendo dal primo target, lo strumento è stato posizionato a terra per 10 secondi per iniziare la scansione; successivamente, è stato seguito il percorso pianificato, con soste di 10 secondi su ciascun target per garantire l'accuratezza e la georeferenziazione corretta della scansione. Infine, il percorso si è concluso ritornando al punto di partenza. Questa procedura è stata ripetuta per ciascuno degli 8 rilievi, completando così l'acquisizione dell'intera area del Parco Ruffini.



Figura 28: Posizionamento a terra e avvio della scansione tramite laser scanner.

2.4.2 Pianificazione ed esecuzione del rilievo manuale

Il rilievo manuale è stato condotto per raccogliere i dati necessari al funzionamento del software i-Tree, ottenuti tramite osservazione diretta degli esemplari arborei. Gli input richiesti hanno incluso: la specie dell'albero, l'uso attuale del suolo, la percentuale di chioma mancante, lo stato di salute del fogliame e l'esposizione all'irraggiamento solare.

Per organizzare al meglio la raccolta dei dati, è stata inizialmente creata una scheda di campo su Excel, con colonne dedicate al numero identificativo di ciascun esemplare e ai vari parametri richiesti, come mostrato in *figura 29*.

#	Tree ID	Specie	Volume chioma mancante [0-100%]	Salute del fogliame [0-100%]	Attuale uso del suolo	Esposizione irraggiamento solare [0-5]
1					Parco	
2					Parco	
3					Parco	
4					Parco	
5					Parco	
6					Parco	
7					Parco	
8					Parco	
9					Parco	
10					Parco	
11					Parco	
12					Parco	
13					Parco	
14					Parco	
15					Parco	

Figura 29: Progettazione della scheda di campo per rilievo manuale.

Successivamente, al fine di facilitare il rilevamento manuale, l'area del Parco Ruffini è stata suddivisa in zone omogenee, quali filari e aree con esemplari della stessa specie o all'interno di settori con illuminazione simile, permettendo così un'acquisizione più veloce e standardizzata. L'intera area del parco Ruffini è stata quindi suddivisa in 59 settori come mostrato in *figura 30*.



Figura 30: Divisione del parco Ruffini in filari e aree per standardizzazione dei dati elaborati con QGIS.

Il rilievo effettivo è stato condotto nelle giornate del 12 e 13 settembre 2024, seguendo la scheda di campo e la suddivisione in settori pianificate in precedenza. I dati necessari sono stati raccolti applicando la metodologia descritta nel manuale di i-Tree, garantendo così coerenza e accuratezza nell'acquisizione delle informazioni, mentre l'inserimento delle specie è stato possibile grazie allo *shapefile* delle alberate precedentemente aggiornato (*figura 31*).

#	Tree ID	Specie	Volume chioma mancante [0-100%]	Salute del fogliame [0-100%]	Attuale uso del suolo	Esposizione e irraggiamento solare [0-5]
Area inizio parco						
1	180	Cedrus atlantica	5%	10%	Parco	5
2	179	Cedrus atlantica	5%	10%	Parco	5
3	178	Cedrus atlantica	5%	10%	Parco	5
Filari lato sinistro stadio						
filare 1						
4						
5	142	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
6	141	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
7	140	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
8	139	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
9	138	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
10	137	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
11	136	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
12	135	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
13	134	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
14	133	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
15	132	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
16	131	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
17	130	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
18	129	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
19	128	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
20	127	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
21	126	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
22	125	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
23	124	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
24	123	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
25	122	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
26	121	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
Filare 2						
27	120	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
28	119	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
29	118	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
30	117	Celtis australis	5%	5%	Parco	4
31	116	Celtis australis	5%	5%	Parco	4

Figura 31: Compilazione della scheda di campo.

Ad esempio, i filari di *Celtis australis* (figura 32) che delimitano il lato nord del Parco Ruffini mostrano una copertura della chioma praticamente completa, senza significative lacune nel volume, e un fogliame in buone condizioni. Di conseguenza, è stato attribuito un valore del 5% alla percentuale di chioma mancante e alla salute del fogliame. Per quanto riguarda l'esposizione all'irraggiamento solare, è stato assegnato un valore pari a 4, poiché la chioma riceve luce solare da quattro direzioni, garantendo una distribuzione uniforme dell'illuminazione.



Figura 32: Esemplare di *Celtis australis* del Parco Ruffini (foto dell'autrice).

2.4.3 Raccolta dati su precipitazioni e inquinamento per l'aggiornamento di i-Tree database

Come discusso nei capitoli precedenti, i-Tree Eco si integra con i-Tree Database, un'applicazione che supporta gli utenti interessati a effettuare analisi in Paesi i cui dati locali non sono già integrati in i-Tree Eco.

Nonostante la città di Torino fosse già inclusa nel database di i-Tree, è stato necessario aggiornare le informazioni disponibili, poiché i dati relativi a precipitazioni e inquinamento risalivano al 2015. L'aggiornamento più recente del database i-Tree consente di inserire dati fino al 2023.

Attraverso il sito di Arpa Piemonte è stato possibile scaricare i dati sulle precipitazioni giornaliere e orarie, relativi al periodo dal 1° gennaio al 31 dicembre 2023. Per la rilevazione, è stata scelta la stazione Arpa “Rubino”, situata a circa 3 km dal Parco Ruffini, essendo la più vicina e rappresentativa delle condizioni locali. I dati acquisiti sono stati poi modificati e organizzati secondo il formato richiesto da i-Tree Database, come illustrato in *figura 33*.

A	B
TimeStamp	RainMh
1/1/23 0:00	0
1/1/23 1:00	0
1/1/23 2:00	0
1/1/23 3:00	0
1/1/23 4:00	0
1/1/23 5:00	0
1/1/23 6:00	0
1/1/23 7:00	0
1/1/23 8:00	0
1/1/23 9:00	0
1/1/23 10:00	0
1/1/23 11:00	0
1/1/23 12:00	0
1/1/23 13:00	0
1/1/23 14:00	0
1/1/23 15:00	0
1/1/23 16:00	0.0002
1/1/23 17:00	0
1/1/23 18:00	0.0002
1/1/23 19:00	0
1/1/23 20:00	0.0004
1/1/23 21:00	0
1/1/23 22:00	0.0002

Figura 33: Compilazione file Excel con valori di precipitazione.

Un procedimento analogo è stato seguito per i dati sull'inquinamento atmosferico. Le informazioni sono state ottenute inviando una richiesta via e-mail ad Arpa Piemonte per le concentrazioni giornaliere e orarie dei seguenti inquinanti registrati nella stazione di "Rubino":

- Monossido di carbonio (CO);
- Biossido di azoto (NO_2);
- Biossido di zolfo (SO_2);
- Ozono (O_3);
- PM_{10} ;
- $PM_{2,5}$;

Una volta ricevuti, i dati sono stati riorganizzati seguendo il modello Excel richiesto, includendo modifiche alle unità di misura per assicurare la compatibilità con i-Tree Database (figura 34).

YEAR	MONTH	SPNAME	CITYNAME	ADDR	UNITS	QUANTITY	DAY	HOUR
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	1200	1	0
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	1300	1	1
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	800	1	2
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	700	1	3
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	600	1	4
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	500	1	5
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	600	1	6
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	900	1	7
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	800	1	8
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	1100	1	9
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	700	1	10
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	600	1	11
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	400	1	12
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	300	1	13
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	100	1	14
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	200	1	15
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	400	1	16
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	200	1	17
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	500	1	18
2023	1	CO	LocationName	MonitorID	1	800	1	19

Figura 34: Compilazione file Excel con valori di inquinanti atmosferici.

Dopo aver predisposto correttamente i file Excel con i dati su precipitazioni e inquinamento, questi sono stati inviati al server per il controllo e il caricamento per il futuro utilizzo. I dati sono stati resi disponibili il 15 gennaio 2025, dopo 3 mesi dal caricamento.

2.4.4 Problematiche riscontrate durante i rilievi e soluzioni adottate

Durante lo svolgimento del progetto, sono emerse diverse problematiche che hanno richiesto specifiche soluzioni per garantire l'accuratezza e la tempestività dei dati necessari per i-Tree.

In primo luogo, l'acquisizione corretta delle metriche richieste dal software i-Tree dipende dalla stagione vegetativa degli alberi, rendendo indispensabile condurre i rilievi in questo periodo per ottenere dati rappresentativi della chioma e del fogliame. Per ovviare a questa limitazione temporale, è stata pianificata in anticipo la finestra temporale dei rilievi, sincronizzando le attività preliminari come la richiesta di permessi con la stagione vegetativa.

Il rilievo strumentale ha inoltre richiesto la presenza di almeno due operatori per garantire la corretta gestione degli strumenti.

Un'ulteriore limitazione del metodo è stata l'inevitabile soggettività del rilievo manuale, specialmente nelle valutazioni visive dello stato della chioma, della salute del fogliame e dell'esposizione all'irraggiamento solare. Per ridurre l'impatto di questa variabilità, sono state seguite attentamente le linee guida fornite dal manuale di i-Tree, standardizzando così i criteri di osservazione.

Il reperimento dei dati sugli inquinanti ha comportato ulteriori difficoltà. L'accesso a questi dati richiedeva, infatti, un processo di richiesta con tempi di attesa significativi. Inoltre, una volta reperiti i dati, formattati secondo i modelli stabiliti da i-Tree-database, è necessario attendere fino a 3 mesi il caricamento di questi e il loro possibile utilizzo per la quantificazione dei servizi ecosistemici nelle aree verdi urbane.

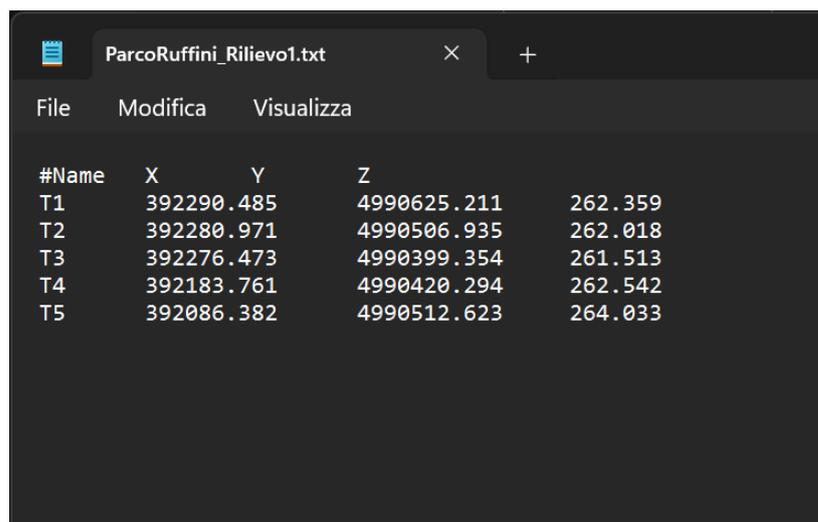
3. RISULTATI

3.1 Risultati dei rilievi SLAM ed elaborazione della nuvola di punti

3.1.1 Georeferenziazione della nuvola

In primo luogo, sono stati scaricati ed esportati i dati relativi alla posizione dei singoli target, acquisiti tramite antenna GNSS, utilizzando il software X-PAD Ultimate Survey. I dati sono stati salvati sul tablet in dotazione e successivamente scaricati in formato .csv.

Per poter importare correttamente i dati nel software FARO Connect per l'elaborazione, è stato necessario formattare i file secondo le specifiche del programma, generando un file separato per ciascuna scansione. A tal fine, è stato creato un file di testo (.txt) strutturato in tre colonne, contenente i valori di coordinate X, Y e Z per ciascun target rilevato con l'antenna GNSS (figura 35).



The image shows a text editor window titled "ParcoRuffini_Rilievo1.txt". The window contains a table with the following data:

#Name	X	Y	Z
T1	392290.485	4990625.211	262.359
T2	392280.971	4990506.935	262.018
T3	392276.473	4990399.354	261.513
T4	392183.761	4990420.294	262.542
T5	392086.382	4990512.623	264.033

Figura 35: Formattazione coordinate antenna GNSS.

3.1.2 Utilizzo di Faro Connect

Come spiegato nel capitolo 2.1.1 FARO Connect è un software che permette l'elaborazione dei dati grezzi acquisiti dai laser scanner e convertirli in formati utilizzati per rappresentare la distribuzione spaziale delle superfici e degli oggetti catturati durante i rilievi.

Sono stati quindi creati 2 diversi progetti al fine di alleggerire e velocizzare le operazioni, all'interno di ciascun progetto è stato impostato un piano di elaborazione in cui sono stati inclusi 4 rilievi.

Successivamente, è stata caricata la nuvola di punti del primo rilievo contenente i dati grezzi. Sono stati configurati i parametri di elaborazione, come illustrato in figura 36, e avviato il processo di calcolo.

Import to T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia

Workflow
Stop and Go Georeferencing

Sheet
Elaborazione

Input dataset. (geoslam, zip) * C:\Users\marco\Desktop\Tesi Sofia\Elaborazione Parco Ruffini\0. Browse System

Capture environment. Standard

Mount Type Handheld

Point spacing (mm). 5

Control point file. (txt, csv) * C:\Users\marco\Desktop\Tesi Sofia\Elaborazione Parco Ruffini\1. Browse System

Transformation type. Non-Rigid

Control points confidence (mm), if non-rigid. 20

ZebCam attached to scanner? Enable if true.

ZebCam attached to scanner? Enable if true.

Output format. .laz

Cancel Queue for import

Figura 36: Avvio elaborazione del dato grezzo su Faro Connect.

- **Workflow:** è stato selezionato un flusso di lavoro chiamato “*Stop and Go Georeferencing*”. Questo metodo di georeferenziazione viene utilizzato per dati raccolti in movimento per acquisire informazioni di posizione in maniera puntuale (stop) e continua (go).
- **Input Dataset:** è stato selezionato del file contenente i dati grezzi del rilievo (nel formato GeoSLAM).
- **Capture Environment:** è stata selezionata la modalità “Standard” adatta per il tipo di acquisizione e indica che i dati sono stati rilevati in condizioni ambientali ordinarie.
- **Mount Type:** la configurazione “Handheld” (portatile) indica che il dispositivo di acquisizione è stato tenuto a mano.
- **Point Spacing (mm):** Qui è possibile regolare la spaziatura dei punti, impostata su 5 mm. Una spaziatura inferiore significa una maggiore densità di punti, utile per ottenere un modello più dettagliato ma con file più pesanti. Una spaziatura di 5 mm è adatta per dettagli moderati, ad esempio per visualizzare chiaramente elementi di un parco.
- **Control Point File:** questo campo permette di caricare un file contenente i punti dei target in formato *.txt* precedentemente creati, permettendo la georeferenziazione della scansione.
- **Transformation Type:** è stata selezionata la trasformazione Non-Rigid, utile per allineare dati che possono avere piccole deformazioni o non essere perfettamente rigidi. Questa scelta è comune in ambienti esterni con superfici e vegetazione irregolare, come in un parco.
- **Control Points Confidence (mm):** questo parametro regola la tolleranza di precisione per i punti di controllo, impostata su 20 mm. Un valore di confidenza più basso aumenta la rigidità dell’allineamento ma richiede maggiore precisione nei punti di controllo.
- **Output Format:** il formato di output scelto è *.jaz*, un formato di file specifico per il software FARO, adatto a salvare le elaborazioni di scansione e le georeferenziazioni in un unico file.

Al termine della prima fase di elaborazione, sono stati applicati due filtri per ottimizzare la pulizia della nuvola di punti (*figura 37*):

- a) Filtro **OUTLIER**: elimina i punti dati anomali dalla nuvola. Questo filtro rimuove punti irregolari causati da fenomeni come pioggia, polvere o riflessi parziali dai bordi, classificando i punti in base alla loro distanza dai punti circostanti. Nello specifico:
- **Input Data File (.laz)**: è stato quindi selezionato il percorso del file LAZ contenente i dati della nuvola di punti.
 - **Number of Neighbours**: qui viene impostato il numero di punti vicini da considerare per il calcolo delle distanze medie. Il valore selezionato è 8, il che significa che per ciascun punto nella nuvola, verranno considerati i suoi 8 vicini più prossimi per determinare se si tratta di un outlier.
 - **Standard Deviation Threshold**: questa impostazione stabilisce la soglia di deviazione standard, che definisce quanto un punto può deviare dalla distanza media dei vicini prima di essere classificato come outlier. Con un valore di 2, si sta impostando una tolleranza moderata, permettendo una leggera variazione ma eliminando i punti che si discostano significativamente dalla media.

LAZ Filtering options

Outlier Filter

Apply the SOR (Outlier) filter to a point cloud.

Input data file. (.laz) * C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia\g\Elaborazi Pick from Project

Number of neighbours. 8

Standard deviation threshold. 2

Cancel Run

Figura 37: Applicazione del filtro OUTLIER.

- b) Filtro **TRANSIENT**: consente di rimuovere oggetti in movimento, come persone o veicoli, migliorando l'accuratezza dei dati finali. Nello specifico (*figura 38*):
- **Input data file (.laz)**: è stato quindi selezionato il percorso del file LAZ contenente i dati della nuvola di punti.
 - **Grid size (m)**: la dimensione della griglia in metri, qui impostata a 0.1. Questo parametro definisce il lato dei voxel (volumi tridimensionali a forma di cubo) utilizzati per segmentare lo spazio nella nuvola di punti. Voxel più piccoli permettono un'analisi più dettagliata, ma possono aumentare i tempi di calcolo.

- **Transient time window (secs):** la finestra temporale di analisi, espressa in secondi (qui impostata a 3). Questo parametro stabilisce quanto tempo viene considerato per determinare se un punto è “transitorio” (cioè relativo a un oggetto in movimento, come un veicolo o una persona).
- **Threshold for number of points in a voxel:** la soglia minima di punti per voxel (qui impostata a 1). Questo parametro serve a filtrare i voxel: solo i voxel che contengono un numero uguale o superiore a questa soglia saranno considerati nel calcolo. Un valore di 1 include tutti i voxel con almeno un punto.

LAZ Filtering options

Transient Filter

Apply the Transient (movement) filter to a point cloud.

Input data file. (laz) * C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia\g\Elaborazi Pick from Project

Grid size (m). 0,1

Transient time window (secs). 3

Threshold for number of points in a voxel 1

Cancel Run

Figura 38: Applicazione del filtro TRANSIET.

Conclusa l’applicazione dei filtri, che garantiscono una pulizia accurata della nuvola di punti e assicurano la conservazione dei soli dati rilevanti per le analisi successive, è stata avviata la procedura di colorazione della nuvola.

Sono stati attivati i tre strumenti dedicati all’elaborazione dei dati acquisiti dalla fotocamera “Vision”:

1. **Generazione foto:** elabora le immagini acquisite dallo strumento durante il rilievo.
2. **Posizionamento foto:** consente di collocare le immagini lungo la traiettoria seguita durante il rilievo, in corrispondenza delle posizioni acquisite.
3. **Colorazione nuvola:** applica la colorazione RGB (red, green, blue) alla nuvola di punti, basandosi sulle immagini registrate.

1. Generazione foto: Per avviare l'elaborazione delle immagini acquisite durante il rilievo, sono stati settati nello specifico questi parametri (figura 39):

- **Input dataset (.geoslam, .zip):** è stato selezionato il file grezzo con estensione .geoslam.
- **Define the exposure of the panoramic imagery (positive/lightens, negative/darkens):** un controllo per regolare l'esposizione (luminosità) delle immagini panoramiche risultanti. Valori positivi aumentano la luminosità, mentre valori negativi scuriscono l'immagine, per tale motivo è stato selezionato 0.
- **Stitch every 'N'th image:** specifica il passo per la selezione delle immagini da unire, qui impostato a 1, il che significa che tutte le immagini saranno considerate.

Vision Image Stitching

Creates panoramic images by stitching images from forward and rearward cameras. Produces an image timing file.

Input dataset. (geoslam, zip) * C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia\g\Elaborazi Pick from Project ▾

Vision image directory. Pick a file... Pick from Project ▾

Define the exposure of the panoramic imagery, positive (lightens), negative (darkens). 0

Stitch every 'N'th image 1

Cancel Start Stitching

Figura 39: Generazione delle foto.

2. Posizionamento foto (figura 40):

- **Input dataset (.geoslam):** è stato selezionato il file grezzo con estensione .geoslam
- **Input trajectory file (.txt, .gs-traj):** fornisce il file di traiettoria, che contiene informazioni sul percorso registrato durante l'acquisizione. Questi dati sono fondamentali per calcolare correttamente la posizione delle immagini nel contesto spaziale.
- **Input timing file (.json):** specifica il file di temporizzazione in formato .json creato dal modulo di stitching delle immagini ("Vision Stitcher"). Contiene i riferimenti temporali delle immagini e li sincronizza con la traiettoria per calcolare le pose.
- **Camera calibration file (.json):** fornisce il file di calibrazione della fotocamera in formato .json. Questo file contiene i parametri della fotocamera (come lunghezza focale, distorsioni, ecc.), necessari per calcolare le posizioni delle immagini con precisione.

Vision Calculate Image Poses

Create a gs-vision file, using the image timing file created by the Vision stitcher module.

Input dataset. (geoslam) *	C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia	Pick from Project	▼
Input trajectory file. (txt, gs-traj) *	C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia	Pick from Project	▼
Input timing file. (json) *	C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia	Pick from Project	▼
Camera calibration file. (json) *	C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia	Pick from Project	▼

Cancel Create Image Pose File

Figura 40: Posizionamento delle foto.

3. Colorazione nuvola (figura 41):

- **Input data file (.laz):** specifica il percorso del file di dati di input contenente la nuvola di punti, in formato .laz.
- **Image position file (.gs-vision):** file che contiene informazioni sulla posizione delle immagini utilizzate per colorare la nuvola di punti.
- **Camera calibration file (.json):** file che include i parametri di calibrazione della fotocamera, precedentemente creato.
- **Start at the 'N'th image (The first image is 0):** determina da quale immagine iniziare il processo di colorazione. Qui impostato a 9, quindi, il processo partirà dalla 9^a immagine.
- **Stop at the 'N'th image from the end (e.g., -9 means the 9th image from the end is the last used):** definisce quale immagine sarà l'ultima utilizzata nel processo, contando dalla fine. Qui impostato a -9 quindi si userà la 9^a immagine a partire dalla fine.
- **Skip every 'N'th image (the default 0 means no images are skipped):** permette di saltare un certo numero di immagini durante il processo. Il parametro scelto è 0, quindi nessuna immagine verrà saltata.
- **Select mask to exclude certain areas of the image when colourising data:** specifica il tipo di maschera da applicare per escludere aree indesiderate delle immagini. La scelta "Handheld" permette di rimuovere alcune immagini dal momento che lo strumento è stato utilizzato manualmente.
- **Colour by timing or distance? Colour by distance will be slower but may lead to a better result:** indica il criterio per colorare i punti. È stata scelta la tipologia

“Distance” che utilizza la distanza per determinare la corrispondenza, il che richiede più tempo ma può produrre risultati più accurati.

Vision Colourise Point Cloud

The screenshot shows the 'Vision Colourise Point Cloud' interface with the following settings:

- Input data file. (.laz) ***: C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia\g\Elabora (Pick from Project)
- Image position file. (gs-vision) ***: C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia\g\Elabora (Pick from Project)
- Camera calibration file. (.json) ***: C:\ProgramData\LidarOs\projects\T24_XX_ParcoRuffini_TesiSofia\g\Elabora (Pick from Project)
- Start at the 'N'th image (The first image is 0).**: 9
- Stop at the 'N'th image from the end (e.g. -9 means the 9th image from the end is the last used).**: -9
- Skip every 'N'th image (the default 0 means no images are skipped).**: 0
- Select mask to exclude certain areas of the image when colourising data.**: Handheld
- Colour by timing or distance? Colour by distance will be slower but may lead to a better result.**: Distance
- If colourise option is distance, use low resolution mode?**:
- When colourising, remove points that have not been colourised.**:

Buttons: Cancel, Start Colourising Cloud

Figura 41: Colorazione della nuvola.

Questa serie di operazioni è stata applicata a ciascuno degli otto rilievi, producendo otto nuvole di punti georeferenziate e colorate.

Infine, ogni nuvola di punti georeferenziate, filtrata e colorata è stata rinominata ed esportata in formato *.laz* (figura 42). La medesima procedura è stata ripetuta per ciascuno dei sette rilievi rimanenti, completando così il processo di esportazione per l'intero set di dati e finalmente pronto per l'utilizzo di LiDAR 360 per l'estrazione delle metriche delle alberature del Parco Ruffini.

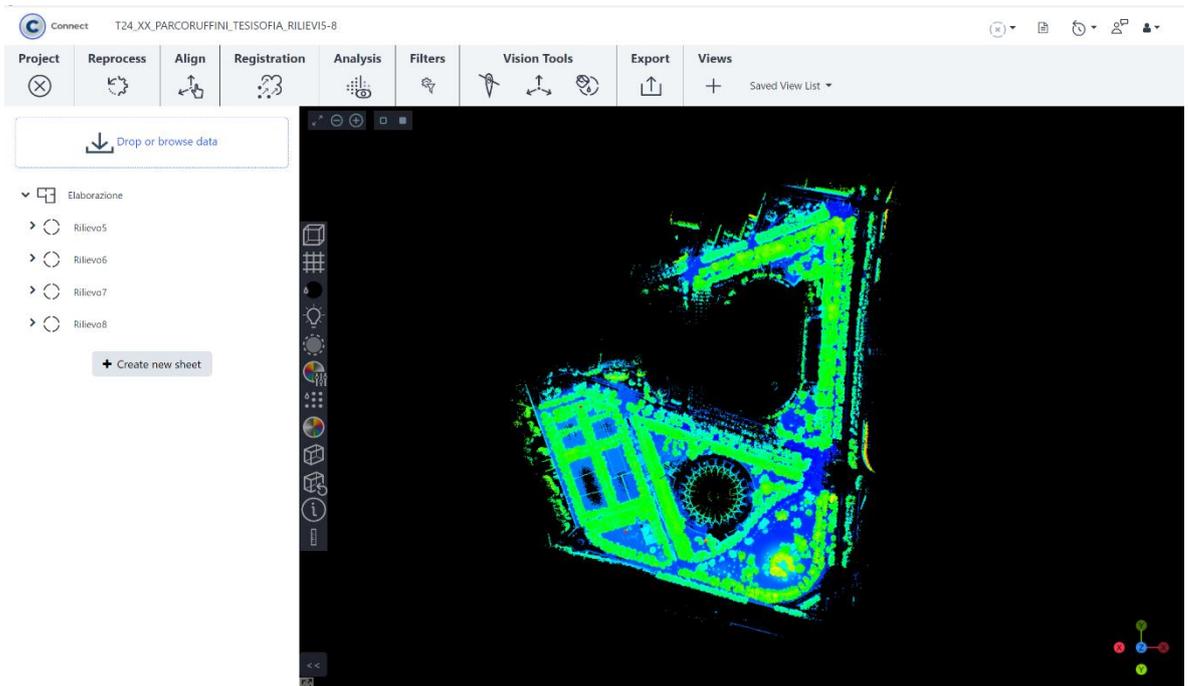
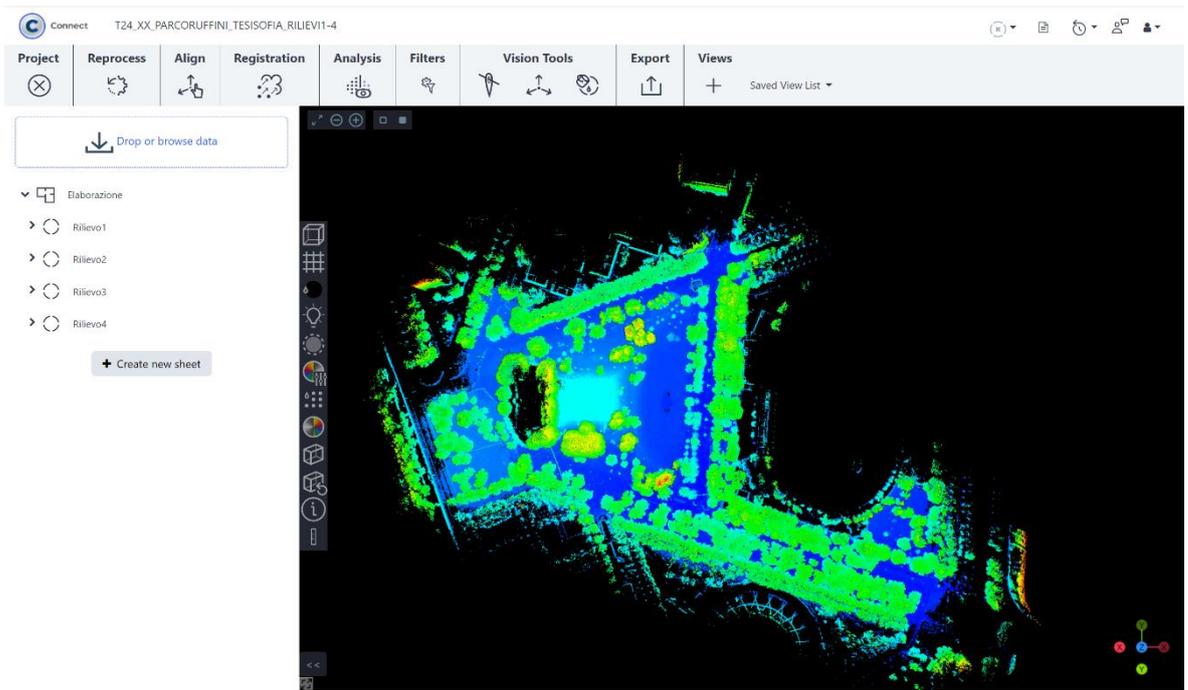


Figura 42: Visualizzazione dei risultati dei rilievi (1-4) e (5-8) attraverso FARO Connect.

3.1.3 Utilizzo di LiDAR 360

Come descritto nel *capitolo 2.2.2*, Lidar 360 è un software progettato per l'elaborazione e l'analisi dei dati provenienti da sistemi di rilevamento LiDAR (*Light Detection and Ranging*), permettendo di segmentare ogni singolo albero dalle nuvole di punti laser aeree o terrestri. Ciò consente di classificare il tronco e il fogliame, ottenendo attributi dettagliati come l'altezza dell'albero, il diametro dei rami all'altezza del petto, e la curvatura del tronco. Questo livello di dettaglio consente di calcolare oltre 20 parametri relativi alle risorse forestali.

3.1.3.1 Pre-processamento della nuvola di punti

I passaggi eseguiti per la prima fase di lavorazione della nuvola sono di seguito riportati:

A. Caricamento delle nuvole di punti

Il primo passaggio consiste nel caricamento delle 8 nuvole di punti in formato *.laz*, ottenute dall'elaborazione preliminare su FARO Connect. Successivamente, è stato creato e salvato un nuovo progetto su LiDAR 360 per gestire i dati in maniera organizzata.

B. Unione delle nuvole di punti

Le 8 nuvole di punti sono state unite in un'unica nuvola utilizzando la funzione Merge. Questa operazione è necessaria per consolidare i dati e ottenere un'unica nuvola che rappresenti l'intera area di interesse.

C. Ritaglio dei punti per l'area di interesse

Per ottimizzare i tempi di elaborazione e focalizzarsi sull'area di interesse, è stato effettuato il ritaglio della nuvola eliminando i punti non di interesse. In particolare sono stati esclusi i punti esterni al Parco Ruffini, come edifici, strade e altre strutture non rilevanti per l'analisi. È stata eliminata anche la parte di punti acquisiti durante il rilievo riguardanti zone non di pertinenza come lo stadio Primo Nebiolo e il Palazzetto sportivo.

Per eseguire questa operazione, dal menu Tools, è stata selezionata l'opzione Polygon per delimitare le aree da eliminare, è stato quindi utilizzato lo strumento Out Cut per rimuovere i punti selezionati. La nuvola modificata è stata salvata tramite lo strumento Save Cut.

D. Sottocampionamento

Successivamente, è stato eseguito il sottocampionamento della nuvola di punti, impostando una risoluzione di 2 cm. Questo passaggio consente di ridurre il numero totale di punti, migliorando le prestazioni di calcolo senza compromettere significativamente la qualità dell'analisi.

Nella *figura 43* viene mostrata la visualizzazione dei risultati di questa fase.

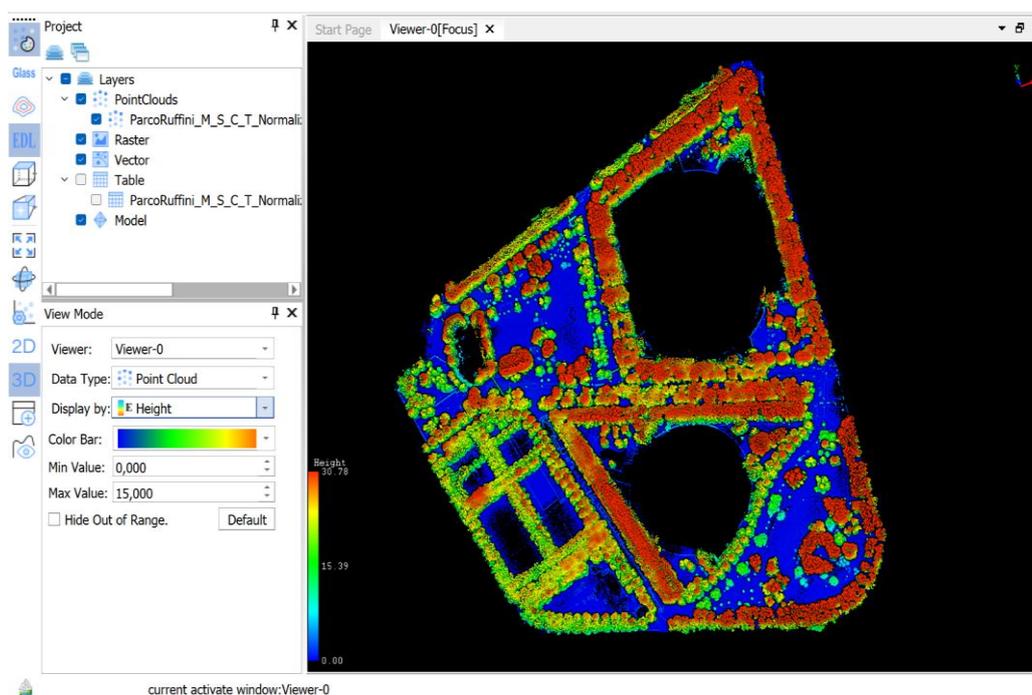


Figura 43: Elaborazione dei rilievi attraverso LiDAR 360.

E. Classificazione dei punti del terreno

La classificazione dei punti del terreno è stata eseguita utilizzando il tool Classify Ground Point, disponibile nella scheda Classification. È stata selezionata la nuvola di punti modificata (ritagliata) e i punti appartenenti alle classi “Never classified” e “Unclassified” sono stati riassegnati alla classe “Ground”, che rappresenta i punti del terreno. Successivamente è stato scelto il tipo di terreno presente nella scena, in questo caso “gentle” che caratterizza un terreno con pendenze moderate. In base a questa scelta, alcuni parametri del tool sono stati preimpostati, ma è stato necessario regolare manualmente i seguenti parametri per ottenere una classificazione accurata (*figura 44*):

- **Max building size:** si riferisce alla dimensione massima degli edifici nella scena. In questa scena, poiché non ci sono edifici, è stato impostato il valore predefinito di 20 m.
- **Max terrain angle:** angolo massimo di pendenza del terreno. Elementi con una pendenza superiore non sono classificati come terreno. Per questa scena, il valore è stato impostato a 88° come valore di default.
- **Iteration angle:** angolo massimo tra punti non classificati e punti già classificati. È stato selezionato il valore massimo di 12 gradi dal momento che l’area in esame è piuttosto estesa e con grandi cambi di pendenza.

- **Reduce iteration angle when edge length:** riduce l'angolo di iterazione se la lunghezza del triangolo è inferiore a una certa soglia. Questo valore può essere aumentato se è necessario ottenere una classificazione più accurata.
- **Stop triangulation when edge length:** interrompe la densificazione della rete di triangolazione se la lunghezza del triangolo è inferiore a una certa soglia. Un valore più alto genera punti meno densi, mentre un valore più basso produce una rete più fitta. In questo caso è stato applicato il filtro <1 m.

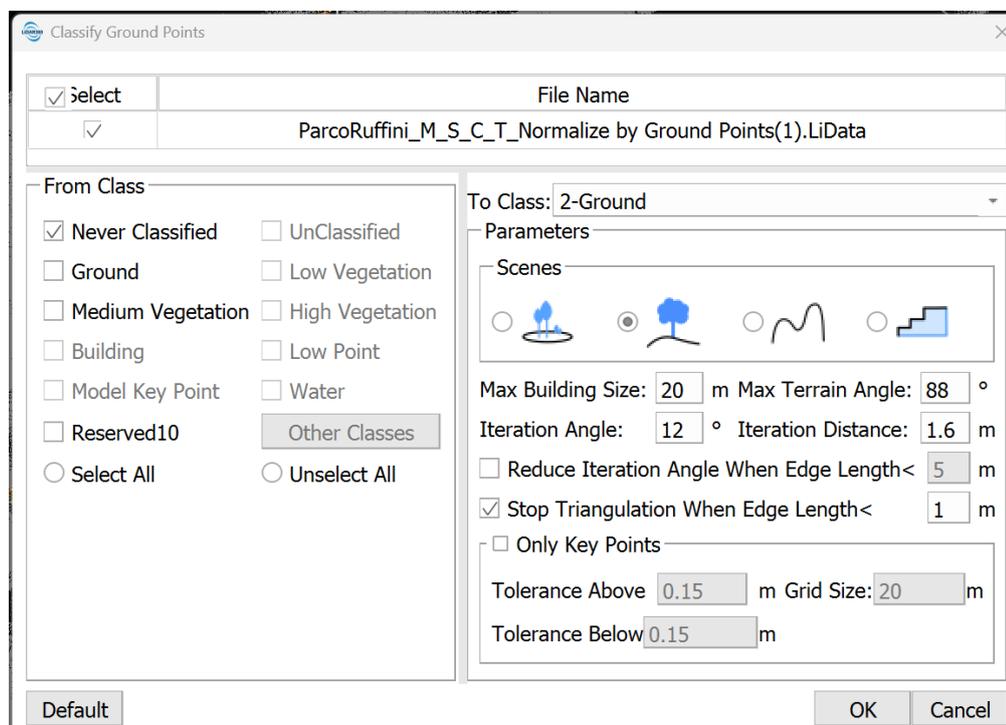


Figura 44: Parametri per la classificazione dei punti del terreno.

Una volta completata l'operazione per verificare i risultati della classificazione, è stata selezionata l'opzione Display By: Classification.

F. Infittimento punti del terreno

Per aumentare il numero di punti classificati come "Terreno", è possibile utilizzare il tool Classify by Height Above Ground, disponibile nella scheda Classification.

Questo strumento consente di identificare e classificare i punti situati a una certa altezza sopra il terreno già individuato, migliorando così la precisione della classificazione. In questo caso, lo strumento è stato configurato per analizzare i punti compresi tra 0 m e 0,25 m sopra il terreno. I punti che rientrano in questo intervallo, originariamente appartenenti alle classi Never Classified o Unclassified, sono stati temporaneamente riassegnati alla classe Reserved10 (figura 45).

Una volta completata questa fase preliminare, il risultato è stato verificato per accertarsi che i punti riassegnati alla classe Reserved10 rappresentassero effettivamente punti del terreno che non erano stati classificati correttamente in precedenza. Successivamente, i punti appartenenti a Reserved10 sono stati riassegnati manualmente alla classe Ground utilizzando il tool Classification Editor, sempre disponibile nella scheda Classification.

Dopo aver completato questa operazione e verificato che la nuova classificazione fosse corretta, il processo è stato concluso salvando le modifiche effettuate.

The screenshot shows a dialog box titled "Classify by Height Above Ground". At the top, there is a "File Name" field containing "ParcoRuffini_M_S_C_T_Normalize by Ground Points(1).LiData". Below this, there are two dropdown menus: "Ground Class" set to "2 - Ground" and "To Class" set to "10-Reserved10". A "Parameters" section contains two input fields: "Min Height" with the value "0" and "Max Height" with the value "0.25", both followed by "m". On the left, a "From Class" section lists various categories with checkboxes: "Never Classified" (checked), "UnClassified", "Ground", "Low Vegetation", "Medium Vegetation", "High Vegetation", "Building", "Low Point", "Model Key Point", "Water", "Reserved10" (checked), "Other Classes", "Select All", and "Unselect All". At the bottom left is a "Default" button, and at the bottom right are "OK" and "Cancel" buttons.

Figura 45: Parametri per l'infiltramento dei punti del terreno.

G. Classificazione vegetazione

La classificazione dei punti relativi alla vegetazione è stata eseguita utilizzando il tool Classify Ground Point, disponibile nella scheda Classification. È stata selezionata la nuvola di punti ritagliata e classificata e i punti appartenenti alle classi "Ground" sono stati riassegnati alla classe "Medium Vegetation". Come parametri sono stati lasciati i valori di default: minimum height (0 m) e max height (2 m) (figura 46). Nella figura 47 viene riportata la visualizzazione dei risultati della classificazione della vegetazione.

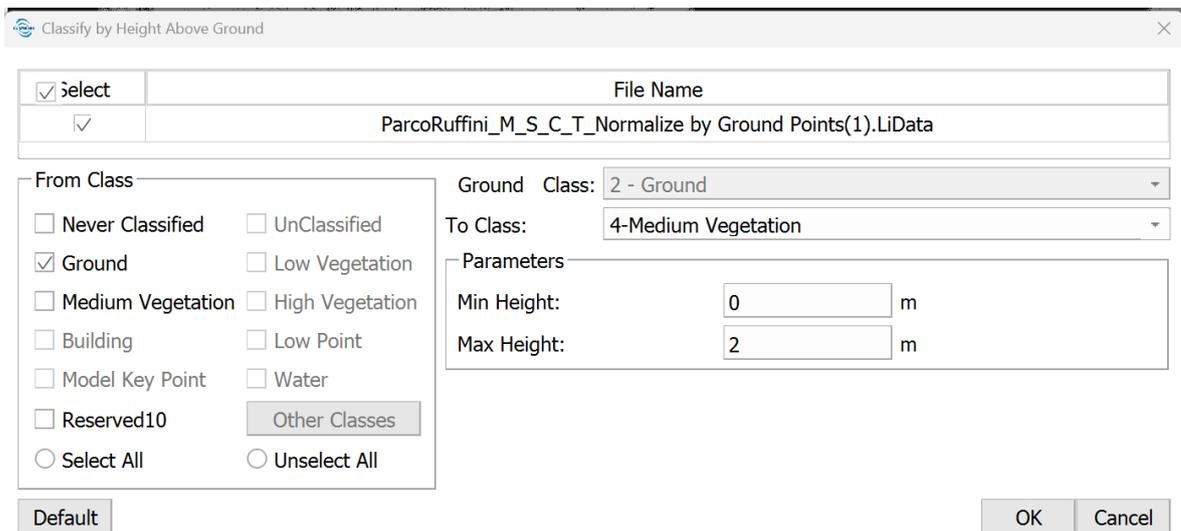


Figura 46: Parametri per la classificazione della vegetazione.



Figura 47: Visualizzazione della classificazione della vegetazione.

H. Normalizzazione della nuvola di punti

La normalizzazione serve a rimuovere l'effetto del dislivello nei valori di quota dei singoli punti presenti nella nuvola. Per eseguire la normalizzazione, si accede alla scheda TLS Forest, Normalize by Ground Points. Come input, è necessario fornire la nuvola classificata.

La normalizzazione della nuvola di punti rappresenta l'ultimo passaggio per l'elaborazione iniziale e permette di ottenere un risultato dove è possibile iniziare la parte di segmentazione delle singole alberature per l'estrazione delle biometriche.

3.1.3.2 Estrazione delle informazioni metriche delle alberature

Una volta pre-processata la nuvola di punti, segue la fase relativa alla segmentazione degli esemplari al fine di estrarre le biometriche necessarie per l'immissione di input nel software i-Tree Eco. I passaggi eseguiti sono di seguito riportati.

a) Estrazione del diametro a petto d'uomo (DBH)

Questo passaggio prevede la classificazione con un ID univoco i punti che rappresentano la singola pianta selezionata.

È stato quindi scelto di individuare il DBH degli esemplari caratteristici per filare o aree precedentemente individuata al fine di ridurre i tempi di individuazione di ogni singolo esemplare e di successiva correzione.

A tale scopo, è stato utilizzato lo strumento TLS Seed Point Editor.

Il processo inizia creando una sezione della nuvola di punti a un'altezza di 1,30 m dal suolo, con un buffer di 0,10 m, per isolare la zona rilevante per il calcolo del DBH.

Successivamente, è stata aperta la finestra Profile, dove, nel pannello Viewer-0, è stato disegnato un esagono sufficientemente grande da fornire un contesto chiaro della scena (figura 48).

Tree ID	X	Y	Z	DBH	rown Diametr	Crown Area	rown Volum	Tree Height	CBH	Straightness	Elevation
1	1	392090.93...	4990569.3...	1.2998901...	0.538781	0	0	0	0	0	0
2	2	392257.84...	4990621.3...	1.3020017...	0.638531	0	0	0	0	0	0
3	3	392367.94...	4990661.1...	1.3019132...	0.556407	0	0	0	0	0	0
4	4	392408.34...	4990676.0...	1.2993439...	0.638058	0	0	0	0	0	0

Figura 48: Estrazione del diametro a petto d'uomo.

Per iniziare la segmentazione, è stato utilizzato Fit DBH e selezionato il metodo Fit Circle, che permette di disegnare un cerchio che corrisponde al diametro del tronco dell'esemplare. Con il supporto della visualizzazione 3D, si individuano i tronchi nella vista 2D per garantire che il diametro sia misurato precisamente a 1,30 m dal suolo. Per selezionare un tronco di riferimento, si effettua un doppio clic nella finestra Viewer 2D e si traccia la forma sul tronco (figura 49).

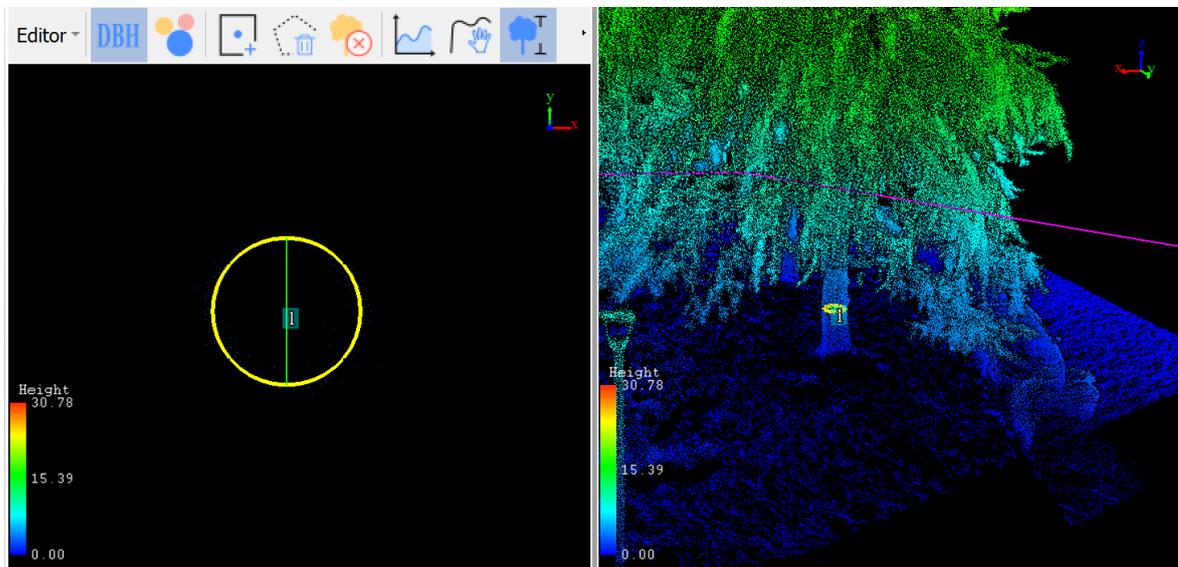


Figura 49: Visualizzazione del DBH.

Dopo aver individuato tutti gli alberi presenti nell'area dell'esagono, questo viene spostato per analizzare la scena successiva e individuare i DBH degli alberi rimanenti. Questo processo viene ripetuto fino a quando tutti gli alberi sono stati analizzati e i relativi DBH misurati.

Al termine della procedura, per salvare i DBH rilevati, è necessario accedere alla scheda Measure Individual Tree Attribute e premere il comando Save, salvando i dati in un file denominato tree.csv. Questo file costituisce il risultato finale del processo di individuazione dei DBH, pronto per successive analisi.

b) Segmentazione delle singole alberature

Dopo aver determinato i DBH di tutte le alberature, il passo successivo è la segmentazione degli esemplari utilizzando lo strumento Point Cloud Segmentation from Seed Points. Questo strumento permette di suddividere la nuvola di punti associando i punti individuali agli alberi corrispondenti, sulla base dei DBH precedentemente individuati. Nella finestra dello strumento, vengono selezionate tutte le classi ad eccezione della classe Ground, poiché

i punti del terreno non devono essere inclusi nella segmentazione. Successivamente, si configurano i seguenti parametri (figura 50):

- **Cluster tolerance:** rappresenta la distanza massima entro cui un punto può essere associato a un albero. Un valore maggiore aumenta il numero di punti associati a ciascun albero. In questo caso, è stato utilizzato il valore di default di 0.1 m.
- **Minimum cluster size:** definisce il numero minimo di punti necessari per considerare un cluster come un albero valido. Questo parametro evita la creazione di cluster troppo piccoli o rumorosi. Anche qui è stato mantenuto il valore di default di **500 punti**.
- **maximum e minimum DBH:** indica i valori limite del diametro a petto d'uomo (DBH) per considerare un albero. I valori sono stati impostati sulla base dei limiti stabiliti durante la fase precedente, rispettivamente **0.1 m** (minimo) e **1.5 m** (massimo).
- **Height above ground:** specifica l'altezza minima sopra il terreno per considerare un punto come appartenente a un albero. Poiché vengono segmentati tutti i punti esclusi dalla classe **Ground**, il valore è stato impostato a **0.3 m**, sufficientemente basso per includere la vegetazione rilevante.
- **Minimum tree height:** definisce l'altezza minima di un albero per essere considerato tale. In questo caso, è stata impostata a **1 m**, coerentemente con i criteri adottati per l'identificazione degli esemplari.

<input checked="" type="checkbox"/> Select	File Name
<input checked="" type="checkbox"/>	ParcoRuffini_M_S_C_T_Normalize by Ground Points.LiData

(Note: Input point cloud data must have normalized elevation values!)

From Class: 238,239,240,241,242,243,244,245,246,247,248,249,250,251,252,253,254,255, >>

Cluster Tolerance 0.1 m Minimum Cluster Size 500

Minimum DBH 0.1 m Maximum DBH 1.4 m

Height Above Ground 0.3 m Minimum Tree Height 1.5 m

Optimize Color Rendering for Individual Tree Segmentation Result

Output Path: j_i_M_S_C_T_Normalize by Ground Points_Point Cloud Segmentation from Seed Points.csv ...

Default OK Cancel

Figura 50: Parametri per il processo di segmentazione.

Una volta avviato il processo, al termine viene generato un file rinominato Point Cloud Segmentation From Seed Point contenenti le metriche estrapolate per ogni albero individuato.

c) **Correzione della segmentazione**

A seguito del processo di segmentazione, i risultati ottenuti non sempre risultano del tutto soddisfacenti. Alcune problematiche comuni causano l'inclusione di punti appartenenti al terreno all'interno della segmentazione degli alberi, che può compromettere l'accuratezza dei dati. Inoltre, spesso vengono inglobati oggetti adiacenti come automobili, pali, cavi elettrici o panchine, rendendo più complessa l'analisi delle alberature. Un altro limite è la mancata rilevazione di parti periferiche della chioma, che può portare a una rappresentazione incompleta dell'albero. Infine, si riscontrano spesso sovrapposizioni tra le chiome di alberi adiacenti, che rendono difficoltosa la separazione e l'individuazione corretta dei singoli esemplari.

Per correggere tali errori è stato utilizzato lo strumento Individual Tree Editor. Con il metodo Profile è stata creata una sezione piuttosto grande che comprendesse tutti i punti appartenenti a un albero e nel Viewer 3D sono state attivate le modifiche. Gli strumenti disponibili per la correzione della segmentazione sono i seguenti:

- **Create individual tree:** permette di segmentare un nuovo albero attraverso una selezione di punti appartenenti a una classe specifica o ad un TreeID;
- **Merge individual tree:** unisce due alberi;
- **Delete individual tree:** elimina un albero;

Una volta creata la vista 3D con il Profile Tool, nel Tab Layer saranno visualizzati tutti i TreeID presenti nella scena. In questo modo è possibile spegnere o accendere porzioni della nuvola per svolgere le correzioni in modo più comodo.

Ad esempio, nella figura sotto riportata, è possibile osservare, tramite la vista in 2D nel Viewer 0, che l'albero *Cedrus atlantica* non è stato segmentato correttamente. In particolare, sono stati erroneamente inclusi punti appartenenti al terreno e agli esemplari vicini. Quindi, tramite un processo di pulizia manuale, si procede a selezionare e rimuovere le parti che non appartengono all'albero in questione utilizzando gli strumenti descritti in precedenza. Il risultato di questa operazione è visibile nel Viewer 1, dove, grazie alla visualizzazione in 3D, si può visualizzare la corretta segmentazione dell'albero dopo la pulizia (*figura 51*).

Nella *figura 52* invece è possibile osservare due esemplari di *Acer campestre* appartenenti a due filari correttamente segmentati.

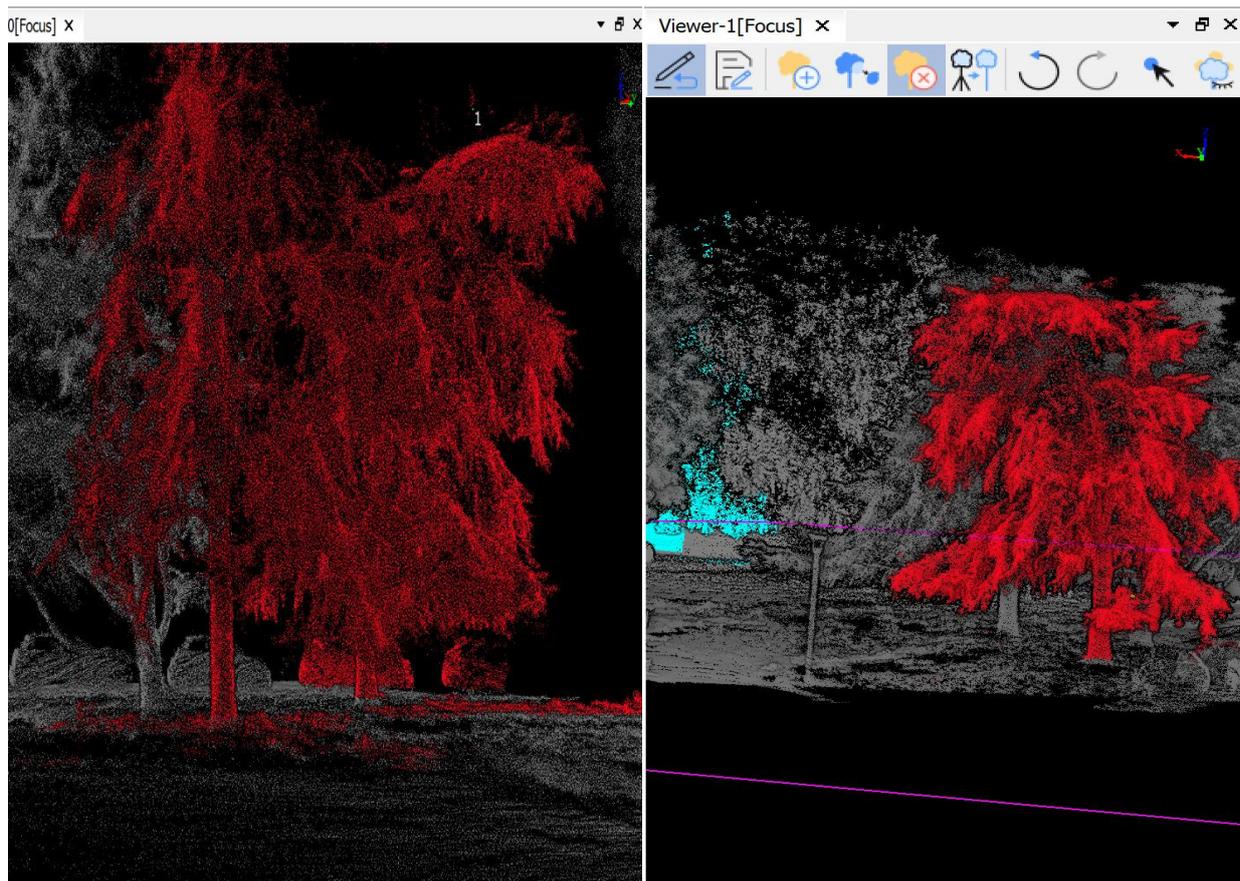


Figura 51: Correzione del processo di segmentazione.

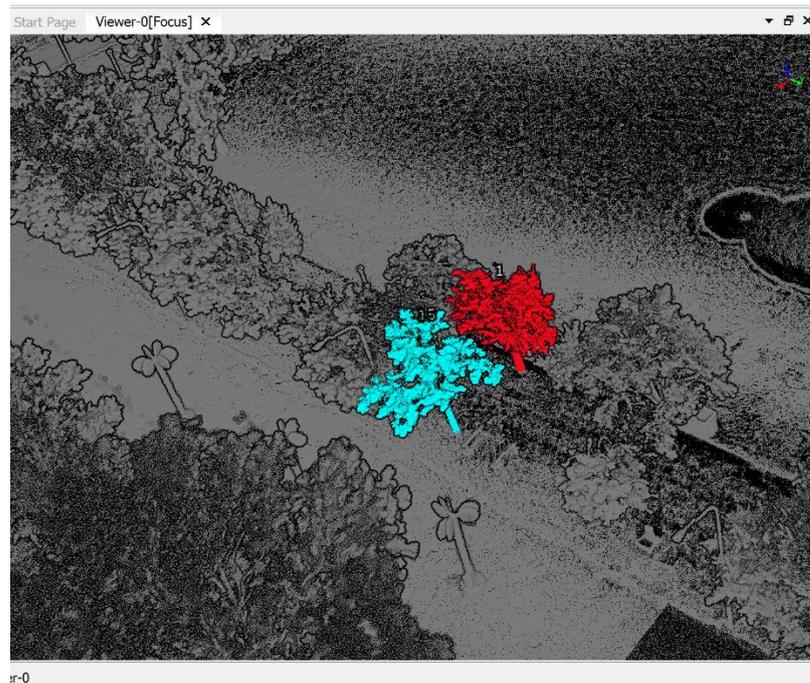


Figura 52: Corretta segmentazione di due esemplari di Acer campestre.

d) Estrazione delle metriche delle alberature

Per estrarre le informazioni metriche di ogni albero segmentato e pulito è stato utilizzato lo strumento Tree Attribute. Nella finestra che si apre sono stati inseriti i parametri (figura 53):

- **Maximum DBH:** è stato inserito il massimo DBH visualizzato nel file creato a seguito dell'individuazione del DBH nominato Point Cloud Segmentation From Seed Point, in questo caso è stato inserito come valore 0.09 metri
- **Minimum DBH:** inserito il massimo DBH visualizzato nel file creato a seguito dell'individuazione del DBH nominato tree.csv, in questo caso è stato inserito come valore 1 metro.
- **Height above ground:** è stato lasciato il valore di default 0.2 metri
- **Minimum tree height:** è stata inserita l'altezza minima generata dal file precedentemente creato, in questo caso 1 metro.

A seguito di questa opzione viene generato un terzo file .csv nominato "Statistic Individual Tree Attributes".

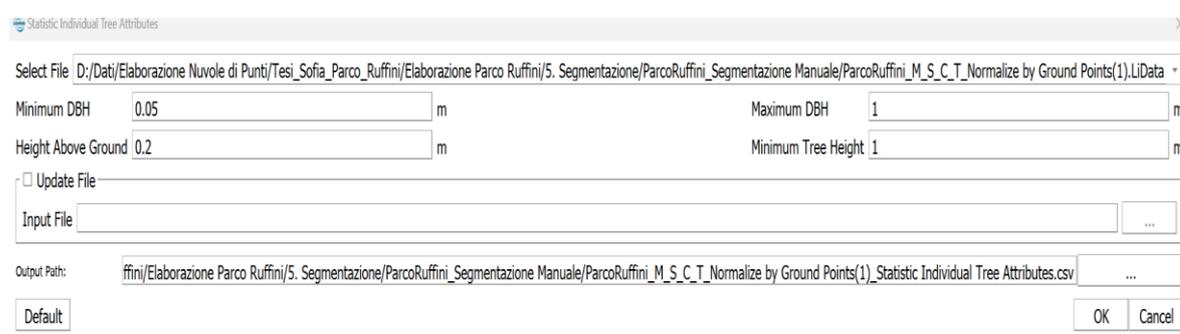


Figura 53: Estrazione delle metriche delle alberature.

e) Join tabellari

Terminata la fase di segmentazione e pulizia, vengono generati tre file in formato .csv, che necessitano di una gestione accurata per essere unificati in un unico file contenente le metriche corrette delle alberature. I file da considerare sono i seguenti:

1. **tree.csv:** questo file è prodotto durante la fase di individuazione del DBH. Contiene i dati corretti relativi alle coordinate spaziali (X, Y, Z) e al valore del DBH per ogni albero individuato.
2. **Point cloud segmentation from seed Points:** generato durante la prima fase di segmentazione, questo file include i valori di *TreeId* e *OldId*, necessari per identificare correttamente gli alberi durante le fasi successive.

3. **Statistic individual tree attributes**: ottenuto al termine della fase di pulizia delle alberature, questo file contiene le metriche finali e corrette per ciascun esemplare, utili per l'analisi dettagliata.

All'interno del file "Point Cloud Segmentation From Seed Points", i dati sono stati ordinati in modo crescente utilizzando la colonna *OldID* come criterio di ordinamento. Successivamente, è stato aperto il file *tree.csv* e anche in questo caso i dati sono stati ordinati in maniera crescente, ma basandosi sulla colonna *TreeID*. Questo allineamento permette di far combaciare i dati tra i due file.

Nel secondo passaggio, sono stati copiati i valori delle coordinate spaziali (*X*, *Y*, *Z*) e del *DBH* presenti nel file *tree.csv* e incollati nel file "Point Cloud Segmentation From Seed Points", nei corrispondenti campi. Il nuovo file modificato viene quindi salvato con il nome "tree_attributes.csv".

Nel terzo passaggio, è stato aperto il file "Statistic Individual Tree Attributes" e ordinato in modo crescente in base alla colonna *TreeID*. Lo stesso ordinamento viene effettuato anche sul file precedentemente creato, "tree_attributes.csv", per garantire il corretto allineamento dei dati.

Successivamente, sono state copiate le colonne relative alle metriche degli alberi dal file "Statistic Individual Tree Attributes" e sostituite le corrispondenti colonne nel file "tree_attributes.csv". Le metriche da trasferire comprendono:

- **Tree Height** (altezza dell'albero),
- **Crown Diameter** (diametro complessivo della chioma),
- **Crown Diameter (S-N)** (diametro della chioma da sud a nord),
- **Crown Diameter (E-W)** (diametro della chioma da est a ovest),
- **Crown Area** (area della chioma),
- **Crown Volume** (volume della chioma).

Al termine della sostituzione, il file "**tree_attributes.csv**" (*figura 54*) contiene in questo modo tutte le metriche corrette e aggiornate, pronto per essere utilizzato nelle analisi successive.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1	TreeID	TreeLocationX	TreeLocationY	TreeHeight(metre)	DBH(metre)	CrownDiameter(metre)	CrownDiameter(S-N)(metre)	CrownDiameter(E-W)(metre)	CrownArea(square metre)	CrownVolume(cubic metre)	OldID	Z
2	1	392090.9391	4990569.376	13.3	0.540464	12.9	11.6	14.5	108.6	817.2	1	1.299999
3	7	392273.2142	4990627.18	15.2	0.490315	23	20.6	25.6	212.4	924.7	2	1.300355
4	2	392308.2851	4990639.078	14.3	0.330231	13.3	13.4	13.2	130	864.6	3	1.299629
5	5	392394.4933	4990671.052	16.1	0.693331	20.7	24.2	17.8	263.9	1615.7	4	1.299398
6	3	392305.7347	4990616.712	21.2	0.60941	17.4	14.5	20.8	195.8	1921.8	5	1.299883
7	10	392358.0455	4990636.15	5.6	0.0698042	11.4	18.7	7	79.6	31.6	6	1.299012
8	15	392498.0753	4990679.988	22.1	0.524453	11.1	11.5	10.7	80.2	987	7	1.301924
9	11	392297.6097	4990605.81	21.8	0.58396	19.7	13.4	29	225.8	1375.8	8	1.301306
10	4	392304.8276	4990598.085	21.5	0.502006	10.6	11	10.3	76.3	564	9	1.299968
11	13	392298.147	4990484.949	15.5	0.203077	7.7	8.4	7.1	46.1	381.6	10	1.298712
12	12	392312.2361	4990598.669	19	0.604441	13.1	18.1	9.4	109.9	1037.1	11	1.30227
13	17	392309.8395	4990555.083	4.5	0.0733045	2	2.1	1.9	2.8	5.2	12	1.297966
14	9	392441.9458	4990621.763	19.6	0.607486	13.7	11.3	16.7	138	1233.9	14	1.296821
15	25	392492.2169	4990623.399	17.4	0.462646	11.3	10.4	12.4	87.6	762.7	15	1.300407
16	27	392482.2198	4990637.297	10.9	0.343979	12.1	8.8	16.5	55.4	123.5	16	1.300865
17	8	392460.8527	4990638.82	16.7	0.517656	9.7	9	10.4	74.1	589.5	17	1.299643
18	14	392501.9277	4990664.895	18.1	0.526124	12.9	12.7	13	94.2	1011.6	18	1.300175
19	20	392509.7196	4990671.281	23.5	0.43815	12.7	12.5	12.9	99.7	771.5	20	1.301055
20	23	392509.3883	4990664.652	17	0.167116	8.3	8.8	7.9	48.2	237.1	21	1.300974
21	18	392518.2484	4990687.453	27	0.63581	16.3	15.6	17	182.6	2753.1	22	1.299283
22	37	392504.4451	4990447.686	15.5	0.186956	5.6	5.8	5.5	23.7	115.6	23	1.302668
23	6	392475.4814	4990348.729	17.7	0.617225	21.7	34.9	13.5	267.6	1725.3	24	1.300555
24	33	392463.4756	4990352.83	8.9	0.20484	7.3	6.4	8.3	34.7	133.3	25	1.297301
25	47	392428.1343	4990349.182	14.7	0.362827	9.2	8.1	10.4	62.3	462.9	26	1.299852
26	16	392430.6722	4990356.01	14.5	0.216286	15.9	16.4	15.5	156	395	27	1.296443
27	30	392312.4967	4990389.171	18.4	0.14448	5.7	5.4	6.1	23.9	100.5	28	1.299197
28	22	392479.7031	4990419.761	15	0.414604	16.8	30.6	9.2	144.1	424.3	29	1.298965
29	26	392457.3062	4990413.409	18.8	0.426243	7.8	9.2	6.6	40.1	200.9	30	1.299774

Figura 54: File contenente estrazioni delle biometriche delle alberature segmentate.

f) Estrazione del CBH

L'ultimo passaggio consiste nel calcolo del CBH (Crown Base Height), una metrica richiesta dal software i-Tree per il calcolo dei servizi ecosistemici degli alberi. Il CHB rappresenta l'altezza dal suolo alla base della chioma dell'albero, ovvero la distanza tra la base del tronco e il punto più basso della chioma, dove iniziano i rami principali.

Il calcolo del CHB può essere estratto attraverso l'uso del software LiDAR 360.

Quindi viene importato su LiDAR 360 il file appena generato nominato "tree attributes.csv" con le impostazioni mostrate in figura per la corretta lettura del file.

3.1.4 Organizzazione delle metriche per l'inserimento degli input su i-Tree e creazione del progetto

3.1.4.1 Organizzazione finale degli input richiesti da i-Tree Eco

Una volta completata l'estrazione delle biometriche degli esemplari selezionati, si è proceduto al calcolo delle medie per ciascuna metrica estratta, suddividendo i dati per specie e per le due classi di età.

È stato quindi creato un foglio di calcolo in Excel (figura 55), in cui gli esemplari della stessa specie sono stati raggruppati con le rispettive biometriche estratte, e sono state calcolate le medie per uniformare i dati tra tutti gli esemplari della stessa specie.

Specie	Classe di età	ID	DBH	DBH in cr	Altezza totale	CBH	Diametro S-N	Diametro W-E
0								
<i>Celtis australis</i>	Adulto	121	0.490315	49.0315	15.2	2.095	20.6	25.6
<i>Celtis australis</i>	Adulto	112	0.330231	33.0231	14.3	1.4	13.4	13.2
<i>Celtis australis</i>	Adulto	110	0.693331	69.3331	16.1	2.395	24.2	17.8
<i>Celtis australis</i>	Adulto	168	0.775823	77.5823	16.7	1.136	31	18.6
<i>Celtis australis</i>	Adulto	121	0.613953	61.3953	18.5	4.489	35.8	12.2
<i>Celtis australis</i>	Adulto	107	0.659364	65.9364	20.5	4.099	16.2	14.6
<i>Celtis australis</i>	Adulto	35	0.426194	42.6194	15.8	2.896	12.3	11.8
<i>Celtis australis</i>	Adulto	1	0.504358	50.4358	15.2	9.6	3.612	12.2
<i>Celtis australis</i>	Adulto	243	0.35525	35.525	10.8	9.9	2.477	11.8
<i>Celtis australis</i>	Adulto	132	0.690944	69.0944	15.4	2.923	12.7	19.3
<i>Celtis australis</i>	Adulto	116	0.497725	49.7725	13.8	3.007	24.6	18.4
<i>Celtis australis</i>	Adulto	103	0.64292	64.292	17.9	3.004	23.4	19.1
<i>Celtis australis</i>	Adulto	53	0.552841	55.2841	16.5	6.778	16.3	12.1
<i>Celtis australis</i>	Adulto	17	0.578637	57.8637	17.5	5.205	12.6	11.1
<i>Celtis australis</i>	Adulto	290	0.504369	50.4369	15.3	3.61	12.2	8.6
<i>Celtis australis</i>	Adulto	9999	0.604369	60.4369	14.3	3.61	13.2	7.6
Media <i>Celtis australis</i>	Adulto		0.557539	55.754	15.863	4.134	17.162	14.625
<i>Platanus occidentalis</i>	Adulto	77	0.663607	66.3607	22.7	7.187	8.4	11.7
<i>Platanus occidentalis</i>	Adulto	96	0.60941	60.941	21.2	4.181	14.5	20.8
<i>Platanus occidentalis</i>	Adulto	32	0.524453	52.4453	22.1	4.917	11.5	10.7
<i>Platanus occidentalis</i>	Adulto	49	0.561045	56.1045	26.1	9.78	11.2	13.7
<i>Platanus occidentalis</i>	Adulto	209	0.362827	36.2827	14.7	4.519	8.1	10.4
<i>Platanus occidentalis</i>	Adulto	220	0.453353	45.3353	20	7.588	11.9	28.7
<i>Platanus occidentalis</i>	Adulto	239	0.216286	21.6286	14.5	5.095	16.4	15.5
<i>Platanus occidentalis</i>	Adulto	250	0.450583	45.0583	18	7.008	11.9	11.9
Media <i>P.occidentalis</i>	Adulto		0.4801955	48.01955	19.9125	6.284	11.738	15.425
<i>Platanus occidentalis</i>	Giovane	88	0.0698042	6.98042	5.6	2.561	18.7	7
<i>Platanus occidentalis</i>	Giovane	228	0.14468	14.468	18.4	3.974	5.4	6.1
Media <i>P.occidentalis</i>	Giovane		0.1072421	10.7242	12	3.268	12.05	6.55
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Adulto	18	0.582378	58.2378	17.1	2.632	11.3	11.4
<i>Aesculus hippocastanum</i>	Adulto	1	0.604441	60.4441	19	5.496	18.1	9.4

Figura 55: Visualizzazione delle medie delle biometriche divise per specie e classi di età.

Successivamente, il file contenente i dati del rilievo manuale come l'irraggiamento solare, la percentuale di chioma mancante e lo stato di salute del fogliame è stato aggiornato con l'aggiunta dei valori medi delle biometriche ottenuti dall'elaborazione con LiDAR 360.

Il file Excel (figura 56) a questo punto è risultato idoneo per l'inserimento sul software i-Tree Eco per la quantificazione dei servizi ecosistemici.

Tree ID	Specie	DBH (cm)	Altezza totale dell'albero (m)	Altezza massima della parte viva (m)	Altezza della base della chioma (m)	Larghezza chioma N-S (m)	Larghezza chioma E-W (m)	Volume chioma mancante [0-100%]	Salute del fogliame [0-100%]	Attuale uso del suolo	Esposizione irraggiamento solare [0-5]
1	<i>Cedrus atlantica</i>	54.0464	13.3	13.3	4.14	11.6	14.5	5% -10%	13	P	5
2	<i>Cedrus atlantica</i>	54.0464	13.3	13.3	4.14	11.6	14.5	5% -10%	13	P	5
3	<i>Cedrus atlantica</i>	54.0464	13.3	13.3	4.14	11.6	14.5	5% -10%	13	P	5
4	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
5	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
6	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
7	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
8	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
9	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
10	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
11	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
12	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
13	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
14	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
15	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
16	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
17	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
18	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
19	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
20	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
21	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
22	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
23	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
24	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
25	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
26	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
27	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
28	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
29	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4
30	<i>Celtis australis</i>	55.7539	15.86	15.863	4.134	17.162	14.625	5% -10%	3	P	4

Figura 56: File Excel completo degli input per l'inserimento su i-Tree.

3.1.4.2 Creazione del progetto i-Tree Eco

In i-Tree Eco è stato creato un progetto selezionando la tipologia “Complete Inventory”. Durante la definizione del progetto, è necessario specificare il titolo, la località, l’anno di riferimento per le precipitazioni e gli inquinanti (in questo caso il 2023), oltre alla stazione meteorologica, che può essere scelta su Google Maps tra quelle disponibili (figura 57). Quest’ultima fornisce automaticamente al software ulteriori dati meteorologici, oltre alle precipitazioni, come temperatura, velocità del vento e pressione atmosferica, contribuendo a migliorare la stima dei servizi ecosistemici.

Per le condizioni climatiche generali, è stata selezionata la stazione meteorologica Bric della Croce (ID 160610-99999), situata a Torino (45°02’ N, 07°44’ E) a 710 m s.l.m. e gestita dall’Aeronautica Militare, in quanto rappresenta il miglior compromesso tra la maggiore disponibilità di dati e vicinanza al parco in esame. Per i dati sulle precipitazioni e l’inquinamento, invece, è stata scelta la stazione di Rubino, dove erano stati precedentemente raccolti i dati relativi all’anno 2023. Inoltre, il software richiede i dati sulla popolazione e sulla densità abitativa della città selezionata, reperiti dal web e che in questo caso sono rispettivamente 851.199 abitanti (ISTAT, 2024) e 6.536 abitanti per chilometro quadrato (ISTAT, 2024).

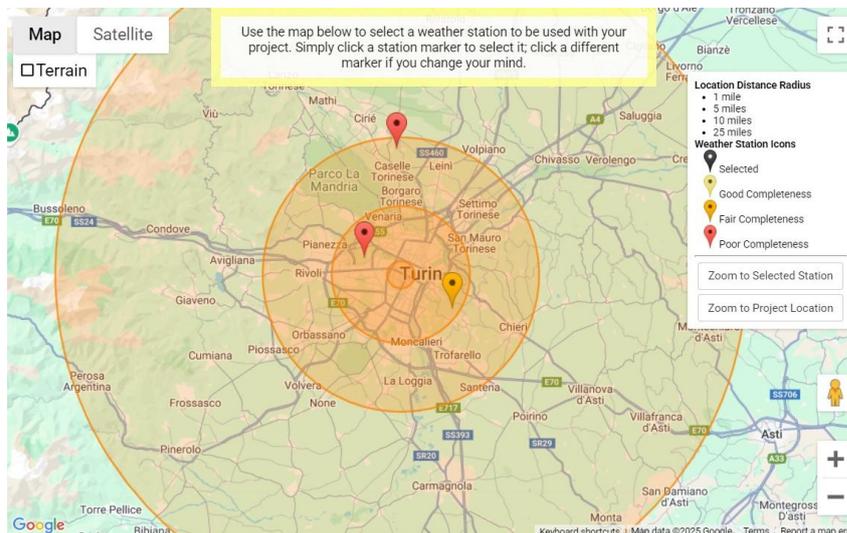


Figura 57: Selezione della stazione meteorologica per la creazione del progetto su i-Tree.

Segue, poi, la fase di inserimento degli input richiesti. In questa tesi, come spiegato nei materiali e metodi, si è scelto di utilizzare tutti gli input fortemente raccomandati dal programma, in quanto permettono una stima più dettagliata dei servizi ecosistemici. I parametri considerati includono: **specie, diametro a petto d'uomo (DBH), altezza totale, altezza massima della parte viva, altezza dalla base della chioma, esposizione all'irraggiamento solare, salute del fogliame, attuale uso del suolo e percentuale della chioma mancante.**

Una volta completata la configurazione del progetto, è possibile caricare il foglio di calcolo precedentemente creato e strutturato. Durante questa fase, il programma richiede all'utente di specificare il contenuto di ciascuna colonna, in modo da associare correttamente i valori alle rispettive voci.

A conclusione dell'inserimento dei dati, è possibile definire i costi associati a energia elettrica (€/kWh), riscaldamento (€/Therm), carbonio (€/ton) e deflussi d'acqua evitati (€/m³). In assenza di dati locali, il software fornisce valori predefiniti basati sulle condizioni statunitensi. Per questo progetto i valori inseriti sono stati dal web e considerati indicativi:

- **Energia elettrica:** 0,24 €/kWh (ARERA, 2024);
- **Riscaldamento:** 0,26 €/Therm (0,9 €/kWh) (Rinnovabili e Risparmio, 2024);
- **Carbonio:** 83,5 €/ton (SENDECO, 2023);
- **Deflussi evitati:** 1,902 €/m³ (default).

Al termine dell'importazione dei dati e della configurazione del progetto, il programma esegue un check per individuare eventuali errori. Se non ne vengono rilevati, è possibile trasmettere il progetto al server, che procederà con l'elaborazione dei calcoli e la generazione dei risultati.

3.2 Risultati provenienti dal software i-Tree: quantificazione dei servizi ecosistemici

Una volta inviati i dati al server è necessario aspettare qualche ora per la restituzione dei risultati. Una volta arrivata l'email di conferma della conclusione delle analisi è possibile visionare i risultati tramite il pannello Report.

I risultati vengono visualizzati tramite un report scritto, che rappresenta una visione completa dei benefici forniti dagli alberi, e tramite grafici e tabelle più specifiche e dettagliate sulla quantificazione dei servizi e il loro valore a diverse scale.

3.2.1 Caratteristiche della foresta urbana del Parco Ruffini

3.2.1.1 Struttura del parco

Il primo grafico generato, illustra la composizione delle specie presenti nel Parco Ruffini. Come evidenziato nella *figura 58*, la specie più diffusa è *Tilia cordata* (18,2%), seguita da *Tilia x europaea* (12,3%) e *Platanus x hybrida* (10,7%). La *figura 59* mostra le 10 specie con i valori di importanza più elevati. I valori di importanza (IV) sono calcolati come somma della percentuale di popolazione e della percentuale di area fogliare, questi non significano che questi alberi debbano necessariamente essere incoraggiati in futuro; piuttosto, queste specie attualmente dominano la struttura forestale urbana.

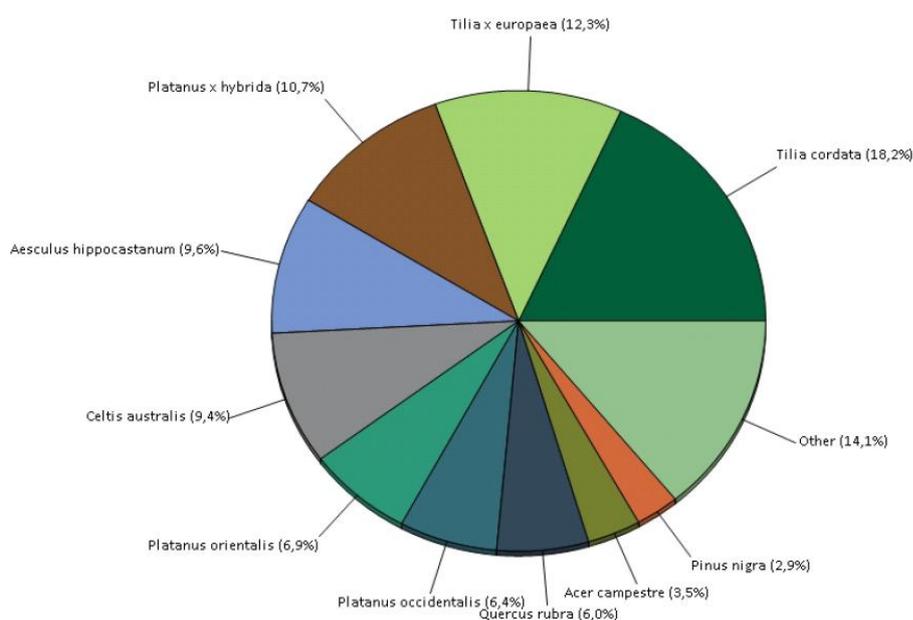


Figura 58: Composizione specifica del parco Ruffini.

<i>Species Name</i>	<i>Percent Population</i>	<i>Percent Leaf Area</i>	<i>IV</i>
<i>Tilia cordata</i>	18,2	17,5	35,7
<i>Tilia x europaea</i>	12,3	15,1	27,4
<i>Platanus x hybrida</i>	10,7	10,9	21,7
<i>Celtis australis</i>	9,4	8,7	18,1
<i>Aesculus hippocastanum</i>	9,6	6,2	15,9
<i>Quercus rubra</i>	6,0	9,7	15,7
<i>Platanus orientalis</i>	6,9	7,9	14,8
<i>Platanus occidentalis</i>	6,4	4,9	11,4
<i>Acer campestre</i>	3,5	4,1	7,6
<i>Pinus nigra</i>	2,9	1,7	4,6

Figura 59: Specie con valori di importanza maggiori nel parco Ruffini.

3.2.1.2 Classi di DBH

Le analisi dei dati indicano che circa il 50% degli alberi presenti nel Parco Ruffini ha un diametro a petto d'uomo (DBH) compreso tra 45,7 cm e 61 cm, seguito da circa il 40% degli esemplari con un DBH compreso tra 30,5 cm e 45,7 cm (figura 60).

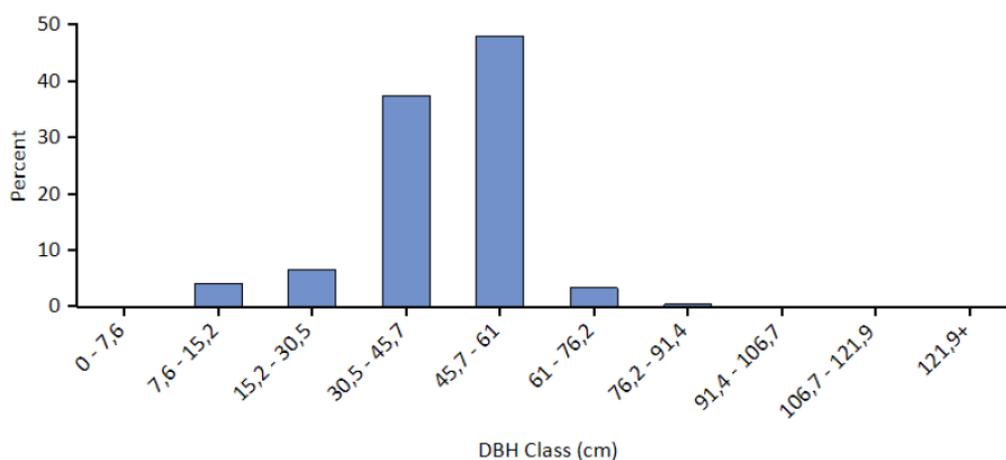


Figura 60: Percentuale della popolazione arborea per classe di diametro.

3.2.1.3 Origine delle specie

Il grafico a barre mostra la distribuzione percentuale delle specie arboree del Parco Ruffini in base alla loro origine geografica (figura 61).

La maggior parte delle specie proviene da Europa e Asia (circa il 35%), seguita dalle specie di origine esclusivamente europea (circa il 30%).

Le specie di origine nordamericana rappresentano una percentuale significativamente inferiore (circa il 15%).

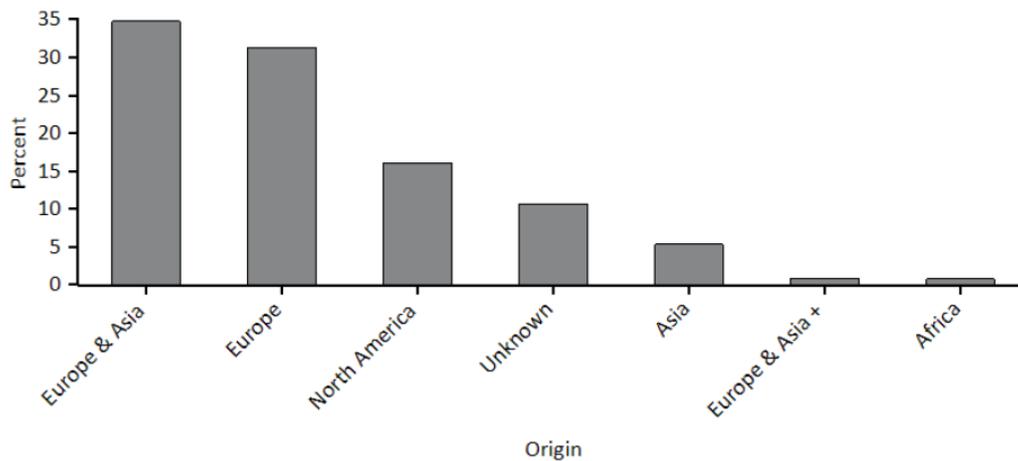


Figura 61: Percentuale della popolazione arborea per area di origine nativa.

3.2.2 Quantificazione dei servizi ecosistemici generati dal parco Ruffini

La tabella sotto riportata fornisce un riepilogo delle stime dei benefici ambientali delle alberature presenti nel parco tra cui, numero di alberi, stoccaggio e sequestro del carbonio, deflusso evitato, rimozione dell'inquinamento e valore strutturale, per ciascuna specie (figura 62).

- Numero di alberi: **1.400 esemplari**
- Stoccaggio del carbonio: **655 t** (€54.692,37)
- Sequestro del carbonio annuale: **30,01 t** (€2.505,56)
- Deflusso superficiale evitato: **2.572,47 m³/anno** (€4.892,93)
- Rimozione degli inquinanti: **1,14 t** (€48.670,76)
- Produzione di ossigeno: **80,02 t**
- Valore di sostituzione: **€ 3.732.814,29**

Species	Trees Number	Carbon Storage		Gross Carbon Sequestration		Avoided Runoff		Pollution Removal		Replacement Value (€)
		(metric ton)	(€)	(metric ton/yr)	(€/yr)	(m ³ /yr)	(€/yr)	(metric ton/yr)	(€/yr)	
Abies nordmanniana	3	0,88	73,71	0,03	2,72	5,21	9,91	0,00	119,85	6.912,64
Acer campestre	49	9,67	807,59	0,73	60,81	103,24	196,36	0,04	1.924,21	51.906,69
Acer x freemanii	1	0,51	42,95	0,04	3,74	0,23	0,44	0,00	4,28	2.670,64
Acer negundo	6	3,19	266,48	0,24	19,69	9,15	17,41	0,00	170,63	9.036,06
Acer platanoides	1	0,54	45,22	0,04	3,75	3,37	6,40	0,00	62,77	2.244,28
Acer saccharinum	1	0,02	1,82	0,01	0,44	0,07	0,13	0,00	1,25	373,08
Aesculus hippocastanum	135	166,40	13.894,45	3,32	277,09	157,23	299,05	0,07	2.930,53	295.897,83
Albizia julibrissin	9	1,57	130,97	0,16	13,00	11,78	22,41	0,00	219,60	9.730,66
Carpinus betulus	2	0,98	82,21	0,03	2,35	3,25	6,18	0,00	60,57	3.734,18
Calocedrus decurrens	8	6,10	509,01	0,15	12,90	38,35	72,94	0,03	882,51	35.381,80
Cedrus atlantica	3	1,95	162,60	0,09	7,23	4,83	9,20	0,00	111,26	12.315,79
Cedrus atlantica v. glauca	8	7,89	658,80	0,26	22,01	25,90	49,26	0,02	596,03	37.338,73
Celtis australis	131	19,80	1.653,04	0,74	61,93	220,42	419,25	0,09	4.108,42	507.706,51
Cercis siliquastrum	8	1,33	110,75	0,19	15,81	6,51	12,38	0,00	121,28	9.075,03
Corylus colurna	4	0,17	13,88	0,03	2,35	0,32	0,60	0,00	5,88	1.857,09
Fagus sylvatica	2	5,58	465,78	0,04	3,47	3,58	6,81	0,00	66,71	20.617,73
Fraxinus excelsior	4	0,62	51,96	0,08	6,81	2,93	5,57	0,00	54,58	4.455,87
Ginkgo biloba	28	6,01	502,07	0,31	25,49	55,68	105,91	0,02	1.037,87	84.272,75
Gleditsia triacanthos	12	12,95	1.081,17	0,84	70,11	51,92	98,76	0,02	967,79	52.555,84
Koeleruteria paniculata	1	0,45	37,58	0,02	1,38	0,41	0,78	0,00	7,68	1.095,77
Larix decidua	1	0,26	21,31	0,02	1,32	1,10	2,08	0,00	20,42	1.836,03
Lagerstroemia indica	3	0,92	77,09	0,05	4,50	0,11	0,21	0,00	2,07	3.903,74
Liquidambar orientalis	2	0,05	4,25	0,01	0,58	0,08	0,15	0,00	1,49	1.209,21
Liquidambar styraciflua	15	3,24	270,84	0,28	23,00	21,61	41,11	0,01	402,83	28.911,74
Liriodendron tulipifera	2	2,17	181,55	0,13	10,76	8,73	16,61	0,00	162,81	11.121,02
Magnolia grandiflora	3	0,81	68,02	0,07	5,44	5,95	11,32	0,00	137,00	4.874,22
Malus sylvestris	3	0,14	11,33	0,03	2,43	0,10	0,18	0,00	1,80	1.612,10
Ostrya carpinifolia	1	0,06	5,36	0,01	0,85	0,06	0,11	0,00	1,11	724,72
Parrotia persica	3	0,03	2,66	0,01	0,60	0,04	0,08	0,00	0,81	411,43
Paulownia tomentosa	3	2,13	177,60	0,10	8,10	3,82	7,26	0,00	71,19	11.746,35
Photinia x fraseri	12	0,31	25,82	0,04	3,02	0,16	0,30	0,00	3,65	1.977,19
Pinus nigra	40	9,75	814,15	0,49	40,62	60,71	115,48	0,05	1.397,21	62.510,48
Pinus sylvestris	6	1,09	91,40	0,11	9,02	9,26	17,62	0,01	213,16	9.179,16
Pinus wallichiana	3	2,23	186,29	0,08	6,30	14,76	28,07	0,01	339,59	13.121,63
Platanus x hybrida	150	69,48	5.801,52	2,56	213,77	276,50	525,91	0,12	5.153,71	415.693,59
Platanus occidentalis	90	36,51	3.048,55	1,61	134,71	124,43	236,67	0,05	2.319,22	224.330,69
Platanus orientalis	97	40,39	3.372,68	2,78	232,49	199,65	379,74	0,08	3.721,31	265.505,90
Populus alba	8	7,47	623,37	0,50	42,14	27,34	52,00	0,01	509,55	21.536,51
Prunus avium	1	0,45	37,40	0,02	1,68	1,06	2,01	0,00	19,73	1.530,69
Prunus cerasifera	7	7,89	658,56	0,07	5,78	7,65	14,55	0,00	142,61	18.544,23
Prunus serotina	3	0,19	16,23	0,04	3,71	1,48	2,82	0,00	27,61	1.615,83
Prunus subhirtella	2	1,32	109,81	0,04	3,70	2,05	3,90	0,00	38,21	3.521,02
Pterocarya fraxifolia	1	2,30	191,98	0,06	5,03	1,95	3,71	0,00	36,36	9.240,70
Quercus robur	11	5,54	462,26	0,42	34,82	24,15	45,94	0,01	450,14	33.696,42
Quercus rubra	84	60,30	5.035,06	3,99	332,95	244,23	464,53	0,10	4.552,21	329.115,67
Styphnolobium japonicum	3	0,62	51,56	0,06	5,24	0,73	1,38	0,00	13,54	2.610,28
Tilia cordata	255	95,93	8.010,15	5,14	429,60	442,30	841,28	0,18	8.244,14	681.684,47
Tilia x europaea	172	51,19	4.274,58	3,68	307,62	382,73	727,96	0,16	7.133,66	411.790,89
Ulmus pumila	3	5,62	468,91	0,27	22,70	5,36	10,19	0,00	99,90	10.079,43
Total	1.400	655,00	54.692,37	30,01	2.505,56	2.572,47	4.892,93	1,14	48.670,76	3.732.814,29

Figura 62: Risultati complessivi dei servizi ecosistemici del parco Ruffini.

3.2.2.1 Rimozione dell'inquinamento

Dalle analisi effettuate tramite il software i-Tree Eco, emerge che gli alberi del Parco Ruffini rimuovono complessivamente 1,139 tonnellate di inquinanti all'anno, tra cui ozono, monossido di carbonio, biossido di azoto, particolato inferiore a 2,5 micron (PM_{2.5}), particolato inferiore a 10 micron (PM₁₀) e biossido di zolfo. Il valore economico associato a questa funzione ecologica è stimato a 48.700 euro.

Tra gli inquinanti, la maggiore rimozione è stata registrata per l'ozono con 686,81 kg/anno, seguito da 171,60 kg/anno di PM₁₀, 168,03 kg/anno di biossido di azoto, 47,19 kg/anno di biossido di zolfo, 41,99 kg/anno di PM_{2.5} e 23,08 kg/anno di monossido di carbonio. Nella figura 63 è possibile osservare l'andamento di rimozione degli inquinanti analizzati dal software con una variazione di questi ultimi nei diversi mesi dell'anno.

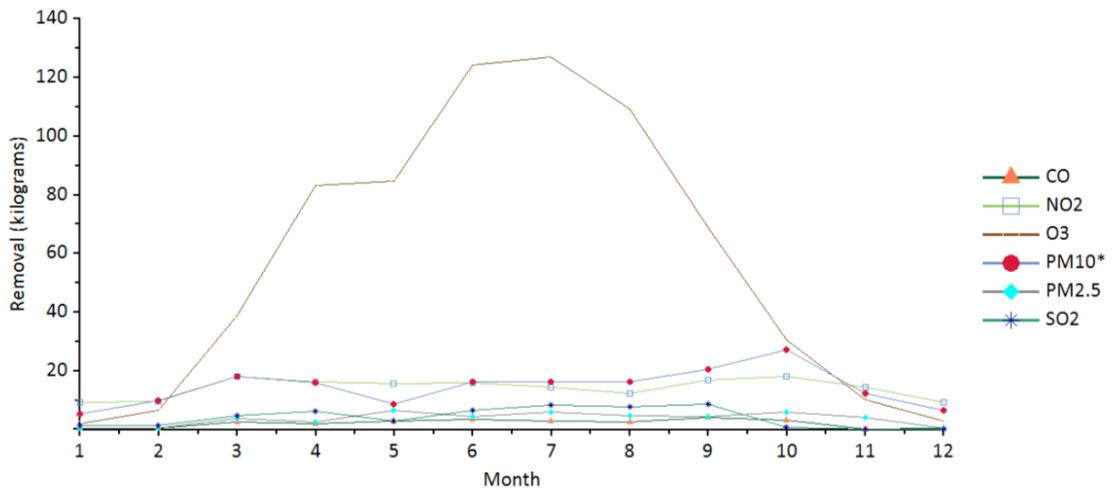


Figura 63: Variazione della concentrazione di inquinanti nel 2023.

Il software consente di visualizzare i risultati a livello dei singoli esemplari, con la possibilità di esportarli e visualizzarli in Excel. I dati relativi alle singole alberature sono stati esportati in Excel per creare grafici che mostrano quali specie adulte rimuovano maggiormente inquinanti rapportando il dato a livello di singolo individuo (figura 64). Tra queste, la specie *Calocedrus decurrens* emerge come la più efficace, con 4454,6 grammi di inquinanti totali rimossi annualmente da un singolo individuo.

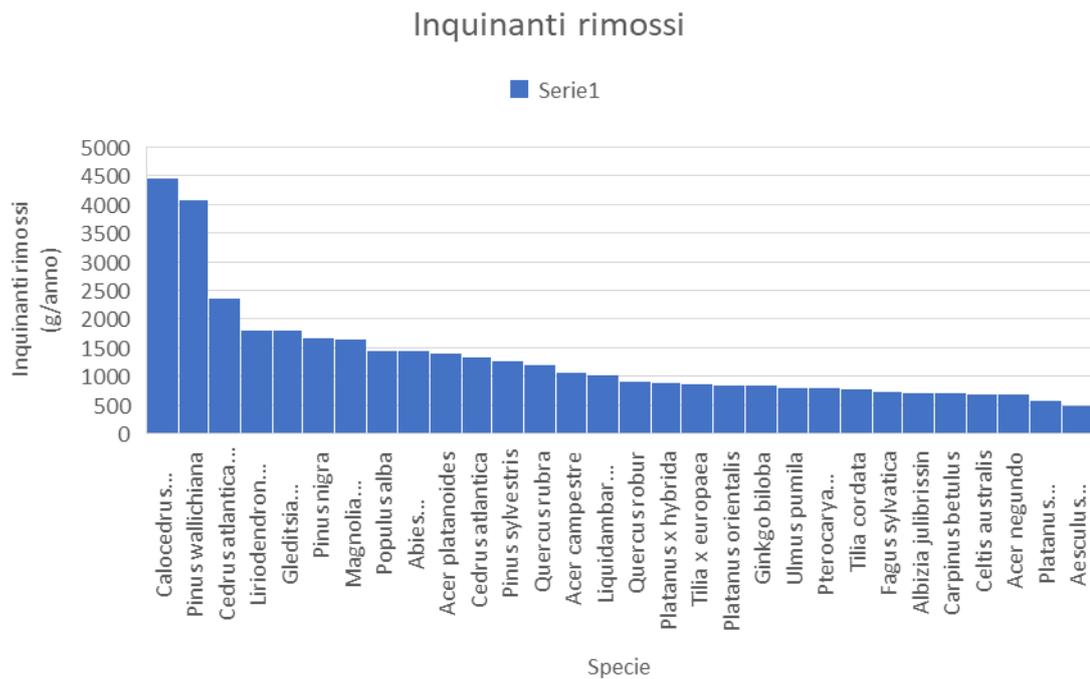


Figura 64: Risultati individuali delle specie che maggiormente rimuovo inquinanti.

Inoltre i-Tree Eco permette di calcolare anche la produzione dei composti organici volatili emessi dalle diverse specie presenti nel parco. Nel 2023, gli alberi del Parco Ruffini hanno emesso circa 602,3 di composti organici volatili (VOC), suddivisi in 317,4 di monoterpeni e 284,9 kg di isoprene. Isopreni e monoterpeni sono composti organici volatili (VOC) prodotti dalle piante che possono reagire con gli ossidi di azoto in atmosfera e contribuire alla formazione di ozono.

Le emissioni di VOC variano tra le diverse specie, influenzate dalle caratteristiche specifiche delle piante (ad esempio, alcune specie come le querce sono notoriamente elevate emettitrici di isoprene) e dalla quantità di biomassa fogliare. Circa il 64% delle emissioni totali della foresta urbana del Parco Ruffini proviene da *Quercus rubra* e *Platanus x hybrida*. Questi composti organici volatili sono sostanze chimiche che fungono da precursori nella formazione dell'ozono atmosferico.

3.2.2.2 Stoccaggio di carbonio

Si stima che gli alberi nel Parco Ruffini 2023 abbiano immagazzinato 655 tonnellate di carbonio (54.700 €), che corrispondono a 2.401,9 tonnellate di CO₂. Dal dato aggregato si stima che la specie *Aesculus hippocastanum* immagazzina la maggior parte del carbonio, 166,4 tonnellate all'anno (circa il 25,4% del carbonio totale immagazzinato) con un valore associato di circa 14.000 euro l'anno (figura 65).

Tilia cordata e *Platanus x hybrida* sono le successive specie più rilevanti, con una capacità di stoccaggio rispettivamente di circa 95,9 e 69,5 tonnellate all'anno con un valore monetario associato di circa 8.000 e 6.000 euro all'anno.

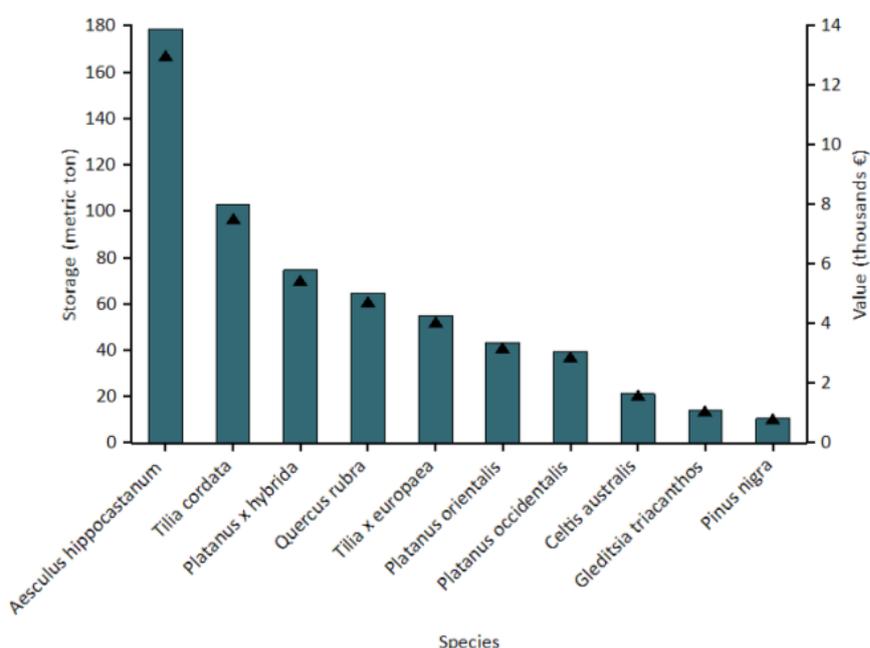


Figura 65: Carbonio stoccato per specie (triangoli) e valore economico associato (barre).

L'analisi del carbonio stoccato a livello individuale per specie nel Parco Ruffini mette in evidenza differenze significative nella capacità di accumulo tra le varie alberature presenti (figura 66). In particolare, alcune specie emergono come veri e propri serbatoi di carbonio. *Fagus sylvatica*, ad esempio, si distingue nettamente per la sua capacità di stoccaggio, con valori che superano i 2.500 kg per individuo all'anno. Questa specie, caratterizzata da una crescita lenta ma costante, dimostra quanto gli alberi di grandi dimensioni possano contribuire alla regolazione del ciclo del carbonio nel lungo periodo.

Anche *Ulmus pumila* e *Pterocarya fraxinifolia* mostrano un'elevata capacità di immagazzinamento, con valori superiori ai 2.000 kg per albero. Queste specie, oltre a essere di notevoli dimensioni, si distinguono per una crescita relativamente rapida, che consente loro di accumulare grandi quantità di carbonio in tempi più brevi rispetto ad altre latifoglie. Anche *Aesculus hippocastanum* a livello individuale si collocano tra le specie più efficienti da questo punto di vista, confermando il ruolo cruciale degli ippocastani di grandi dimensioni nella mitigazione del cambiamento climatico.

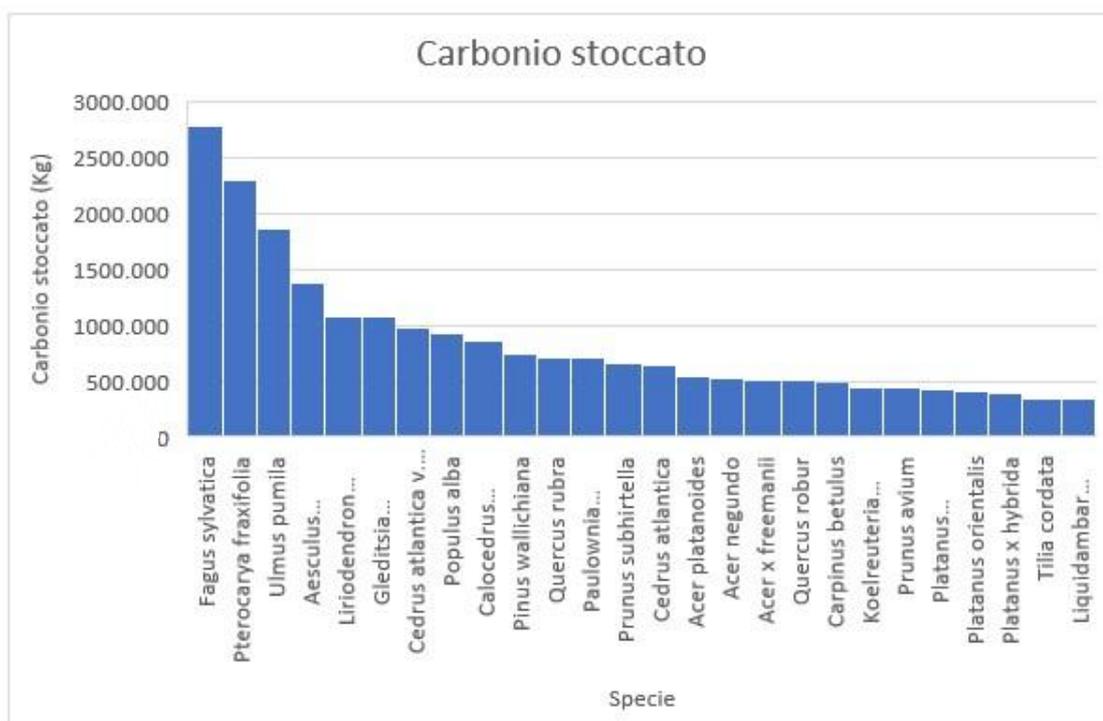


Figura 66: Risultati individuali delle specie che maggiormente stoccano carbonio.

3.2.2.3 Sequestro di carbonio

A differenza dello stoccaggio, che riflette l'accumulo complessivo di carbonio nel tempo, il sequestro misura la quantità di CO₂ assorbita in un dato anno, permettendo di valutare l'efficacia delle diverse specie nel mitigare attivamente l'inquinamento atmosferico.

Quindi per quanto riguarda il sequestro annuo di carbonio da parte delle alberature del Parco Ruffini, in *figura 67*, il software i-Tree Eco ha stimato un sequestro lordo complessivo di circa 30,01 tonnellate di carbonio all'anno, corrispondenti a 110,03 tonnellate di CO₂ con un valore economico associato di 2.510 euro.

Tra le specie presenti, *Tilia cordata* (255 esemplari) è quella che sequestra la maggior quantità di carbonio, con oltre 5 tonnellate all'anno, seguita da *Quercus rubra*, che contribuisce con circa 4 tonnellate. Il valore monetario associato al servizio ecosistemico di sequestro del carbonio fornito da *Tilia cordata* è di 450 euro all'anno.

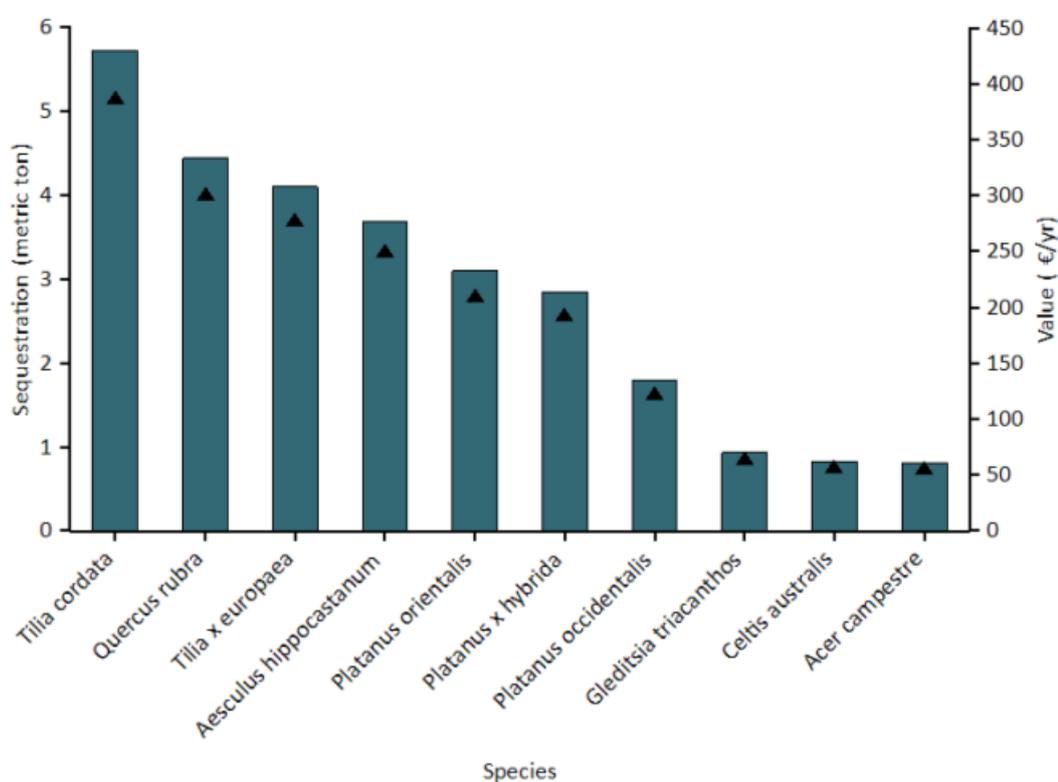


Figura 67: Inquinamento rimosso per specie (triangoli) e valore economico associato (barre).

Dai dati individuali emerge che *Ulmus pumila* è la specie con la maggiore capacità di sequestro, con valori di 90 kg di CO₂ assorbiti all'anno per individuo. Questo risultato è probabilmente dovuto alla crescita rapida e alla notevole superficie fogliare di questa specie, che consente un'elevata attività fotosintetica. Seguono *Gleditsia triacanthos* e *Liriodendron tulipifera*, che registrano valori superiori ai 70 kg di CO₂ sequestrati annualmente. Anche altre specie, come *Quercus robur*, *Platanus x hybrida* e *Platanus orientalis* ampiamente diffusi nel contesto del parco Ruffini, mostrano un buon potenziale di sequestro, con valori compresi tra 50 e 30 kg per individuo all'anno (figura 68).

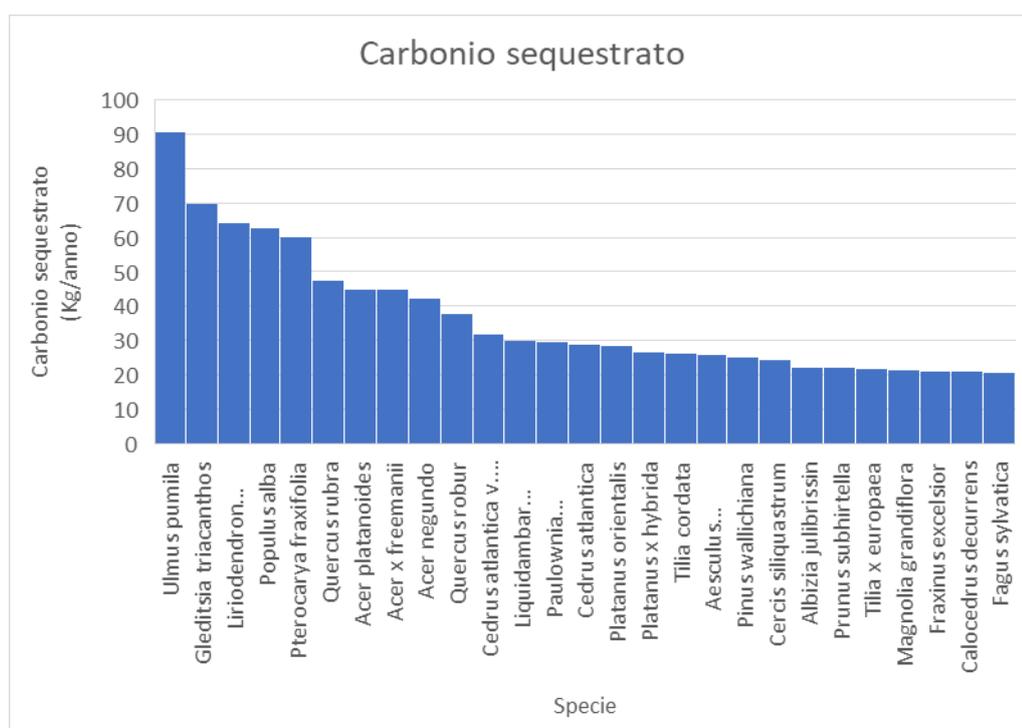


Figura 68: Risultati individuali delle specie che maggiormente sequestrano carbonio.

3.2.2.4 Produzione di ossigeno

Nella figura 69 sottostante sono illustrate le 20 specie vegetali che producono la maggiore quantità di ossigeno. La specie più produttiva è *Tilia cordata* (con 255 esemplari), con 13,72 tonnellate di ossigeno all'anno, seguita da *Quercus rubra*, che, nonostante il numero limitato di soli 84 esemplari, produce annualmente 10,63 tonnellate di ossigeno. In totale, i 1.400 esemplari che compongono l'area verde urbana del Parco Ruffini contribuiscono alla produzione di 80,02 tonnellate di ossigeno ogni anno.

Species	Oxygen (metric ton)	Gross Carbon Sequestration (metric ton/yr)	Number of Trees	Leaf Area (hectare)
Tilia cordata	13,72	5,14	255	14,54
Quercus rubra	10,63	3,99	84	8,03
Tilia x europaea	9,82	3,68	172	12,58
Aesculus hippocastanum	8,85	3,32	135	5,17
Platanus orientalis	7,42	2,78	97	6,56
Platanus x hybrida	6,83	2,56	150	9,09
Platanus occidentalis	4,30	1,61	90	4,09
Gleditsia triacanthos	2,24	0,84	12	1,71
Celtis australis	1,98	0,74	131	7,25
Acer campestre	1,94	0,73	49	3,39
Populus alba	1,35	0,50	8	0,90
Pinus nigra	1,30	0,49	40	1,44
Quercus robur	1,11	0,42	11	0,79
Ginkgo biloba	0,81	0,31	28	1,83
Liquidambar styraciflua	0,73	0,28	15	0,71
Ulmus pumila	0,73	0,27	3	0,18
Cedrus atlantica v. glauca	0,70	0,26	8	0,62
Acer negundo	0,63	0,24	6	0,30
Cercis siliquastrum	0,50	0,19	8	0,21
Albizia julibrissin	0,42	0,16	9	0,39

Figura 69: Risultati del dato aggregato delle specie che maggiormente producono ossigeno.

L'analisi della produzione di ossigeno a livello individuale nel Parco Ruffini mette in evidenza come *Ulmus pumila* sia la specie più efficiente nella produzione di ossigeno, con oltre 250 kg all'anno per singolo individuo.

Anche *Gleditsia spp.* e *Liriodendron tulipifera* mostrano una notevole capacità di produzione, con valori superiori ai 170 kg per individuo all'anno.

Infine, alcune specie mostrano una produzione di ossigeno relativamente bassa, inferiore ai 50 kg all'anno per individuo. Tra queste troviamo *Platanus x hybrida*, *Tilia x europaea*, e *Celtis australis* (figura 70).

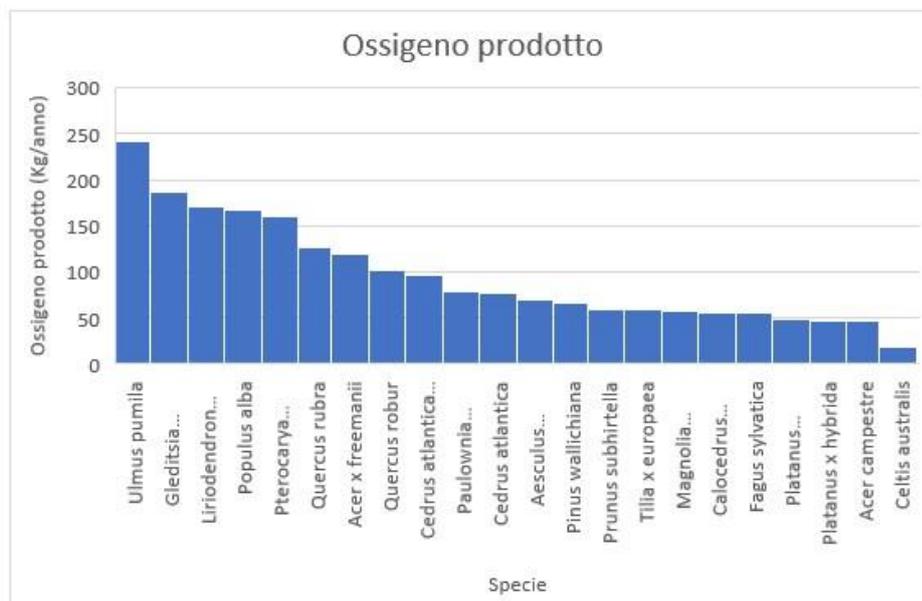


Figura 70: Risultati individuali delle specie che maggiormente producono ossigeno.

3.2.2.5 Deflusso idrico evitato

Gli alberi del Parco Ruffini svolgono un ruolo significativo nel ridurre il deflusso delle acque pluviali, con un valore annuale di circa 2.570 metri cubi e un impatto economico stimato di €4.900. Questo deflusso evitato è calcolato in base alle condizioni meteorologiche locali, utilizzando i dati della stazione meteorologica designata. Nel 2023, la precipitazione annuale totale nel Parco Ruffini è stata di 84,2. Per quanto riguarda il servizio ecosistemico di regolazione del deflusso, le specie di tiglio sono particolarmente efficienti: *Tilia cordata* intercetta circa 430 metri cubi d'acqua, mentre *Tilia x europaea* ne intercetta circa 370 (figura 71).

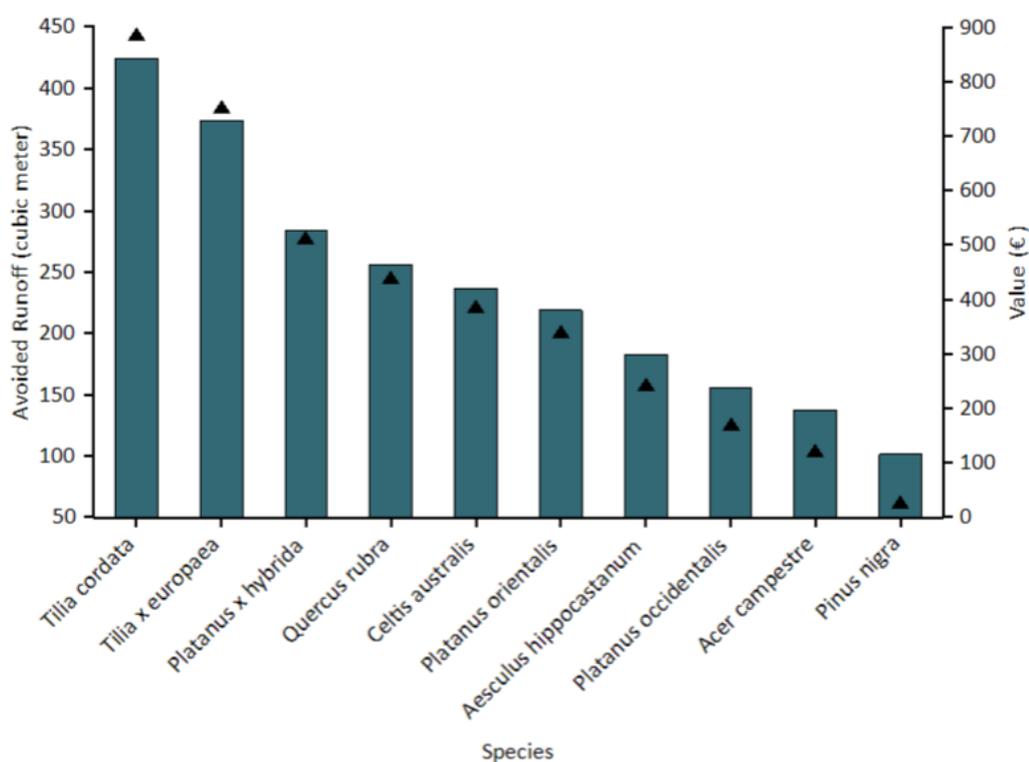


Figura 71: Deflusso idrico evitato per specie (triangoli) e valore economico associato (barre).

Analizzando le specie adulte a livello individuale è possibile valutare separatamente due valori che si riferiscono a:

1. **Acqua intercettata (l/anno)** – Indica il volume d'acqua piovana trattenuto dalla chioma degli alberi prima di raggiungere il suolo, riducendo così l'impatto sulle infrastrutture urbane e migliorando la gestione delle precipitazioni.
2. **Riduzione del deflusso superficiale (l/anno)** – Rappresenta il volume d'acqua che, grazie alla presenza degli alberi, non contribuisce al ruscellamento superficiale, mitigando il rischio di allagamenti.

Dai grafici emerge che le specie con maggiore capacità di intercettazione dell'acqua e riduzione del deflusso includono *Calocedrus decurrens*, *Pinus wallichiana*, *Liriodendron tulipifera*, e *Populus alba*, grazie alla loro chioma ampia e densa, con valori superiori a 15.000 L di acqua intercettata all'anno. Altre specie efficienti in questo servizio ecosistemico sono rappresentate da *Quercus rubra* e *Platanus x hybrida* ampiamente diffusi nel contesto del Ruffini, riuscendo a intercettare circa 10.000 L di acqua all'anno e a evitare il deflusso superficiale di circa 3.000 L all'anno (figura 72-73).

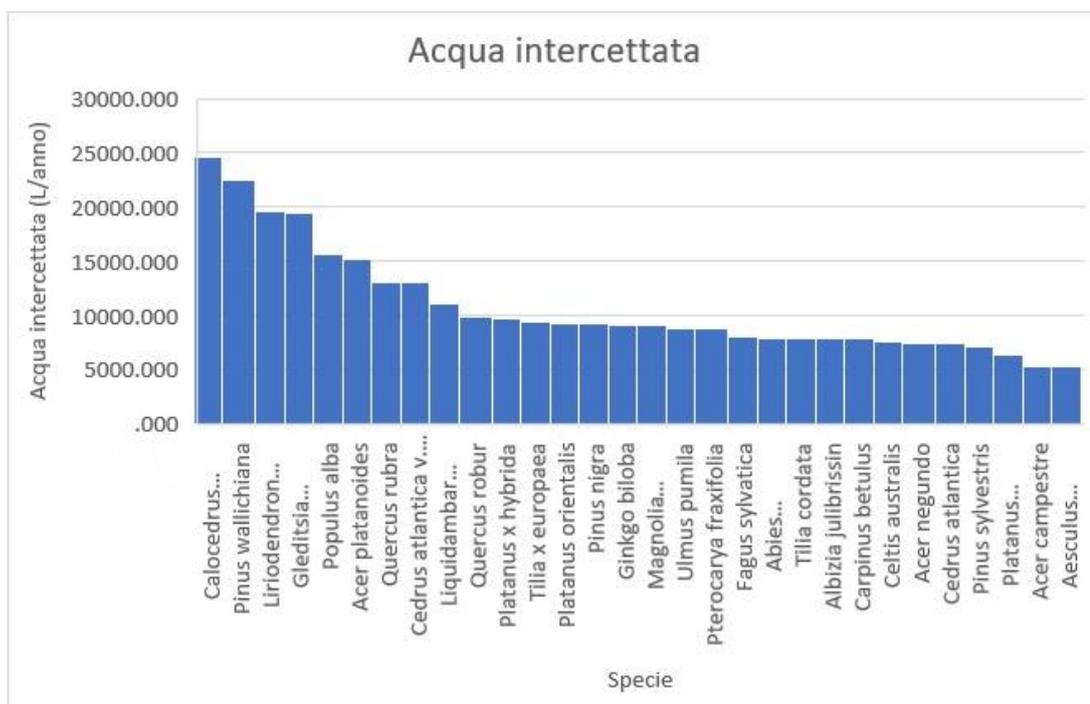


Figura 72: Risultati individuali delle specie che maggiormente intercettano l'acqua piovana.

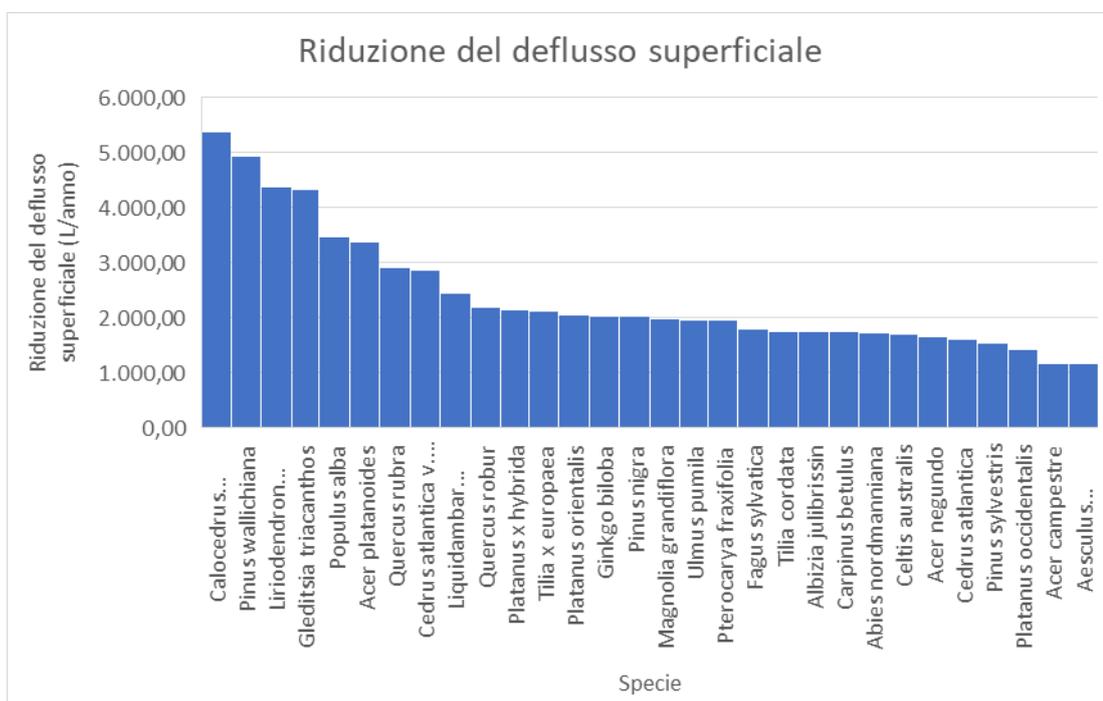


Figura 73: Risultati individuali delle specie che maggiormente riducono il deflusso superficiale.

3.2.3 Disservizi ecosistemici calcolati da i-Tree Eco

Oltre a stimare i benefici derivanti dalle foreste urbane, i-Tree Eco è in grado di fornire analisi anche sui disservizi associati, come la produzione di allergeni da parte di specie allergeniche. Inoltre, questo strumento permette di valutare la potenzialità e la suscettibilità delle diverse specie vegetali nei confronti di 53 tipologie di parassiti.

3.2.3.1 Indice di allergenicità

Il *Potential Allergenicity Index* (PAI), è un indice che misura la capacità delle piante di produrre e rilasciare polline allergenico nell'ambiente.

Dai dati elaborati emerge che l'indice di allergenicità totale calcolato per l'area di studio è pari a 7,34, il che lo colloca nella categoria "Medium" (figura 74).

La distribuzione delle specie in base alla loro capacità allergenica è la seguente:

- 0,18% delle alberature appartiene alla categoria "Low" (basso impatto allergenico)
- 53,00% rientra nella categoria "Medium" (impatto medio)
- 45,16% è classificato come "High" (alto impatto allergenico)
- 1,66% delle specie ha dati non disponibili sull'allergenicità.

Stratum	Low (%)	Medium (%)	High (%)	Unknown (%)	Allergy Index	Allergy Class
Study Area	0,18	53,00	45,16	1,66	7,34	Medium

Figura 74: Risultati dell'indice di allergenità.

Nella figura 75 è riportata una tabella generata da i-Tree Eco che illustra le 6 specie che maggiormente producono polline. *Platanus × hybrida* è la specie che produce il maggior quantitativo di polline, con 27.768,69 miliardi di granuli pollinici all'anno, seguita da *Quercus rubra*. La specie di *Gleditsia triacanthos*, pur essendo rappresentata da 12 esemplari nel Parco Ruffini, produce 1.578,98 miliardi di granuli all'anno. Interessante notare anche la specie *Acer saccharinum* che presenta solo un esemplare nel parco ma produce 3,61 miliardi di granuli pollinici ogni anno.

Species	Pollen Production (Billions of Grains/yr)
Platanus x hybrida	27.768,69
Quercus rubra	10.171,37
Gleditsia triacanthos	1.578,69
Acer negundo	279,25
Acer platanoides	4,94
Acer saccharinum	3,61

Figura 75: Risultati delle specie che maggiormente producono granuli pollinici.

3.2.3.2 Analisi dei parassiti

L'analisi del Parco Ruffini, utilizzando il modello i-Tree Eco, ha evidenziato vari parassiti e malattie che potrebbero minacciare le alberature del parco. Sebbene il modello si basi su dati specifici degli Stati Uniti, i risultati sono comunque indicativi, in quanto i parassiti analizzati potrebbero non essere completamente rappresentativi della realtà ecologica e fitosanitaria italiana. i-Tree Eco ha stimato che 776 alberi nel Parco Ruffini sono suscettibili a 20 diverse tipologie di parassiti con un eventuale danno economico totale di 1.949.069 euro (figura 76).

Alcuni parassiti, come *Euwallacea fornicatus* e *Lycorma delicatula*, potrebbero causare danni economici significativi, con stime che superano i milioni di euro. In particolare, il rischio di perdita del 28,6% degli alberi da parte di *Euwallacea fornicatus* e del 26,8% da parte di *Lycorma delicatula* sottolinea l'importanza di un monitoraggio continuo, nonostante queste specie non siano attualmente presenti in Italia.

Altri parassiti, come *Tomicus piniperda*, *Xyleborus monographus*, e *Operophtera brumata*, sebbene meno gravi, potrebbero comunque causare danni economici rilevanti. I-Tree Eco, pur essendo limitato dal suo approccio basato su dati statunitensi, si dimostra comunque efficace nell'indicare le specie a rischio, contribuendo così alla gestione e alla protezione delle alberature urbane, essenziali per la qualità ecologica e la biodiversità del parco.

Pest Name	Stratum	Number of Trees		Replacement Value (€)		Leaf Area (%)		Leaf Area (ha)	
		Susceptible	Not Susceptible	Susceptible	Not Susceptible	Susceptible	Not Susceptible	Susceptible	Not Susceptible
Phyllocnistis populifella	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Anoplophora glabripennis	Study Area	355	1.045	797.632	2.935.182	22,4	77,6	18,6	64,4
Neodothiora populina	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Armillaria spp.	Study Area	8	1.392	35.382	3.697.432	1,1	98,9	0,9	82,2
Neonectria faginata	Study Area	2	1.398	20.618	3.712.197	0,1	99,9	0,1	82,9
Sirococcus clavignenti	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Juglandacearum									
Litylenchus crenatae mccannii	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Euproctis chrysorrhoea	Study Area	84	1.316	329.116	3.403.699	9,7	90,3	8,0	75,0
Tubakia lowensis	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Leptographium wageneri	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Adelges piceae	Study Area	3	1.397	6.913	3.725.902	0,1	99,9	0,1	82,9
Cryphonectria parasitica	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Discula destructiva	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Leptographium wageneri var. pseudotsugae	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Ophiostoma novo-ulmi	Study Area	3	1.397	10.079	3.722.735	0,2	99,8	0,2	82,9
Dendroctonus pseudotsugae	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Agrilus planipennis	Study Area	4	1.396	4.456	3.728.358	0,1	99,9	0,1	83,0
Scolytus ventralis	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Cronartium quercuum f. sp. Fusiforme	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Malacosoma disstria	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Agrilus auroguttatus	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Heterobasidion irregulare/ occidentale	Study Area	3	1.397	6.913	3.725.902	0,1	99,9	0,1	82,9
Neodiprion tsugae	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Adelges tsugae	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Dendroctonus jeffreyi	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Choristoneura pinus	Study Area	6	1.394	9.179	3.723.635	0,3	99,7	0,2	82,8
Choristoneura conflictana	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Raffaelea lauricola	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Xyleborus monographus	Study Area	5	1.395	25.883	3.706.932	0,3	99,7	0,3	82,8
Dendroctonus ponderosae	Study Area	6	1.394	9.179	3.723.635	0,3	99,7	0,2	82,8
Ips perturbatus	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Ceratocystis fagacearum	Study Area	95	1.305	362.812	3.370.002	10,6	89,4	8,8	74,2
Leptographium wageneri var. ponderosum	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Phytophthora lateralis	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Tomticus piniperda	Study Area	47	1.353	73.526	3.659.289	2,0	98,0	1,7	81,4
Euwallacea nov. sp.	Study Area	400	1.000	1.164.689	2.568.125	31,2	68,8	25,9	57,1
Matsucoccus resinosa	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Dendroctonus rufipennis	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Choristoneura fumiferana	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
subalpine fir mortality summary	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Lycorma delicatula	Study Area	375	1.025	979.746	2.753.069	26,5	73,5	22,0	61,1
Phytophthora ramorum	Study Area	240	1.160	652.476	3.080.339	16,2	83,8	13,4	69,6
Dendroctonus frontalis	Study Area	46	1.354	71.690	3.661.125	2,0	98,0	1,7	81,4
Sirex noctilio	Study Area	46	1.354	71.690	3.661.125	2,0	98,0	1,7	81,4
Geosmithia morbida	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Dryocoetes confusus	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Acleris gloverana	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
western five-needle pine mortality summary	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Operophtera brumata	Study Area	107	1.293	375.532	3.357.283	11,6	88,4	9,6	73,5
Dendroctonus brevicornis	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Cronartium ribicola	Study Area	0	1.400	0	3.732.814	0,0	100,0	0,0	83,1
Choristoneura occidentalis	Study Area	6	1.394	9.179	3.723.635	0,3	99,7	0,2	82,8
All Pests	Study Area	776	624	1.949.069	1.783.746	54,5	45,5	45,3	37,8

Figura 76: Risultati della suscettibilità dei parassiti delle alberature presenti nel parco Ruffini.

4. DISCUSSIONE

4.1 Interpretazione dei dati ottenuti sulla quantificazione dei servizi ecosistemici

4.1.1 Rimozione di inquinanti atmosferici

Dalle analisi effettuate dal software i-Tree Eco emerge il ruolo significativo del Parco Ruffini nel miglioramento della qualità dell'aria urbana attraverso la rimozione degli inquinanti atmosferici. L'applicazione del software ha permesso di quantificare questa funzione ecologica, evidenziando che gli alberi del parco rimuovono complessivamente 1,139 tonnellate di inquinanti all'anno, con un valore economico stimato in 48.700 euro ogni anno. Questa capacità di mitigazione ambientale contribuisce alla salute pubblica e al benessere dei cittadini, riducendo l'incidenza di patologie respiratorie e cardiovascolari correlate all'inquinamento atmosferico.

Negli Stati Uniti, il valore economico della rimozione dell'inquinamento viene calcolato sulla base degli effetti negativi sulla salute pubblica e dei costi economici associati, utilizzando i dati dell'Agenzia per la Protezione Ambientale (EPA) e il modello BenMAP (Nowak et al., 2014). Il modello considera la variazione della concentrazione degli inquinanti e la densità della popolazione locale per stimare il beneficio economico della rimozione dell'inquinamento.

Per i progetti europei, vengono utilizzate stime basate su valori mediani europei (van Essen et al., 2011). Questi valori vengono poi convertiti nella valuta locale.

Nel caso specifico di questa analisi, i prezzi utilizzati per la valutazione economica della rimozione degli inquinanti sono:

- **Monossido di carbonio (CO):** 1.100 € per tonnellata
- **Ozono (O₃):** 22.807 € per tonnellata
- **Biossido di azoto (NO₂):** 3.407 € per tonnellata
- **Biossido di zolfo (SO₂):** 1.241 € per tonnellata
- **Particolato PM_{2,5}:** 791.678 € per tonnellata
- **Particolato PM₁₀:** 4.121 € per tonnellata

Tra gli inquinanti rimossi, l'ozono rappresenta la frazione maggiore (686,81 kg/anno), seguito dal particolato PM₁₀ (171,60 kg/anno), biossido di azoto (168,03 kg/anno), biossido di zolfo (47,19 kg/anno) PM_{2,5} (41,99 kg/anno) e monossido di carbonio (23,08 kg/anno). La presenza di elevate quantità di questi inquinanti nell'ambiente urbano è spesso associata al traffico veicolare e alle attività industriali, e la loro rimozione da parte della vegetazione urbana sottolinea il valore delle infrastrutture verdi come strumento di mitigazione dell'inquinamento atmosferico.

Tuttavia, è fondamentale considerare che gli alberi urbani, oltre a rimuovere inquinanti, emettono composti organici volatili (VOC), che possono contribuire alla formazione di ozono troposferico. Nel caso del Parco Ruffini, le emissioni di VOC nel 2023 sono state pari a circa 602,3 kg, con una prevalenza di isoprene (317,4 kg) e monoterpeni (284,9 kg). Tali emissioni variano a seconda delle specie arboree presenti e della loro biomassa fogliare, con *Quercus rubra* e *Platanus x hybrida* responsabili di circa il 64% delle emissioni totali. Ad esempio la specie *Quercus Rubra* produce annualmente 187,9 kg di isoprene e 140,4 kg di monoterpeni.

Il bilancio complessivo tra rimozione degli inquinanti e emissioni di VOC è un aspetto cruciale nella pianificazione e gestione del verde urbano. Sebbene la funzione di purificazione dell'aria sia ben documentata, la selezione delle specie arboree da piantare dovrebbe tenere conto delle loro caratteristiche fisiologiche per ottimizzare i benefici ambientali. In particolare, la preferenza per specie a bassa emissione di VOC, combinata con un'elevata capacità di assorbimento degli inquinanti, potrebbe massimizzare il contributo positivo degli alberi urbani alla qualità dell'aria.

i-Tree Eco permette di analizzare anche la rimozione degli inquinanti durante l'anno. Dai risultati si evince che la capacità di assorbimento degli alberi non è costante nel tempo, ma varia in base alle stagioni e alle condizioni meteorologiche.

Osservando l'andamento mensile, si nota che la rimozione degli inquinanti è più efficace nei mesi autunnali, con un picco tra settembre e novembre. In particolare, l'ozono è il contaminante maggiormente rimosso, con valori che raggiungono i 127 kg nel mese di luglio, per poi ridursi progressivamente fino a dicembre con circa 3 kg di rimozione. Questo andamento può essere spiegato dalla stagionalità, infatti l'ozono troposferico si forma principalmente nei mesi più caldi a causa delle reazioni fotochimiche tra i composti organici volatili e gli ossidi di azoto in presenza di luce solare (Gao et al., 2025). La maggiore disponibilità di fogliame nel periodo estivo consente agli alberi di intercettare e assorbire

quantità più elevate di questo gas, mentre con la caduta delle foglie il loro contributo alla sua rimozione diminuisce notevolmente.

Anche il biossido di azoto segue un trend simile, con valori elevati nei mesi autunnali e una riduzione progressiva fino a dicembre. Questo inquinante è strettamente legato alle emissioni del traffico veicolare e del riscaldamento urbano, che nei mesi più freddi tendono ad aumentare. Tuttavia, la riduzione della biomassa fogliare nei mesi invernali limita la capacità degli alberi di assorbirlo, portando a una minore rimozione rispetto ai mesi precedenti.

Per quanto riguarda il particolato atmosferico (PM₁₀ e PM_{2.5}), i dati evidenziano un comportamento diverso. La rimozione del PM₁₀ risulta significativa, con un massimo di circa 27 kg nel mese di ottobre. Tuttavia, il PM_{2.5} presenta valori variabili e in alcuni mesi, come novembre e dicembre, i dati mostrano addirittura valori negativi. Questo fenomeno può essere attribuito al processo di risospensione del particolato: parte di queste particelle può essere rilasciata nuovamente nell'atmosfera, con un tasso stimato del 50%. Nei periodi senza pioggia, gli alberi possono rilasciare più particolato di quanto ne rimuovano, con un possibile effetto negativo sulla qualità dell'aria. Questo fenomeno dipende da vari fattori, tra cui la fenologia delle foglie, la superficie fogliare disponibile e le condizioni meteorologiche, e deve essere considerato nella gestione del verde urbano (Nowak, 2021).

Anche il monossido di carbonio e il biossido di zolfo seguono un andamento stagionale, con una maggiore rimozione nei mesi autunnali e una riduzione in quelli invernali.

Dall'analisi della rimozione totale di inquinanti da parte delle diverse specie arboree presenti nel Parco Ruffini, emerge che le specie più efficaci nel sequestro di inquinanti sono *Calocedrus decurrens* (circa 4.000 Kg di inquinanti rimossi per una singola specie in un anno), *Pinus wallichiana*, *Liriodendron tulipifera* e *Populus alba*, nonostante la loro presenza nel parco sia relativamente limitata rispetto ad altre.

Al contrario, alcune delle specie più numerose nel parco, come *Tilia cordata* (255 esemplari) e *Celtis australis* (131 esemplari), mostrano una capacità di rimozione degli inquinanti inferiore rispetto a specie meno rappresentate. In particolare, i tigli si classificano ventiquattresimi su 49 specie per capacità di rimozione, mentre i bagolari si posizionano ventisettesimi (rimuovendo meno di 1.000 kg di inquinanti all'anno per individuo), evidenziando che la numerosità non è necessariamente correlata a una maggiore efficienza nel miglioramento della qualità dell'aria.

Diversamente, *Quercus rubra* e i diversi generi di Platani, anch'essi ampiamente diffusi nel Parco Ruffini, dimostrano un'elevata capacità di rimozione degli inquinanti atmosferici, ma presentano al tempo stesso elevate capacità di produzione dei composti organici volatili.

Complessivamente, questi risultati confermano l'importanza della copertura arborea urbana nel mitigare l'inquinamento atmosferico, ma evidenziano anche alcuni limiti legati alla stagionalità e ai processi atmosferici che influenzano la dinamica degli inquinanti. L'ozono, il biossido di azoto e il particolato PM₁₀ risultano gli inquinanti maggiormente rimossi, con un'efficacia che dipende dalla biomassa fogliare disponibile e dalle condizioni meteorologiche. Inoltre, nel contesto urbano del Parco Ruffini, la presenza di specie sempreverdi si rivela particolarmente efficace, garantendo la fruizione di questo servizio ecosistemico anche nei mesi invernali, a differenza delle specie caducifoglie, che in quel periodo non possono svolgere la stessa funzione.

In conclusione, la selezione di specie arboree con elevate capacità di assorbimento, la gestione attenta della vegetazione urbana, la diversificazione tra specie arboree caducifoglie e sempreverdi e la pianificazione di interventi mirati potrebbero contribuire a massimizzare il contributo ecologico del Parco Ruffini, e minimizzare gli effetti collaterali derivanti dalle emissioni di VOC, rendendolo ancora più efficace nella lotta contro l'inquinamento dell'aria.

4.1.2 Stoccaggio di carbonio

L'analisi dello stoccaggio del carbonio nel Parco Ruffini mette in evidenza due aspetti fondamentali: il contributo totale delle specie in base al numero di individui e la capacità di accumulo a livello individuale. Queste due prospettive forniscono informazioni complementari, essenziali per comprendere il ruolo delle diverse specie arboree nella regolazione del ciclo del carbonio e per ottimizzare le strategie di gestione della vegetazione urbana.

Dal punto di vista del carbonio totale stoccato, *Aesculus hippocastanum* con i suoi 135 esemplari, è la specie che contribuisce maggiormente, con oltre 166,4 tonnellate di carbonio immagazzinate, pari al 25,4% del totale. Questo risultato è attribuibile alla sua presenza numerica nel parco e alle sue dimensioni considerevoli. Anche *Tilia cordata* e *Platanus x hybrida* si rivelano particolarmente rilevanti, con rispettivamente 95,9 e 60,5 tonnellate di carbonio stoccato, dimostrando che la loro abbondanza e struttura contribuiscono in modo significativo al bilancio di carbonio assorbito.

Tuttavia, osservando la capacità di stoccaggio a livello individuale, emergono differenze sostanziali tra le specie. *Fagus sylvatica* è l'albero con il più alto accumulo per individuo, superando i 2.500 kg di carbonio stoccato all'anno. Questo valore è spiegabile dalla sua grande biomassa, dalla longevità e dalla densità del legno, che gli permettono di trattenere elevate quantità di carbonio per lunghi periodi. Anche *Ulmus pumila* e *Pterocarya fraxifolia* mostrano valori elevati, con oltre 2.000 kg di carbonio per individuo, grazie alla loro rapida crescita e alla capacità di raggiungere dimensioni imponenti in tempi relativamente brevi.

Nel complesso lo stoccaggio del carbonio da parte delle alberature presenti nel Parco Ruffini di Torino equivale a 655 tonnellate, con un valore economico associato di 54.700 euro.

Questi risultati evidenziano l'importanza di una pianificazione strategica della vegetazione urbana, che consideri sia l'impatto cumulativo delle specie più diffuse sia il contributo individuale di quelle con maggiore capacità di stoccaggio. Un equilibrio tra specie a crescita rapida e ad alta densità legnosa, insieme alla conservazione di alberi maturi di grandi dimensioni, potrebbe ottimizzare il servizio ecosistemico offerto dal Parco Ruffini.

4.1.3 Sequestro di carbonio

A differenza dello stoccaggio, che rappresenta l'accumulo di carbonio nel tempo, il sequestro misura la quantità di CO₂ sottratta dall'atmosfera in un dato anno, fornendo un indicatore diretto della capacità degli alberi di mitigare attivamente l'inquinamento atmosferico.

A livello complessivo, il parco sequestra circa 30,01 tonnellate di carbonio all'anno, con un valore economico stimato di 2.510 euro. Le specie con il maggior contributo totale sono *Tilia cordata* e *Quercus rubra*, rispettivamente con oltre 5 e 4 tonnellate sequestrate all'anno. Questo risultato è principalmente legato alla loro abbondanza nel parco, in particolare nel caso di *Tilia cordata*, che con i suoi 255 esemplari fornisce un contributo significativo alla riduzione della CO₂ atmosferica. Il valore economico del sequestro di *Quercus rubra*, pari a 350 euro all'anno, conferma l'importanza di questa specie nell'ecosistema urbano del parco.

Analizzando il sequestro su base individuale, emergono differenze importanti rispetto ai dati complessivi. *Ulmus pumila* si distingue come la specie con la maggiore capacità di assorbimento per individuo, con valori prossimi ai 90 kg di CO₂ sequestrati annualmente. Questa elevata efficienza è probabilmente dovuta alla sua crescita rapida e alla notevole superficie fogliare, che favorisce un'alta attività fotosintetica.

Altre specie, come *Platanus x hybrida* e *Celtis australis*, pur non essendo tra le prime in termini di sequestro individuale, presentano valori compresi tra 50 e 30 kg per individuo e sono ampiamente diffuse nel parco, contribuendo in modo significativo al bilancio del carbonio totale sequestrato.

Dal confronto tra stoccaggio e sequestro emergono alcune considerazioni chiave. Le specie che accumulano la maggior quantità di carbonio nel tempo non sono necessariamente le più efficienti nell'assorbire CO₂ su base annua. Specie longeve e di grandi dimensioni, come *Fagus sylvatica* e *Quercus rubra*, garantiscono un accumulo stabile nel lungo periodo, mentre specie a crescita rapida, come *Ulmus pumila* e *Populus alba*, hanno un tasso di sequestro più elevato, risultando particolarmente efficaci nella riduzione della CO₂ atmosferica nel breve termine.

Questi risultati sottolineano l'importanza di adottare strategie di gestione della vegetazione urbana che bilancino la presenza di specie con elevate capacità di stoccaggio e specie con un'elevata capacità di sequestro annuo. La combinazione di alberi maturi, che garantiscono stabilità e continuità nel servizio ecosistemico, con specie a crescita veloce e ad alta efficienza fotosintetica, può massimizzare i benefici ambientali erogati dalle aree verdi urbane.

4.1.4 Produzione di ossigeno

L'analisi della produzione di ossigeno nel Parco Ruffini evidenzia una distribuzione variabile della capacità produttiva tra le diverse specie vegetali presenti. La specie con la maggiore produzione di ossigeno è *Tilia cordata*, con 13,72 tonnellate di ossigeno annue, a seguito della sua alta densità di esemplari (255). Questo risultato è coerente con quanto emerso in letteratura, dove *Tilia cordata* è stata spesso riconosciuta per la sua efficienza nell'assorbire anidride carbonica e produrre ossigeno, grazie alla sua robustezza e longevità. La presenza di un numero elevato di esemplari contribuisce, inoltre, a incrementare significativamente la produzione complessiva.

Nonostante il numero ridotto di esemplari di *Quercus rubra* (84 individui), questa specie si distingue per la sua alta produzione di ossigeno, pari a 10,63 tonnellate annue. Questo risultato può essere attribuito alle sue dimensioni imponenti e alla capacità fotosintetica elevata, che la rende altamente produttiva in termini di ossigeno. Ciò suggerisce che, sebbene la densità di esemplari non sia un fattore determinante in tutti i casi, la specie può avere un impatto considerevole sulla qualità dell'aria, pur in numero limitato.

A livello di efficienza individuale, la specie *Ulmus pumila* si distingue per la sua alta produzione di ossigeno per singolo individuo, con oltre 250 kg all'anno. Questo valore evidenzia l'adattabilità della specie in condizioni urbane, con una fotosintesi particolarmente attiva. La produzione elevata di ossigeno da parte di altre specie come *Gleditsia spp.* e *Populus alba* rafforza l'idea che alcune piante, pur con un numero di esemplari relativamente inferiore, possano contribuire in modo significativo alla qualità dell'aria, dimostrando una resa per individuo superiore rispetto a specie più numerose. *Quercus rubra*, una delle specie più presenti nel contesto del Parco Ruffini con 84 esemplari, si presenta come una delle specie ad alta produzione di ossigeno con circa 126 kg di ossigeno prodotti all'anno per ciascun individuo.

D'altra parte, alcune specie, come *Aesculus hippocastanum*, *Platanus x hybrida*, *Tilia x europaea*, e *Celtis australis*, presentano una produzione di ossigeno relativamente più bassa per individuo. Questo può essere dovuto a diversi fattori, tra cui una minore superficie fogliare, una velocità di crescita inferiore o condizioni di adattamento alle specifiche caratteristiche del Parco Ruffini. Sebbene queste specie non contribuiscano significativamente alla produzione di ossigeno individuale, la loro presenza complessiva nell'area verde può comunque giocare un ruolo importante nell'equilibrio ecologico del parco.

Nel complesso, l'area verde urbana del Parco Ruffini contribuisce annualmente con 80,02 tonnellate di ossigeno, un dato che evidenzia il ruolo fondamentale delle piante nell'ambito della regolazione atmosferica urbana. L'ottimizzazione della gestione e delle scelte delle specie vegetali potrebbe permettere un ulteriore miglioramento della produzione di ossigeno e della qualità dell'aria.

4.1.5 Regimazione idrica

L'analisi condotta sugli alberi del Parco Ruffini di Torino attraverso il software i-Tree Eco ha permesso di quantificare il loro contributo alla gestione delle acque meteoriche, mettendo in evidenza il ruolo essenziale che il verde urbano svolge nella mitigazione del deflusso superficiale.

Questo servizio ecosistemico è di primaria importanza nelle aree urbane, dove la forte presenza di superfici impermeabili, come asfalto e cemento, ostacola l'infiltrazione dell'acqua nel suolo e aumenta il rischio di allagamenti.

Dai dati aggregati emerge che le alberature del Parco Ruffini riescono a ridurre il deflusso delle acque piovane di circa 2.570 metri cubi all'anno, con un impatto economico stimato in 4.900 euro annui. Il calcolo di questo deflusso evitato è stato effettuato sulla base delle condizioni meteorologiche locali, utilizzando i dati della stazione meteorologica di riferimento. In particolare, nel 2023, la stazione meteorologica "Rubino" gestita da Arpa Piemonte ha registrato una precipitazione annua totale di 82,4 centimetri.

Tra le diverse specie arboree presenti nel parco, i tigli si distinguono per la loro elevata efficienza nel servizio ecosistemico della regolazione del deflusso idrico. *Tilia cordata* risulta essere tra le specie più performanti, intercettando circa 430 metri cubi d'acqua all'anno, mentre la *Tilia × europaea* segue con un valore di circa 370 metri cubi all'anno, confermando il ruolo di queste specie nella riduzione del deflusso superficiale. Oltre all'analisi del dato aggregato, è stato possibile valutare l'efficienza delle singole specie mature attraverso due parametri distinti: l'acqua intercettata, ovvero il volume d'acqua trattenuto dalla chioma prima che raggiunga il suolo, e la riduzione del deflusso superficiale, che rappresenta il volume d'acqua che non contribuisce al ruscellamento grazie alla presenza delle alberature.

Dai grafici riportati nei risultati, emerge che alcune specie si distinguono particolarmente per la loro capacità di intercettare l'acqua e ridurre il deflusso. Tra queste, *Calocedrus decurrens*, *Pinus wallichiana*, *Liriodendron tulipifera*, e *Populus alba* risultano le più efficienti, con valori superiori ai 20.000 litri d'acqua intercettati all'anno. La loro chioma ampia e densa offre una superficie di contatto estesa con le precipitazioni, favorendo la ritenzione dell'acqua piovana prima che questa raggiunga il suolo. Anche altre specie, come *Quercus rubra* e *Platanus × hybrida*, molto diffuse all'interno del parco, contribuiscono in maniera significativa al servizio ecosistemico, intercettando circa 10.000 litri d'acqua

all'anno e riducendo il deflusso superficiale di circa 3.000 litri all'anno. *Tilia cordata*, oltre a intercettare 7.433 litri d'acqua all'anno, riesce a evitare il deflusso superficiale di 1.492 litri, dimostrandosi un'opzione ottimale per la gestione idrica nelle aree verdi urbane.

Un'altra specie che si è dimostrata particolarmente efficiente è *Pinus wallichiana*, che intercetta circa 23.000 litri d'acqua all'anno. La sua caratteristica di essere una specie sempreverde gli permette di fornire un contributo costante anche nei mesi invernali, quando le specie caducifoglie, pur avendo chiome più ampie e foglie con una maggiore superficie, non possono più svolgere questa funzione. La diversificazione tra specie caducifoglie e sempreverdi si rivela quindi una strategia efficace per garantire la continuità dei servizi ecosistemici lungo tutto l'anno.

Questi dati dimostrano quanto la scelta delle specie arboree all'interno delle aree urbane possa influenzare in modo significativo la capacità di gestione delle acque meteoriche. Inoltre, appare evidente come le alberature urbane possano rappresentare una strategia chiave per migliorare la resilienza delle città agli eventi meteorologici estremi, mitigando i rischi di allagamento e contribuendo alla sostenibilità complessiva dell'ambiente urbano.

4.1.6 Disservizi ecosistemici legati all'indice di allergenicità e suscettibilità ai parassiti

4.1.6.1 Indice di allergenicità

L'analisi dell'indice di allergenicità condotta con i-Tree Eco evidenzia un impatto moderato della componente arborea del Parco Ruffini sulla produzione di polline allergenico.

L'indice di allergenicità assegnato da i-Tree Eco viene calcolato considerando diversi fattori, tra cui:

- **Il tipo di polline prodotto:** il polline anemofilo (trasportato dal vento) è generalmente più allergenico rispetto a quello entomofilo (trasportato da insetti).
- **La quantità di polline rilasciata:** alcune specie arboree producono più polline rispetto ad altre.
- **La durata della stagione pollinica:** piante con lunghi periodi di fioritura hanno un impatto maggiore sulla qualità dell'aria.

- **Il tipo di riproduzione della pianta:** specie dioiche (con individui separati maschili e femminili) possono presentare un maggiore impatto allergenico se le piante maschili sono predominanti.
- **La distribuzione delle specie nell'area di studio:** la densità delle specie allergeniche influenza il valore complessivo dell'indice (Nowak, 2021).

Il valore complessivo di 7,34 colloca l'area del parco Ruffini nella categoria “Medium”, indicando una situazione che potrebbe generare disagi per la popolazione sensibile alle allergie polliniche.

Un aspetto rilevante emerso dall'analisi è la distribuzione delle categorie di impatto allergenico: oltre il 45% delle specie arboree ricade nella categoria “High”, suggerendo che una parte significativa del verde urbano contribuisce in maniera rilevante alla diffusione di polline. In particolare, *Platanus × hybrida* si distingue come principale produttore, con un'emissione annuale di 27.768,69 miliardi di granuli pollinici, seguita da *Quercus rubra*. Questi dati indicano che le specie dominanti nell'area giocano un ruolo chiave nella determinazione dell'indice di allergenicità.

Un ulteriore elemento di interesse è rappresentato dal rapporto tra abbondanza delle specie e produzione di polline. Alcune specie con una bassa rappresentanza numerica, come *Acer saccharinum* (un solo esemplare), possono avere comunque un contributo significativo alla dispersione di polline, dimostrando come non solo la densità, ma anche la capacità produttiva delle singole piante influenzi la qualità dell'aria.

Questi risultati suggeriscono la necessità di una scelta attenta delle specie arboree presenti nel parco, soprattutto in un contesto urbano in cui la qualità dell'aria e la salute pubblica sono aspetti di primaria importanza. La sostituzione graduale di specie altamente allergeniche con altre a minor impatto potrebbe rappresentare una strategia utile per ridurre i disservizi o la pianificazione attenta di nuove aree verdi potrebbe portare a un incremento dei benefici forniti dalle foreste urbane.

4.1.6.2 Suscettibilità ai parassiti

L'analisi del Parco Ruffini evidenzia il rischio che vari insetti e malattie rappresentano per gli alberi presenti nel parco. Tuttavia, essendo stata condotta in Italia, i risultati sono indicativi, in quanto il modello i-Tree Eco si basa principalmente su dati relativi agli Stati Uniti.

Il calcolo del rischio potenziale dei parassiti effettuato tramite i-Tree Eco si basa su un database sviluppato per il contesto statunitense. Negli Stati Uniti, il software utilizza mappe di distribuzione dei parassiti fornite dal *Forest Health Technology Enterprise Team (Havill et al., 2016)*, determinando il rischio in base alla distanza dei parassiti dall'area analizzata e classificandone la presenza in quattro categorie:

- Presenza accertata nel territorio
- Entro 400 km dal confine dell'area analizzata
- Tra 400 e 1210 km di distanza
- Oltre 1210 km di distanza

Tuttavia, questa metodologia non è completamente applicabile ai progetti al di fuori degli Stati Uniti. Nel caso del Parco Ruffini, il numero di alberi a rischio è stato comunque riportato, ma l'elenco dei parassiti considerati si basa su insetti e malattie documentati negli Stati Uniti e non tiene conto delle specificità ecologiche e fitosanitarie italiane. Pertanto, i risultati non riflettono i reali rischi legati ai parassiti, ma possono risultare indicativi.

Alcuni parassiti e malattie non risultano rappresentare una minaccia per il parco, con un impatto stimato dello 0% e nessuna perdita economica. Tuttavia, altre specie invasive e patologie possono avere conseguenze più rilevanti.

Il software i-Tree Eco ha stimato che i parassiti più pericolosi rispetto alla presenza delle diverse specie di alberature presenti nel Ruffini sono rappresentate da:

- ***Euwallacea fornicatus***: rappresenta la minaccia più grave per il parco, con il rischio di perdita del 28,6% degli alberi, pari a un danno economico stimato di 1,16 milioni di euro. Questo coleottero xilofago è stato inserito nell'elenco delle 12 specie invasive più pericolose stilato dall'Unione Europea e dall'EFSA (European Food Safety Authority) (Rondoni et al., 2025).
- ***Lycorma delicatula***: potrebbe colpire il 26,8% della foresta urbana, con una perdita economica stimata di 980.000 euro. Questa cicalina, originaria di alcune regioni della

Cina e del Vietnam, si è diffusa in modo invasivo in Giappone, Corea del Sud e Stati Uniti. Il suo ospite preferito è l'albero del paradiso (*Ailanthus altissima*), ma si nutre anche di altre specie di alberi e colture, tra cui soia, uva e alcune varietà di Malus. Sebbene in Italia non sia ancora presente, è stata inserita tra le specie da monitorare (AgroNotizie, 2023).

- ***Anoplophora glabripennis***: potrebbe causare danni per 797.632 euro. È un coleottero estremamente dannoso per molte specie di latifoglie ornamentali, arboree e arbustive, sia in ambito forestale che urbano. Sebbene *A. glabripennis* sia stato ufficialmente eradicato, la sua presenza è stata segnalata per la prima volta in Europa nel 2001, in Austria, e in Italia nel 2007, in Lombardia. Da allora, sono seguite numerose segnalazioni in altri paesi europei e in diverse regioni italiane, tra cui Veneto, Marche e Piemonte. Tuttavia, i focolai sono attualmente sotto stretto controllo e sono in corso operazioni di eradicazione (Servizio Fitosanitario Regionale, 2025).
- ***Phytophthora ramorum***: è un fungo oomicete responsabile della morte improvvisa delle querce, che potrebbe compromettere il 17,1% degli alberi, con un danno economico stimato di 652.000 euro.

In Italia, sono state rilevate alcune specie di questo patogeno. Dal 2003, i funzionari del Servizio Fitosanitario Regionale hanno monitorato tutti i vivai piemontesi che producono rododendri, viburni e camelie, effettuando prelievi di campioni sospetti e sottoponendoli ad analisi di laboratorio. Nella primavera del 2008, in un vivaio ornamentale del Canavese, è stata individuata una partita di *Viburnum bodnantense*, proveniente dai Paesi Bassi e spedita in Italia nel periodo tardo inverno 2006-2007. Alcune piante della partita presentavano decessi o sintomi sospetti. Le analisi di laboratorio hanno confermato la presenza del patogeno (Servizio Fitosanitario Regionale, 2024).

- ***Euproctis chrysorrhoea***: minaccia il 6% della foresta urbana del parco Ruffini, con un danno economico di 329.000 euro. Questo Limantride defogliatore è piuttosto comune in tutta Italia, specialmente nelle zone collinari e ai margini dei boschi. Il suo attacco causa defogliazione, indebolendo le piante, che diventano più vulnerabili a stress e a malattie, in particolare fungine. Il danno complessivo si traduce in deperimenti e indebolimenti delle piante, aumentando la loro suscettibilità a patologie (Agraria.org, 2023a).
- ***Ceratocystis fagacearum***: potrebbe colpire il 6,8% degli alberi, con una perdita economica di 363.000 euro. Questo fungo ascomicete è l'agente del deperimento

delle querce. Attualmente, in Italia non è presente, ma rappresenta una seria minaccia a causa della diffusione di superfici forestali a *Quercus spp.* e delle condizioni climatiche che potrebbero favorire l'insediamento del patogeno (Servizio Fitosanitario Regionale, 2023).

- ***Operophtera brumata***: potrebbe causare una perdita del 7,6% degli alberi, con un valore di 376.000 euro. Questo lepidottero, presente in Italia in molte zone, è piuttosto polifago. Gli attacchi si verificano anche su diverse specie forestali, in particolare la quercia, ma anche su faggio, ontano, olmo, frassino, tiglio, e altre. Le larve danneggiano le piante penetrando nelle gemme prossime all'apertura, nutrendosi dei bottoni fiorali e dei fiori, e successivamente provocano ampie erosioni fogliari (Agraria.org, 2023b).
- ***Xyleborus monographus***: noto anche come coleottero del pino mediterraneo, potrebbe colpire lo 0,4% degli alberi, con un danno economico stimato di 25.900 euro. Originario delle querce nelle regioni circostanti il Mar Mediterraneo, questo coleottero è incluso nella LISTA ROSSA dei coleotteri saproxilici italiani. Il coleottero penetra attraverso la corteccia sottile o screpolata dei rami nella chioma. Inizialmente invade e uccide i rami, per poi diffondersi al tronco, portando infine alla morte dell'albero (IUCN, 2014).
- ***Tomicus piniperda***: noto come punteruolo del pino, minaccia il 3,4% della popolazione arborea, con una perdita economica di 73.500 euro. Questo insetto è presente in Italia, principalmente diffuso in ambiente montano, colpendo specie di pino come il pino silvestre (*Pinus sylvestris*) e il pino nero (*Pinus nigra*). Le larve scavano gallerie nel tronco, nutrendosi di tessuti xilematico e floematico, interrompendo il flusso linfatico e causando un progressivo deperimento che può portare alla morte della pianta (Servizio Fitosanitario Regionale, 2022).

In conclusione, sebbene i risultati siano influenzati dalla metodologia del modello i-Tree Eco, che si basa su dati specifici degli Stati Uniti, i danni causati dai parassiti nel contesto del Parco Ruffini risultano comunque rilevanti. Le specie più pericolose per il parco, come *Euwallacea fornicatus* e *Lycorma delicatula*, rappresentano una potenziale grave minaccia, con stime di danno economico che potrebbero compromettere una parte significativa degli alberi. Le perdite economiche stimate, che ammontano a milioni di euro, sottolineano l'importanza di un monitoraggio continuo e di misure preventive.

Le analisi fornite dal modello *i-Tree* si rivelano significative anche per le specie attualmente presenti in Italia, come *Tomicus piniperda*, *Xyleborus monographus* e *Operophtera brumata*, che potrebbero causare danni economici rilevanti, ammontanti a migliaia di euro. In questo contesto, *i-Tree Eco* si dimostra efficace nel monitorare le specie più a rischio, permettendo di identificare le minacce legate a malattie e parassiti che possono compromettere le alberature urbane.

4.2 Verso la certificazione

4.2.1 Valorizzazione delle aree verdi urbane attraverso certificazioni

Come dichiarato nel *Capitolo 1.3*, i servizi ecosistemici forniti dalle foreste urbane svolgono un ruolo cruciale nel contesto attuale, caratterizzato da sfide significative come la crescente urbanizzazione e il cambiamento climatico. La loro valutazione e quantificazione permettono di sviluppare scenari futuri più sostenibili, facilitando una gestione e pianificazione delle aree verdi più attenta ed efficace.

Per affrontare le sfide ambientali contemporanee, negli anni novanta è nata l'idea dei *crediti di carbonio*, uno strumento concepito per combattere il cambiamento climatico basato sul principio del “chi inquina paga”.

Questo sistema consente di compensare le emissioni di CO₂ attraverso progetti di riduzione o rimozione dei gas serra. Il Protocollo di Kyoto (1997) ha introdotto ufficialmente un sistema di scambio di crediti di carbonio che permettevano ai paesi di investire in progetti di riduzione delle emissioni.

I crediti di carbonio rappresentano una strategia sostenibile per promuovere progetti di tutela ambientale e climatica, con l'obiettivo di ridurre o assorbire i gas a effetto serra, responsabili del riscaldamento globale.

Un credito di carbonio (o carbon credit) è un certificato negoziabile che equivale a una tonnellata di CO₂ non emessa o assorbita grazie a un progetto di tutela ambientale certificato da un ente terzo (Rete Clima, 2023). Può essere classificato in:

- Carbon avoidance: progetti che riducono o prevengono le emissioni di gas serra;
- Carbon removal: progetti che rimuovono e sequestrano in modo duraturo la CO₂ già presente in atmosfera.

Nonostante l'importanza dei crediti di carbonio, oggi si preferisce parlare di *crediti di sostenibilità*, un concetto più ampio che integra la tutela ambientale con aspetti sociali ed economici.

I crediti di carbonio hanno subito infatti critiche per la qualità e affidabilità (alcuni progetti non garantiscono una riduzione duratura delle emissioni) e un uso opportunistico (alcune aziende li utilizzano come strategia di greenwashing senza ridurre effettivamente il proprio impatto ambientale).

L'approccio dei crediti di sostenibilità supera la semplice riduzione delle emissioni di CO₂, includendo i concetti di protezione della biodiversità (garantendo la conservazione di specie e habitat naturali), la gestione dell'acqua (elemento fondamentale per l'adattamento ai cambiamenti climatici e la sicurezza alimentare) e la giustizia sociale ed economica (garantendo equità nella distribuzione delle risorse e condizioni di lavoro dignitose) (Rete Clima, 2024).

In questo scenario si inseriscono i sistemi di certificazione ambientale, che garantiscono la validità dei progetti che generano crediti di sostenibilità. Essi nascono dalla necessità di promuovere un modello di sviluppo più sostenibile attraverso la verifica e l'incentivo di pratiche rispettose dell'ambiente. Inoltre, i sistemi di certificazione si allineano ai criteri ESG (Environmental, Social, Governance), strumenti fondamentali per valutare la sostenibilità delle aziende.

Le certificazioni forniscono linee guida standardizzate e verificabili, permettendo alle organizzazioni di dimostrare il loro impegno ambientale. Questo impegno può concretizzarsi attraverso l'adozione diretta di pratiche sostenibili o l'acquisto di certificati di sostenibilità per compensare gli impatti ambientali generati dalle loro attività.

La certificazione PEFC, tradizionalmente legata al settore forestale, si è evoluta per includere il verde urbano. Nel 2023, un gruppo di lavoro italiano ha proposto un modello di certificazione ambientale specifico per le aree verdi urbane, strutturato in 6 criteri fondamentali:

1. Ciclo globale del carbonio
2. Salute e vitalità degli ecosistemi
3. Funzioni produttive
4. Diversità biologica

5. Funzioni protettive della gestione
6. Condizioni socio-economiche della gestione del verde urbano

Questi criteri sono supportati da 26 linee guida e 44 indicatori operativi, ciascuno con parametri di misura e soglie di criticità. Per ottenere la certificazione, un'organizzazione deve soddisfare tutti gli indicatori obbligatori, verificati da un ente di certificazione indipendente.

Ad esempio, il *Criterio 1* si concentra sul mantenimento e miglioramento del verde urbano e del ciclo del carbonio. Un suo indicatore obbligatorio prevede che il proprietario dell'area verde mantenga o aumenti la copertura, il valore e la diversità delle specie arboree. Questo è regolato da parametri di misura, come la variazione percentuale della superficie verde, e da soglie di criticità che vietano la riduzione della copertura arborea, salvo eventi di forza maggiore.

Ogni indicatore si basa su documenti di riferimento ufficiali, come Piani del Verde, censimenti del verde, Criteri Ambientali Minimi (CAM) e regolamenti comunali, garantendo così una gestione verificabile delle aree verdi urbane.

In conclusione, il ruolo della certificazione PEFC per il verde urbano risulta strategico per garantire un approccio sostenibile e verificabile alla gestione delle aree verdi cittadine. La crescente consapevolezza sull'importanza di integrare i servizi ecosistemici all'interno della pianificazione urbana rende necessaria l'adozione di strumenti affidabili e riconosciuti a livello internazionale, come la certificazione PEFC.

Questo modello permette inoltre di collegare queste pratiche ai mercati dei crediti di sostenibilità. In un'epoca in cui la crisi climatica e la perdita di biodiversità richiedono risposte concrete e misurabili, la certificazione PEFC rappresenta un'opportunità per le amministrazioni pubbliche, le aziende e i cittadini di contribuire alla costruzione di città più resilienti e sostenibili.

4.2.2 Proposta di valori soglia per i servizi ecosistemici nell'integrazione della certificazione PEFC del verde urbano

Come già spiegato nel *Capitolo 1.3.2*, il Criterio 3 dello standard PEFC riguarda il mantenimento e lo sviluppo delle funzioni produttive nella gestione dell'area verde. In particolare, la Linea Guida 1 afferma che la capacità di mantenere e sviluppare le funzioni del verde deve essere incrementata o mantenuta. L'obiettivo è perseguire il mantenimento e l'aumento dei servizi ecosistemici generati dalla gestione del Verde Urbano, considerando anche le possibilità di introdurre nuove attività in relazione a tutti i beni e servizi rilevanti.

L'indicatore *3.1c*, che si riferisce al valore dei servizi ecosistemici, è attualmente lasciato aperto, in attesa di studi e ricerche che possano attestare il valore effettivo e la quantificazione di questi servizi. Stessa cosa per lo standard dei servizi ecosistemici PEFC che ancora non ha degli indicatori per il comparto "Verde Urbano". Questo suggerisce la necessità di un'approfondita analisi per determinare il valore economico e ambientale dei servizi forniti dalle aree verdi, nonché il loro impatto sulla comunità cittadina.

Il presente lavoro si propone di sviluppare un'integrazione per l'indicatore *3.1c*, (attualmente informativo) e lo standard dei servizi ecosistemici PEFC, con l'intento di colmare questa lacuna, migliorando la capacità di misurare e valutare in modo preciso i servizi ecosistemici. L'integrazione suggerita intende fornire strumenti metodologici e pratici per una valutazione più accurata e completa.

L'indicatore attuale, come illustrato nella *figura 77* è strutturato in modo da rappresentare un quadro parziale, che richiede un adattamento per renderlo più coerente con le esigenze di monitoraggio e valorizzazione dei servizi ecosistemici.

Indicatore 3.1 c	Valore dei servizi ecosistemici
Tipo di indicatore	Informativo
Parametro di misura	Individuazione e valutazioni dei servizi ecosistemici prodotti dalla gestione sostenibile del verde urbano
Esempio di fonte di rilevamento e di informazione	Studi e analisi

Figura 77: Indicatore 3.1c dello standard PEFC del Verde Urbano.

Si propone quindi un miglioramento articolato in seguente modo per i parchi urbani:

Indicatore 3.1c	Valore dei servizi ecosistemici
<i>Tipo di indicatore:</i>	Obbligatorio: Per parchi \geq 1 ettaro. Informativo: Per parchi $<$ 1 ettaro.
<i>Parametro di misura:</i>	Individuazione e quantificazione dei servizi ecosistemici prodotti dalla gestione sostenibile del verde urbano, con il raggiungimento di valori soglia minimi specifici per l'area in esame
<i>Esempio di fonte di rilevamento e di informazione:</i>	Utilizzo di strumenti scientifici e software (es. i-Tree Eco, i-Tree Canopy)

Tabella 4: Proposta indicatore 3.1c.

4.2.2.1 Tipo di indicatore

Nell'attuale standard PEFC, l'indicatore 3.1c ha un carattere informativo, quindi non è obbligatorio per ottenere la certificazione. Tuttavia, questo lavoro ha approfondito l'importanza centrale della valutazione dei servizi ecosistemici forniti dal verde urbano. La quantificazione di questi servizi consente di ottenere dati concreti sul valore dei parchi urbani, soprattutto nei contesti urbani dove il cambiamento climatico e l'urbanizzazione generano impatti significativi, mentre le aree verdi rappresentano una strategia di mitigazione.

Per questo motivo, nella tabella delle nuove proposte si è scelto di rendere obbligatorio l'indicatore per i parchi con un'estensione superiore a 1 ettaro (10.000 m²). Questo perché i parchi di almeno 1 ettaro sono aree rilevanti per l'erogazione di diversi servizi ecosistemici importanti per la comunità cittadina.

Per i parchi con un'estensione inferiore a 1 ettaro, invece, è stato mantenuto il carattere informativo. Sebbene anche i parchi più piccoli possano fornire servizi ecosistemici, il loro impatto aggregato è inferiore rispetto a quello delle aree più estese. Tuttavia, mantenere il criterio come informativo può incentivare una gestione più sostenibile e la raccolta di dati utili.

La soglia di 1 ettaro è comunemente utilizzata negli standard urbanistici come riferimento per le aree verdi urbane di rilevante importanza.

Stabilire questa tipologia di soglia consente di allineare lo standard PEFC con le definizioni adottate da altre istituzioni, semplificando la certificazione del verde urbano. Ad esempio, le *Linee guida per la gestione del verde urbano* definiscono i “grandi parchi urbani” come parchi, ville e giardini con superficie superiore a 8.000 m² (Ministero dell’Ambiente, 2017). Anche l’*ISTAT* include tra i “grandi parchi” quelli con superficie superiore a 5.000 m² (ISTAT, 2014). Inoltre, il rapporto *ISPRA* sulle infrastrutture verdi del 2016 considera “grandi parchi urbani” le aree verdi superiori a 8.000 m² (ISPRA, 2016).

In conclusione, si ritiene utile proporre al PEFC Italia di rendere obbligatorio l'indicatore relativo al valore dei servizi ecosistemici per i parchi di dimensioni significative, in quanto questi hanno una capacità maggiore nel fornire servizi ecosistemici cruciali, come il sequestro e lo stoccaggio di carbonio, la regolazione idrica, la rimozione di inquinanti atmosferici e la produzione di ossigeno.

4.2.2.2 Parametro di misura

Nell’attuale indicatore 3.1c, il parametro di misura si articola nell’individuazione e valutazione dei servizi ecosistemici prodotti. Si propone, quindi, di integrare la definizione attuale con l’introduzione di valori soglia minimi specifici per il contesto dell’area che richiede la certificazione.

Prima di entrare nel merito della proposta di valori soglia, è necessario fare alcune considerazioni sull’applicazione dei valori soglia. È importante sottolineare che determinare dei valori soglia per il raggiungimento di uno standard di certificazione delle aree verdi risulta complesso, poiché i servizi ecosistemici possono variare significativamente in funzione di numerosi fattori, tra cui:

- **Specie arborea:** Le diverse specie hanno capacità differenti nell’erogazione dei servizi ecosistemici.
- **Età e dimensione dell’albero:** Alberi più maturi e di maggiori dimensioni tendono a fornire maggiori benefici.
- **Copertura arborea:** Un aumento della superficie coperta da vegetazione incrementa la rimozione di CO₂ e inquinanti atmosferici. Una maggiore densità di alberi contribuisce, quindi, a un miglioramento complessivo dei servizi ecosistemici.

- **Condizioni ambientali:** Fattori come il clima locale, la qualità del suolo e la disponibilità di acqua influenzano in maniera diretta i servizi ecosistemici. Ad esempio, in aree con un clima più caldo e arido, gli alberi potrebbero non essere in grado di fornire gli stessi benefici rispetto a contesti più temperati e con una maggiore disponibilità di risorse idriche.
- **Gestione e manutenzione:** Pratiche di cura adeguate possono ottimizzare l'efficienza degli alberi nel fornire servizi ecosistemici.

Tuttavia, analizzando la bibliografia esistente, in particolare gli studi sulla quantificazione dei servizi ecosistemici, molti dei quali provenienti dagli Stati Uniti, è possibile identificare metodologie che possono essere applicate anche in contesti italiani. È stato, dunque, seguito un approccio rigoroso e scientifico per l'individuazione di valori soglia per i quattro servizi ecosistemici indagati in questa tesi, che sono anche quelli quantificati dal software i-Tree Eco. Durante un incontro tenutosi con il Segretario Generale di PEFC Italia, nel corso dell'elaborazione del presente lavoro, è stato comunicato che l'Ente Normatore ha pubblicato i risultati di uno studio condotto in collaborazione con il Professore Nowak riguardante il grado di adattabilità degli algoritmi di i-Tree in un contesto di verde urbano in Italia (Rossi et al., 2022).

L'applicazione di valori soglia per questi quattro servizi ecosistemici rappresenta un obiettivo estremamente ambizioso. È importante, però, distinguere questo obiettivo dall'obiettivo pratico con cui la certificazione PEFC deve confrontarsi. Essendo la certificazione PEFC un processo complesso, che richiede un report dettagliato con parametri e misure stringenti che le aree verdi devono rispettare, è necessario proporre misure che non siano troppo rigide, per non rendere l'applicazione dello standard troppo difficoltosa. L'obiettivo è che la certificazione possa essere perseguita facilmente dai proprietari delle aree verdi, che siano enti pubblici o privati.

Dal momento che il presente lavoro si è concentrato su cinque servizi ecosistemici, si propongono valori soglia per i quattro richiamati in precedenza, mentre per quello relativo alla regimazione degli afflussi idrici, dal momento che risultava difficile estrapolare misure medie applicabili al contesto italiano, si è ritenuto di optare per un approccio qualitativo. Tuttavia, sarà necessario in futuro valutare se mantenere una visione complessiva o focalizzarsi su uno o due servizi ecosistemici principali, al fine di non complicare eccessivamente il processo di certificazione, garantendo nel contempo un livello adeguato di sostenibilità ambientale.

4.2.2.3 Valori soglia per il servizio ecosistemico di sequestro e stoccaggio di carbonio

Al fine di individuare valori soglia relativi al sequestro e allo stoccaggio del carbonio di propongono due metodi basati su studi differenti.

METODO 1

Secondo uno studio pubblicato nel Regno Unito nel 2001 (Whitford et al., 2001) il tasso di stoccaggio e sequestro del carbonio negli alberi urbani è facilmente studiabile, poiché entrambi sono strettamente legati all'area di copertura arborea. Naturalmente, ci sono altri fattori da considerare, poiché gli alberi giovani hanno una biomassa inferiore e tassi di sequestro più elevati rispetto agli alberi più vecchi. Nonostante ciò, molti studi recenti hanno esaminato il potenziale degli alberi di fungere da pozzi di carbonio prodotto dalla combustione di combustibili fossili. La maggior parte di questi studi ha coinvolto alberi in formazioni di età omogenea, cresciuti in foreste rurali o boschi (Turner et al., 1995).

In assenza di dati equivalenti provenienti dal Regno Unito, gli autori hanno basato i loro indicatori sui risultati dello studio di Rowntree e Nowak sugli alberi urbani di Chicago (Rowntree & Nowak, 1991). Questi forniscono un metodo che permette di stimare facilmente il carbonio stoccato e sequestrato annualmente per unità di area della chioma degli alberi.

Lo studio ha inizialmente stimato la distribuzione media dei diametri degli alberi nelle foreste urbane (McPherson & Rowntree, 1989). Il passo successivo è stato calcolare il numero di alberi per unità di area, utilizzando la formula fornita da Fleming (Fleming, 1988) per la relazione tra il diametro dell'albero e l'area della chioma per gli alberi a foglia larga, impiegando il rapporto tra la chioma degli alberi a foglia larga e quella delle aghifoglie derivato da Winer e assumendo che il 75% degli alberi fosse a foglia larga e il 25% conifere (Winer et al., 1981). Successivamente, è stato calcolato il peso fresco totale (sopra e sotto terra) utilizzando le equazioni sulla biomassa di Wenger (Wenger, 1984). Infine, lo stoccaggio del carbonio è stato calcolato stimando che i pesi secchi degli alberi a foglia larga e coniferi fossero rispettivamente il 60% e il 46% del peso fresco, e che lo stoccaggio del carbonio fosse pari al 45% della biomassa secca totale.

Ciò ha portato alla seguente formula semplice:

$$\text{Stoccaggio del carbonio (t/ha)} = 1,063 \times \% \text{Copertura arborea}$$

Per stimare i tassi di sequestro del carbonio, Rowntree e Nowak hanno dovuto stimare la produttività primaria netta. Hanno utilizzato le relazioni età/diametro derivate da Fleming (Fleming, 1988) per stimare la crescita annuale di tutte le diverse classi di dimensioni degli alberi. Utilizzando le distribuzioni di diametro appropriate, è stato possibile stimare la biomassa accumulata e infine calcolare il carbonio sequestrato ogni anno. La formula risultante è la seguente:

$$\text{Sequestro del carbonio (t/ha/anno)} = 8,275 \times 10^{-3} \times \% \text{Copertura arborea}$$

L'unico dato necessario per calcolare lo stoccaggio e il sequestro del carbonio nelle aree urbane analizzate è, quindi, la % di copertura arborea.

METODO 2

Nowak et al., in uno studio pubblicato nel 2013 hanno sviluppato un approccio di valutazione per gli Stati Uniti per l'assorbimento di carbonio da parte delle foreste urbane. Sono stati raccolti dati sul campo da 28 città in 6 stati degli Stati Uniti. Questi dati includono informazioni sulle caratteristiche degli alberi urbani e sulla quantità di carbonio che questi alberi immagazzinano.

Questi dati sono stati utilizzati per determinare la densità media di carbonio per unità di copertura arborea (cioè quanto carbonio è presente per ogni metro quadrato di superficie coperta dagli alberi).

L'analisi ha utilizzato immagini aeree per calcolare la copertura della volta forestale urbana e stimare lo stoccaggio e il sequestro totale del carbonio per i centri urbani negli Stati Uniti utilizzando il modello i-Tree Eco.

Secondo l'analisi, la densità media di stoccaggio del carbonio negli alberi urbani è di 7,69 kg di carbonio per metro quadrato di copertura arborea (con un margine di errore di 13,6 tonnellate) e la densità media di sequestro del carbonio è di 0,28 kg di carbonio per metro quadrato di copertura arborea all'anno (con un margine di errore di 0,45 tonnellate) (D. J. Nowak et al., 2013).

Quindi trasformando i risultati da kg di carbonio per metro quadrato di copertura arborea in kg di carbonio per ettaro di copertura arborea:

- Stoccaggio di carbonio: 76,9 tonnellate di carbonio per ettaro
- Sequestro di carbonio: 2,77 tonnellate di carbonio per ettaro all'anno

Quindi il metodo 1 basa il calcolo dello stoccaggio e del sequestro di carbonio esclusivamente sulla percentuale di copertura arborea, utilizzando formule derivate da studi condotti su foreste urbane negli Stati Uniti (Rowntree & Nowak, 1991). Questo approccio presenta il vantaggio di essere semplice da applicare, ma ha un limite importante, ma non considera la diversità delle specie arboree, la loro età e altri fattori che influenzano il ciclo del carbonio.

Il Metodo 2 utilizza dati empirici raccolti in 28 città americane e si basa su misurazioni dirette delle caratteristiche degli alberi urbani (Nowak et al., 2013). Questo metodo incorpora informazioni più dettagliate sulla struttura della vegetazione e utilizza strumenti come i-Tree Eco per affinare le stime. Considerando l'eterogeneità degli alberi urbani, il Metodo 2 sembrerebbe offrire stime più realistiche e precise.

In definitiva i valori soglia proposti per il servizio ecosistemico relativo al sequestro e stoccaggio del carbonio risultano essere:

Metodo 1

- Sequestro di carbonio (t/ha) = $1.063 \times \% \text{copertura arborea}$;
- Stoccaggio di carbonio (t/ha/anno) = $8,275 \times 10^{-3} \times \% \text{Copertura arborea}$.

Metodo 2

- Sequestro annuale di carbonio = 2,77 tonnellate di carbonio per ettaro di copertura arborea all'anno;
- Stoccaggio totale di carbonio = 76,9 tonnellate di carbonio per ettaro di copertura arborea.

4.2.2.4 Valori soglia per il servizio ecosistemico della rimozione di inquinanti

Uno studio americano pubblicato nel 2006 dal titolo “Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States” ha esaminato la capacità degli alberi urbani di rimuovere inquinanti atmosferici tramite il software i-Tree Eco, tra cui CO, NO₂, SO₂, O₃, PM_{2.5} e PM₁₀, nei 48 stati degli Stati Uniti (Nowak et al., 2006). Lo studio ha rilevato che la rimozione dell'inquinamento per unità di copertura arborea varia, con un valore massimo di 23,1 g/m²/anno e un valore minimo di 6,2 g/m²/anno. Il valore mediano si attesta a 10,8 g/m²/anno, rappresentando una stima indicativa dell'efficacia media degli alberi urbani nella mitigazione dell'inquinamento atmosferico.

Secondo questo studio quindi gli alberi urbani di 48 stati negli Stati Uniti sequestrano in media 10,8 g/m²/anno.

L'adozione di questo valore come riferimento per la certificazione PEFC può essere supportata da diversi fattori. Innanzitutto, lo studio si basa sul software i-Tree Eco, lo stesso strumento utilizzato in questo lavoro per la quantificazione dei servizi ecosistemici. Questo garantisce coerenza metodologica e una maggiore affidabilità nella comparazione dei dati. Inoltre, il fatto che lo studio abbia analizzato dati provenienti da 48 stati rappresenta un ulteriore elemento a favore della sua applicabilità al contesto italiano. La vasta copertura geografica dello studio assicura che i dati considerino una grande varietà di condizioni ambientali e urbane, includendo città con differenti latitudini, climi e tipologie di urbanizzazione. Questa ampia rappresentatività rende il valore mediano di 10,8 g/m²/anno più robusto e potenzialmente adattabile anche alle realtà urbane italiane.

Un ulteriore aspetto da considerare è la coerenza bibliografica: lo studio è stato condotto da D.J. Nowak, autore di numerose altre ricerche sulla quantificazione dei servizi ecosistemici, molte delle quali già esaminate in questa tesi. L'utilizzo dei suoi dati permette quindi di mantenere continuità scientifica con la letteratura di riferimento.

Pertanto, per definire un valore soglia applicabile alla certificazione PEFC, si potrebbe adottare un criterio basato sulla superficie arborea dell'area in esame, moltiplicandola per il valore medio di rimozione degli inquinanti pari a 10,8 g/m²/anno. Questa metodologia consentirebbe di stabilire un obiettivo misurabile, scientificamente fondato e coerente con gli studi di riferimento, contribuendo così a una gestione più sostenibile delle aree verdi urbane.

Tuttavia, saranno necessari studi futuri specifici per il contesto italiano, al fine di affinare questi valori medi e individuare soglie più precise, tenendo conto delle caratteristiche climatiche, ambientali e gestionali del verde urbano in Italia.

4.2.2.5 Valori soglia per il servizio ecosistemico della regimazione di afflussi e deflussi idrici

La quantificazione dell'intercettazione dell'acqua piovana da parte delle alberature urbane rappresenta una sfida significativa, specialmente nell'ambito della certificazione PEFC per le aree verdi urbane. La difficoltà principale risiede nell'assenza di studi nazionali o internazionali che forniscano valori medi affidabili per il contesto italiano. La maggior parte delle ricerche disponibili è focalizzata su città caratterizzate da climi tropicali o aridi, le cui condizioni climatiche e idrologiche differiscono notevolmente da quelle italiane, rendendo i risultati poco comparabili.

Uno degli ostacoli principali all'applicazione diretta dei dati internazionali è la variabilità dei parametri che influenzano questo servizio ecosistemico. La capacità di un albero di intercettare le precipitazioni dipende da numerose variabili, tra cui la geometria della chioma e l'angolazione dei rami. Alberi con chiome compatte e rami disposti in maniera verticale favoriscono un maggiore deflusso dell'acqua rispetto a quelli con chiome più aperte e rami orizzontali. Allo stesso modo, la dimensione dell'albero gioca un ruolo fondamentale: esemplari più grandi hanno un potenziale di deflusso del fusto più elevato rispetto ad alberi di dimensioni ridotte. Anche la corteccia contribuisce significativamente alla ritenzione dell'acqua: superfici rugose e scanalate trattengono una maggiore quantità di pioggia rispetto a cortecce lisce, che favoriscono un rapido scorrimento dell'acqua.

A questi fattori si aggiungono le condizioni ambientali locali, che influenzano ulteriormente il comportamento del deflusso idrico. La tipologia del suolo, la sua permeabilità, il regime delle precipitazioni e la morfologia urbana incidono in modo sostanziale sulla capacità degli alberi di trattenere e ridistribuire l'acqua piovana.

Ad esempio, studi condotti a Pechino (Yao et al., 2015) hanno mostrato che le aree verdi urbane hanno contribuito a ridurre il deflusso annuale delle acque piovane dal 17% al 23%. Tuttavia, la validità di tali valori per l'Italia è limitata, poiché lo studio si basa su un'area con precipitazioni concentrate nei mesi estivi, una distribuzione delle piogge non paragonabile a quella italiana, generalmente più uniforme nell'arco dell'anno. Inoltre, il

suolo urbano in Italia presenta livelli di permeabilità variabili, influenzati dalla presenza di superfici artificiali e dalla diversa capacità di infiltrazione.

Un altro esempio significativo è quello di Phoenix (Arizona) dove, utilizzando il *modello i-Tree Eco*, è stato stimato che gli alberi nei parchi urbani riducono il deflusso annuo di circa 52.800 m³ (Kim & Coseo, 2018). Anche in questo caso, la trasferibilità dei risultati in Italia è problematica, poiché Phoenix ha un clima caldo-arido con precipitazioni annuali molto basse e concentrate in pochi eventi intensi. In contrasto, le città italiane godono di un clima temperato con precipitazioni distribuite nel corso dell'anno, e la percentuale di superfici impermeabili e la composizione del suolo differiscono notevolmente.

Oltre alle difficoltà legate all'applicabilità degli studi internazionali, va sottolineata anche la carenza di ricerche specifiche condotte in Italia. L'assenza di dati consolidati rappresenta un limite significativo nella definizione di valori soglia per l'intercettazione dell'acqua piovana, specialmente ai fini della certificazione PEFC.

In conclusione, la determinazione di valori medi affidabili per l'intercettazione dell'acqua piovana nelle città italiane è ostacolata dalla scarsa adattabilità degli studi internazionali, dalla complessità delle variabili coinvolte e dalla mancanza di ricerche specifiche. Per garantire una quantificazione accurata di questo servizio ecosistemico e una sua corretta integrazione nei processi di certificazione, sarebbe necessario sviluppare sperimentazioni mirate, calibrate sulle condizioni climatiche, urbanistiche italiane, e adottare modelli di valutazione che considerino tutte le componenti del verde urbano.

Per queste ragioni, in questa tesi si è scelto di non indicare, per ora, valori soglia per ottenere la certificazione PEFC per questo servizio ecosistemico, in attesa di studi futuri che possano individuare un modello replicabile, in particolare nel contesto europeo e italiano. Attualmente, questo servizio ecosistemico potrebbe essere considerato in modo qualitativo: è sufficiente quantificarlo per ottenerne il riconoscimento ai fini della certificazione.

4.2.2.6 Valori soglia per il servizio ecosistemico della produzione di ossigeno

Secondo uno studio pubblicato da Nowak nel 2007, la produzione di ossigeno da parte degli alberi varia in base al diametro del tronco a petto d'uomo (DBH – Diameter at Breast Height):

- Alberi con DBH di ~2,5-7,6 cm producono circa 2,9 kg di ossigeno all'anno.
- Alberi con DBH superiore a 76 cm possono produrre fino a 110,3 kg di ossigeno all'anno.

Lo studio ha inoltre stimato che, in condizioni di copertura arborea del 100%, la produzione media di ossigeno per ettaro è sufficiente a soddisfare il consumo annuale di 19 persone per ettaro (Nowak et al., 2007).

Per stimare la produzione media di ossigeno, è necessario conoscere il consumo medio di una persona. Una persona consuma circa 0,84 kg di ossigeno al giorno, quindi il consumo annuo è:

$$0,84 \text{ kg/giorno} \times 365 \text{ giorni} = 306,6 \text{ kg/persona/anno}$$

Moltiplicando questo valore per il numero di persone il cui consumo può essere soddisfatto per ettaro:

$$306,6 \text{ kg/persona/anno} \times 19 \text{ persone/ettaro} = 5,825,4 \text{ kg/ha/anno} (\approx 5,83 \text{ tonnellate/ha/anno})$$

Quindi, è possibile affermare che un'area verde con copertura arborea totale (100%) produce mediamente 5,83 tonnellate di ossigeno per ettaro all'anno (Nowak et al., 2007).

Per determinare un valore soglia applicabile alla certificazione PEFC, è necessario calcolare la copertura arborea effettiva del parco in esame e moltiplicarla per l'estensione totale del parco, al fine di determinare la superficie reale coperta da alberi. Questo valore andrà poi rapportato alla produzione media di 5,83 tonnellate di ossigeno per ettaro all'anno, come stimato dallo studio di Nowak.

L'adozione di questo valore come parametro di riferimento per la certificazione PEFC trova giustificazione in diversi aspetti. Anzitutto, la ricerca si basa su dati quantitativi solidi e proviene da Nowak, quindi il suo utilizzo garantisce coerenza metodologica e continuità scientifica con la letteratura analizzata.

Anche in questo caso, come nei precedenti, risultano necessari ulteriori studi nel contesto italiano per valutare l'effettivo valore medio che tenga conto della reale situazione reale.

Si riporta la tabella riassuntiva dei valori soglia suggeriti per la certificazione PEFC del verde urbano.

Sequestro di carbonio	Metodo 1: $8,275 \times 10^{-3} \times \% \text{Copertura arborea}$ Metodo 2: 2,77 tonnellate di carbonio per ettaro di copertura arborea all'anno
Stoccaggio di carbonio	Metodo 1: $1,063 \times \% \text{Copertura arborea}$ Metodo 2: 76,9 tonnellate di carbonio per ettaro di copertura arborea all'anno
Rimozione di inquinanti	Rimozione totali di 6 inquinanti atmosferici: $\geq 10,8 \text{ g/m}^2/\text{anno}$
Regimazione idrica	Valutazione qualitativa
Produzione di ossigeno	5,83 tonnellate di ossigeno \times ettaro di superficie arborea

Tabella 5: Tabella riassuntiva valori soglia suggeriti per la certificazione PEFC del verde urbano.

4.2.3 Applicazione dei valori soglia all'area pilota del parco Ruffini di Torino

In questo paragrafo verranno applicati i parametri analizzati in precedenza per verificare se le condizioni attuali del Parco Ruffini di Torino potrebbero i requisiti per la certificazione del valore dei servizi ecosistemici.

Il parco si estende per 17,5 ettari e, per stimare la copertura arborea necessaria all'applicazione dei parametri individuati, è stato utilizzato il software i-Tree Canopy. Questo strumento, sviluppato da i-Tree, permette di stimare la copertura arborea attraverso un campionamento casuale basato su immagini aeree.

L'analisi è stata condotta utilizzando immagini estive di Google Earth, delimitando l'area di studio all'interno del software. i-Tree Canopy consente di classificare diverse tipologie di suolo, ma per il calcolo della copertura arborea è necessario distinguere almeno due categorie: Tree Cover (alberi) e Non-Tree Cover (altro).

Il software genera automaticamente un numero predefinito di punti casuali sulla mappa dell'area selezionata, che vengono poi classificati manualmente. Per ottenere una stima affidabile, i-Tree Canopy consiglia di analizzare almeno 500 punti, con un margine di errore tipico del $\pm 3-5\%$.

La copertura arborea viene calcolata utilizzando la formula:

$$\text{Copertura arborea (\%)} = (\text{Punti classificati come alberi} / \text{Totale punti campionati}) \times 100$$

Dall'analisi è emerso che il Parco Ruffini ha una copertura arborea stimata intorno al 40%. Considerando la sua estensione totale, la superficie effettivamente occupata dagli alberi risulta pari a circa 7 ettari.

4.2.3.1 Calcolo dei valori soglia per il parco Ruffini e confronto con i dati reali sullo stoccaggio del carbonio

Secondo lo studio di Rowntree e Nowak (1991), descritto precedentemente come il metodo 1, il carbonio stoccato può essere calcolato attraverso la seguente formula:

$$\text{Carbon Storage} = 1,063 \times \% \text{Copertura arborea}$$

Applicando questa equazione al caso specifico del Parco Ruffini, si ottiene:

$$\text{Carbon Storage} = 1,063 \times 40 = 42,52 \text{ t/ha}$$

Questo valore rappresenta la quantità di carbonio stoccato da un ettaro di superficie arborea con il 40% di copertura. Per ottenere il valore totale riferito all'intero parco, è necessario moltiplicare per la superficie complessiva:

$$\text{Carbon Storage Totale} = 42,52 \times 17,5 = 743,1 \text{ tonnellate.}$$

Quindi il valore soglia da raggiungere ai fini della certificazione del valore dei servizi ecosistemici, secondo questo metodo dovrebbe **essere \geq a 743,1 tonnellate di carbonio stoccato.**

Secondo il metodo 2 descritto, basato sullo studio di Nowak (2013), il valore di riferimento per lo stoccaggio di carbonio è di 76,9 tonnellate per ettaro di superficie arborea.

Applicando questa metodologia al contesto del Parco Ruffini, si considera una superficie totale di 17,5 ettari, di cui il 40% è coperto da alberi, corrispondente a 7 ettari di copertura arborea.

Lo stoccaggio totale di carbonio nel parco può quindi essere calcolato moltiplicando il valore soglia per la superficie coperta da alberi:

$$7 \text{ ha} \times 76,9 \text{ t/ha} = 538,3 \text{ tonnellate di carbonio}$$

Quindi il valore soglia da raggiungere ai fini della certificazione del valore dei servizi ecosistemici, applicato al caso specifico del parco Ruffini secondo questo metodo dovrebbe essere **≥ a 538,3 tonnellate di carbonio stoccato.**

Dai calcoli effettuati con il software i-Tree Eco, il carbonio realmente stoccato nel Parco Ruffini risulta essere di 655 tonnellate, un valore che si colloca tra i due parametri ottenuti dai metodi teorici. Infatti, questo valore è inferiore rispetto al risultato ottenuto con il primo metodo (743,1 tonnellate), ma superiore rispetto al valore calcolato con il secondo metodo basato sullo studio di Nowak (2013), che fornisce una stima di 538,3 tonnellate.

Questi risultati confermano quanto detto in precedenza, ovvero che il metodo 1 permette una stima semplice e veloce, ma meno affidabile, mentre il metodo 2 rappresenta una stima più accurata perché basata su studi con dati empirici e incorpora informazioni più dettagliate sulla struttura della vegetazione. Pertanto, mentre il primo metodo può essere utile per una valutazione rapida, il secondo è preferibile per ottenere una stima più precisa e rappresentativa delle condizioni reali del parco.

4.2.3.2 Calcolo dei valori soglia per il parco Ruffini e confronto con i dati reali sul sequestro del carbonio

Secondo il metodo 1 di Rowntree e Nowak (1991), il carbonio sequestrato dalle alberature in un'area verde, può essere calcolato attraverso la seguente formula:

$$8,275 \times 10^{-3} \times \% \text{Copertura arborea}$$

Applicando questa equazione al caso specifico del Parco Ruffini, si ottiene:

$$8,275 \times 10^{-3} \times 40 = 0,331 \text{ tonnellate per ettaro all'anno}$$

Questo valore rappresenta la quantità di carbonio stoccato da un ettaro di superficie arborea con il 40% di copertura. Per ottenere il valore totale riferito all'intero parco, è necessario moltiplicare per la superficie complessiva:

$$\text{Carbon Sequestration Totale: } 0,331 \times 17,5 = 5,79 \text{ tonnellate di carbonio all'anno}$$

Quindi il valore soglia da raggiungere ai fini della certificazione del valore dei servizi ecosistemici, secondo questo metodo dovrebbe essere \geq a 5,79 tonnellate di carbonio sequestrato annualmente.

Secondo il metodo 2 descritto, basato sullo studio di Nowak (2013), il valore di riferimento per lo stoccaggio di carbonio è di 2,77 tonnellate di carbonio per ettaro di superficie arborea all'anno.

Applicando questa metodologia al contesto del Parco Ruffini, si considera una superficie totale di 17,5 ettari, di cui il 40% è coperto da alberi, corrispondente a 7 ettari di copertura arborea.

Il sequestro totale di carbonio nel parco può quindi essere calcolato moltiplicando il valore soglia per la superficie coperta da alberi:

$$7 \text{ ha} \times 2,77 \text{ t/ha/anno} = 19,39 \text{ tonnellate di carbonio all'anno}$$

Quindi il valore soglia da raggiungere ai fini della certificazione del valore dei servizi ecosistemici, applicato al caso specifico del parco Ruffini secondo questo metodo dovrebbe essere \geq a **19,39 tonnellate di carbonio sequestrato annualmente.**

Dai calcoli effettuati con il software i-Tree Eco, il carbonio realmente sequestrato nel Parco Ruffini risulta essere di 30,01 tonnellate. Questo valore è superiore a entrambi i valori soglia individuati dai metodi teorici, ma ancora una volta il metodo 2, basato sullo studio di Nowak (2013), si conferma essere il più affidabile. Infatti, il valore ottenuto dal software i-Tree Eco si avvicina maggiormente al valore previsto dal metodo 2 (19,39 tonnellate) rispetto al valore stimato dal metodo 1 (5,79 tonnellate).

4.2.3.3 Calcolo dei valori soglia per il parco Ruffini e confronto con i dati reali relativi all'inquinamento

Secondo il metodo descritto nei paragrafi precedenti relativi al valore soglia per il servizio ecosistemico della rimozione di inquinanti, si potrebbe adottare un criterio basato sulla superficie arborea dell'area in esame, moltiplicandola per il valore medio di rimozione degli inquinanti pari a 10,8 g/m²/anno.

Il Parco Ruffini ha un'estensione di 17,5 ettari. Poiché un ettaro corrisponde a 10.000 m², la superficie totale del parco in metri quadrati è:

$$17,5 \text{ ettari} \times 10.000 \text{ m}^2 = 175.000 \text{ m}^2$$

La copertura arborea del parco è del 40%. Per determinare la superficie coperta dagli alberi, bisogna calcolare il 40% di 175.000 m²:

$$40\% \text{ di } 175.000 = 40.100 \times 175.000 = 70.000 \text{ m}^2$$

Pertanto, la superficie coperta dagli alberi nel Parco Ruffini è di 70.000 m².

Per ottenere il totale dell'inquinamento rimosso, bisogna moltiplicare la superficie coperta dagli alberi (70.000 m²) per il valore di rimozione di inquinanti per metro quadrato, che è 10,8 g/m²/anno:

$$70.000 \times 10,8 = 756.000 \text{ g/anno.}$$

Questo significa che il valore soglia da raggiungere ai fini della certificazione del valore dei servizi ecosistemici, applicato al caso specifico del parco Ruffini secondo questo metodo dovrebbe essere **≥ 756 kg** di inquinanti atmosferici all'anno.

Dai calcoli effettuati con il software i-Tree Eco, l'inquinamento realmente rimosso dalle alberature presenti nel Parco Ruffini risulta essere pari a 1,14 tonnellate all'anno. Questo valore è superiore rispetto al valore soglia trovato con la metodologia di Nowak, pertanto, il Parco Ruffini sarebbe in grado di superare lo standard medio per la rimozione di inquinanti atmosferici.

4.2.3.4 Calcolo dei valori soglia per il parco Ruffini e confronto con i dati reali relativi alla produzione di ossigeno

Secondo la metodologia descritta, il parametro suggerito per la produzione di ossigeno da parte delle aree verdi urbane è dedotto dallo studio di Nowak del 2007, che stabilisce un valore di 5,83 tonnellate di ossigeno per ettaro all'anno per aree verdi con una copertura arborea al 100%.

Ora, considerando che la produzione di ossigeno per ettaro (con copertura arborea al 100%) è di 5,83 tonnellate per ettaro all'anno, per un parco con una copertura del 40%, la produzione di ossigeno sarà:

$$5,83 \times 0,40 = 2,332 \text{ tonnellate per ettaro all'anno}$$

Pertanto, la produzione totale di ossigeno per il Parco Ruffini, che ha una superficie di 17,5 ettari, sarà:

$$2,332 \times 17,5 = 40,81 \text{ tonnellate all'anno}$$

Quindi il valore soglia da raggiungere ai fini della certificazione del valore dei servizi ecosistemici, applicato al caso specifico del parco Ruffini secondo questo metodo dovrebbe essere \geq a **40,81 tonnellate** di ossigeno prodotto annualmente.

Dai calcoli effettuati con il software i-Tree Eco, l'ossigeno realmente prodotto dalla foresta urbana del parco Ruffini risulta essere pari a 80 tonnellate. Questo valore è superiore rispetto al valore soglia trovato con la metodologia di Nowak, pertanto, il Parco Ruffini sarebbe in grado di superare lo standard medio per la produzione di ossigeno.

4.2.3.5 Considerazioni finali valori soglia

L'analisi condotta sul Parco Ruffini ha permesso di validare i valori soglia da proporre per la certificazione PEFC, dimostrando la loro applicabilità all'interno dell'indicatore 3.1c, che riguarda la quantificazione e valorizzazione dei servizi ecosistemici forniti dal verde urbano. La definizione di valori soglia rappresenta un passaggio essenziale per garantire che la certificazione PEFC non si limiti a un riconoscimento generico delle funzioni ambientali delle aree verdi, ma stabilisca parametri concreti e misurabili per la loro valutazione.

L'introduzione di valori soglia minimi, come quelli proposti per il sequestro e lo stoccaggio di carbonio, la rimozione degli inquinanti atmosferici e la produzione di ossigeno, consente di fornire criteri oggettivi per la valutazione delle funzioni ecosistemiche di un'area verde rendendo il processo di certificazione scientifico e replicabile.

Nel contesto specifico della certificazione PEFC, l'ampliamento dell'indicatore 3.1c con l'introduzione di valori soglia permetterebbe di colmare un vuoto metodologico nella quantificazione dei servizi ecosistemici, superando l'attuale approccio qualitativo e introducendo un sistema di valutazione basato su parametri misurabili.

Tuttavia, affinché questi valori possano essere adottati su larga scala, sarà necessario consolidare ulteriormente la ricerca, attraverso studi specifici che valutino l'applicabilità dei valori soglia in diversi contesti urbani e climatici soprattutto a livello italiano. Inoltre sarà necessario aggiornare periodicamente i parametri di riferimento, tenendo conto dell'evoluzione delle tecnologie di misurazione e sulle future conoscenze sui servizi ecosistemici urbani.

Alla luce di questi risultati, l'adozione di valori soglia per la certificazione PEFC potrebbe costituire un passo significativo verso un modello di gestione del verde urbano più scientifico, standardizzato e orientato alla sostenibilità, rafforzando il ruolo delle aree verdi nella mitigazione del cambiamento climatico e nel miglioramento della qualità ambientale delle città.

5. CONCLUSIONI

Il lavoro si è focalizzato sulla possibilità di valorizzare i servizi ecosistemici prodotti dalle aree verdi urbane, attraverso la certificazione secondo lo schema PEFC nata per la gestione sostenibile delle foreste e nel 2021 applicata anche al contesto urbano.

Si è partiti da un esame bibliografico della letteratura scientifica italiana ed estera sui servizi ecosistemici, focalizzando poi l'attenzione sul contesto delle aree metropolitane e sulle cosiddette foreste urbane, le quali rappresentano una soluzione strategica per mitigare gli impatti negativi dell'urbanizzazione, migliorando la qualità dell'aria, regolando la temperatura e riducendo i rischi legati alle alluvioni e all'inquinamento acustico.

L'analisi preliminare ha consentito poi di individuare il migliore software esistente per determinazione e quantificazione dei servizi ecosistemici, e conseguentemente sono stati identificati i parametri biometrici richiesti dal software scegliendo quelli misurabili per via strumentale in campo in modo speditivo, preciso e replicabile.

Conseguentemente le metodologie di rilevazione sono state rese possibili grazie alle nuove tecnologie digitali per l'acquisizione e elaborazione di dati.

Definizione degli obiettivi, messa a punto di metodologie, individuazione di tecnologie e metriche, il tutto doveva calarsi con approccio scientifico in una situazione reale in un laboratorio a cielo aperto: il parco Ruffini

Il Parco Ruffini, individuato di concerto all'amministrazione comunale è un polmone verde urbana di grande rilevanza, che ha fornito un'area pilota idonea per testare metodologie innovative di misurazione e valutazione ambientale.

L'analisi dei dati ha confermato il ruolo cruciale del parco nella fornitura di servizi ecosistemici essenziali. La capacità del parco di sequestrare e immagazzinare carbonio contribuisce in maniera rilevante alla riduzione della concentrazione di CO₂, in atmosfera, offrendo un'importante funzione di mitigazione del cambiamento climatico. Inoltre, la vegetazione del parco ha mostrato una significativa efficacia nella rimozione di inquinanti atmosferici come PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂, O₃, CO e SO₂, migliorando la qualità dell'aria e anche attraverso una significativa produzione di ossigeno, riducendo i rischi per la salute pubblica.

L'intero processo doveva culminare in un risultato concreto, individuato nella possibilità di definire, attraverso questo percorso oggettivo, il raggiungimento di specifici obiettivi quantitativi di sostenibilità.

Oggi, le certificazioni ambientali assumono un ruolo sempre più centrale nel contesto degli obblighi aziendali, in quanto collegate ai criteri ESG, i quali sono ormai un elemento chiave in quanto spingono aziende private e amministrazioni pubbliche a dimostrare il loro impegno attraverso l'acquisto di crediti di sostenibilità. In questo contesto, integrare la certificazione PEFC nelle aree verdi urbane non solo ne garantirebbe una gestione sostenibile, ma fornirebbe anche uno strumento pratico per le aziende e le istituzioni che devono rispettare standard ambientali sempre più stringenti, nonché garantire flussi di risorse per gli enti locali proprietari delle aree verdi.

Uno degli obiettivi principali della ricerca è stato proprio quello di valutare la possibilità di integrare la quantificazione dei servizi ecosistemici nella certificazione PEFC. Attualmente, lo standard si basa su criteri qualitativi e gestionali, ma non prevede parametri quantitativi specifici per i servizi ecosistemici del verde urbano. La definizione di valori soglia per i servizi ecosistemici potrebbe rappresentare un passo fondamentale per rendere la certificazione più robusta dal punto di vista scientifico e applicabile a contesti urbani.

L'analisi condotta ha permesso di proporre soglie di riferimento per il sequestro e lo stoccaggio del carbonio, la rimozione degli inquinanti e la produzione di ossigeno, basate sui dati raccolti dal Parco Ruffini. L'integrazione di tali parametri nella certificazione PEFC consentirebbe di valorizzare le aree verdi urbane non solo per la loro funzione estetica e ricreativa, ma anche per il loro contributo alla sostenibilità ambientale e alla qualità della vita urbana.

Cosa resta da fare?

In futuro un primo passo fondamentale consisterà nella verifica sperimentale del grado di adattabilità degli algoritmi di calcolo di software come i-Tree alle diverse condizioni urbanistiche, climatiche e fitosociologiche degli ecosistemi urbani italiani.

In parallelo, sarà opportuno lavorare alla standardizzazione delle metodologie di valutazione dei servizi ecosistemici, affinché i dati raccolti possano essere confrontabili su scala nazionale e internazionale. La creazione di protocolli condivisi potrebbe facilitare l'integrazione di queste analisi nei processi decisionali delle amministrazioni pubbliche e nei programmi di pianificazione urbana.

Un ulteriore aspetto cruciale riguarderà la sensibilizzazione delle istituzioni e degli enti locali sull'importanza della quantificazione dei servizi ecosistemici. Rendere consapevoli le amministrazioni dei benefici derivanti dalla gestione sostenibile delle aree verdi potrebbe favorire l'adozione di strategie più efficaci nella tutela del verde urbano.

Infine, future ricerche dovrebbero estendere le analisi a un numero maggiore di aree verdi, rappresentative di diversi contesti territoriali, in modo da affinare ulteriormente gli algoritmi di i-Tree e migliorarne le prestazioni.

La lezione più importante che emerge da questo lavoro è che le piante in città offrono molto più di quanto comunemente si pensi. Non si tratta solo di elementi decorativi o di spazi ricreativi, ma di veri e propri alleati nell'adattamento a un contesto urbano e climatico in rapido cambiamento.

Questo studio dimostra, con dati oggettivi, che la vegetazione urbana svolge un ruolo fondamentale nella resilienza delle città e nella riduzione degli impatti ambientali. È un contributo che non possiamo più permetterci di sottovalutare: la natura, se adeguatamente compresa e valorizzata, può diventare una risorsa essenziale per affrontare il futuro con maggiore consapevolezza e responsabilità.

BIBLIOGRAFIA

- Armson, D., Stringer, P., & Ennos, A. R. (2013). The effect of street trees and amenity grass on urban surface water runoff in Manchester, UK. *Urban Forestry & Urban Greening*, *12*(3), 282–286.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.04.001>
- Baraldi, R., Chieco, C., Neri, L., Facini, O., Rapparini, F., Morrone, L., Rotondi, A., & Carriero, G. (2019). An integrated study on air mitigation potential of urban vegetation: From a multi-trait approach to modeling. *Urban Forestry & Urban Greening*, *41*, 127–138.
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.020>
- Beckett, K. P., Freer-Smith, P. H., & Taylor, G. (2000). The capture of particulate pollution by trees at five contrasting urban sites. *Arboricultural Journal*, *24*(2–3), 209–230.
<https://doi.org/10.1080/03071375.2000.9747273>
- Bi, X., Gan, X., Jiang, Z., Li, Z., & Li, J. (2024). How do landscape patterns in urban parks affect multiple cultural ecosystem services perceived by residents? *Science of The Total Environment*, *946*, 174255.
<https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2024.174255>
- Birdsey. (1992). *Carbon Storage and Accumulation in United States Forest Ecosystems*.
- Bornaz, L., & Rinaudo, F. (2004). *Il rilievo e l'elaborazione dei dati laser scanner*. 495–500.
- Ca, V. T., Asaeda, T., & Abu, M. (1998). Reductions in air conditioning energy caused by a nearby park. In *Energy and Buildings* (Vol. 29).
- Cairns, M., Brown, S., Helmer, E., & Baumgardner, G. (1997). Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia*, *111*, 1–11. <https://doi.org/10.1007/s004420050201>
- CBD. (1992). *Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD), Articolo 2*.
- Chen, Y., & Wong, N. H. (2006). Thermal benefits of city parks. *Energy and Buildings*, *38*(2), 105–120.
<https://doi.org/10.1016/J.ENBUILD.2005.04.003>
- Chow, P., & Rolfe, G. L. (1989). Carbon and hydrogen contents of short-rotation biomass of five hardwood species. *Wood and Fiber Science*, *21*, 30–36. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:91282751>
- Cohen, P., Potchter, O., & Schnell, I. (2014). The impact of an urban park on air pollution and noise levels in the Mediterranean city of Tel-Aviv, Israel. *Environmental Pollution*, *195*, 73–83.
<https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2014.08.015>
- Commissione Europea. (2021). *Towards zero pollution for air, water and soil: EU Action Plan*.
- 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*(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cullen, S. (2007). Putting a value on trees - CTLA guidance and methods. *Arboricultural Journal*, *30*.
<https://doi.org/10.1080/03071375.2007.9747475>
- Daily, G., Postel, S., Bawa, K., & Kaufman, L. (1997). Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems. *Bibliovault OAI Repository, the University of Chicago Press*.
- Dervishi, V., Fleckenstein, C., Rahman, M. A., Pauleit, S., Ludwig, F., Pretzsch, H., & Rötzer, T. (2023). Trees in planters – Growth, structure and ecosystem services of *Platanus x hispanica* and *Tilia cordata* and their reaction to soil drought. *Urban Forestry & Urban Greening*, *86*, 128024.
<https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2023.128024>

- Dimoudi, A., & Nikolopoulou, M. (2003). Vegetation in the urban environment: microclimatic analysis and benefits. *Energy and Buildings*, 35(1), 69–76. [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(02\)00081-6](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(02)00081-6)
- Dinetti, M. (2008). I passeri *Passer* spp.: da “problematici” a specie di interesse conservazionistico. *Ecologia Urbana*.
- Dipartimento di Epidemiologia. (2022). *Piano operativo nazionale per la prevenzione degli Effetti delle ondate di calore Risultati dei Sistemi di allarme (HHWWS), del Sistema Sorveglianza della Mortalità Giornaliera (SISMG) e degli accessi in Pronto Soccorso (PS)*.
- Donovan, G. H., & Butry, D. T. (2009). The value of shade: Estimating the effect of urban trees on summertime electricity use. *Energy and Buildings*, 41(6), 662–668. <https://doi.org/10.1016/J.ENBUILD.2009.01.002>
- Donovan, G. H., Michael, Y. L., Butry, D. T., Sullivan, A. D., & Chase, J. M. (2011). Urban trees and the risk of poor birth outcomes. *Health & Place*, 17(1), 390–393. <https://doi.org/10.1016/J.HEALTHPLACE.2010.11.004>
- EEA. (2013). *Air Quality Europe*.
- Ehrlich, P. R., & Ehrlich, A. H. (1988). *The Population Explosion*. (Simon & Schuster., Ed.). University of California, Berkeley.
- FAO. (2016). *Guidelines on urban and peri-urban forestry* (Food and Agriculture Organization of the United Nations., Ed.).
- Faro Connect User Manual*. (2024).
- Ferrini, F., & Fini, A. (2017). *amico albero ruoli e benefici del verde nelle nostre città (e non solo)*. ETS.
- Ferrini, F., Romano, D., & Fini, A. (2002). Uomo e piante, aspetti culturali, psicofisici e salutisti. . *Conferenza Nazionale Sul Verde Urbano*.
- Fini, A., & Ferrini, F. (2013). *Il ruolo del verde urbano nella mitigazione dell'inquinamento atmosferico*. Forum - Editrice Universitaria Udinese.
- 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>
- Fleming, I. (1988). Making individual plans for change. *Journal of the British Institute of Mental Handicap (APEX)*, 16(2), 77–79. <https://doi.org/10.1111/j.1468-3156.1988.tb00460.x>
- Gao, C., Zhang, X., Lun, X., Gao, Y., Guenther, A., Zhao, H., Zhang, S., Huang, L., Song, K., Huang, X., Gao, M., Ma, P., Jia, Z., Xiu, A., & Zhang, Y. (2025). BVOCs' role in dynamic shifts of summer ozone formation regimes across China and policy implications. *Journal of Environmental Management*, 376, 124150. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2025.124150>
- Geron, C. D., Pierce, T. E., & Guenther, A. B. (1995). Reassessment of biogenic volatile organic compound emissions in the Atlanta area. *Atmospheric Environment*, 29(13), 1569–1578. [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(94\)00274-O](https://doi.org/10.1016/1352-2310(94)00274-O)
- Gerstenberg, T., & Hofmann, M. (2016). Perception and preference of trees: A psychological contribution to tree species selection in urban areas. *Urban Forestry & Urban Greening*, 15, 103–111. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2015.12.004>
- Gratani, L., & Varone, L. (2014). Atmospheric carbon dioxide concentration variations in Rome: relationship with traffic level and urban park size. *Urban Ecosystems*, 17(2), 501–511. <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0340-1>

- Grossoni, P., & Lorenzini, G. (1993). Effetti dell'inquinamento atmosferico sulla vegetazione. I *GEORGOFILL.*, 63–90.
- Hammer, T. R., Coughlin, R. E., & Horn, E. T. (1974). The Effect of a Large Urban Park on Real Estate Value. *Journal of The American Planning Association*, 40, 274–277.
<https://api.semanticscholar.org/CorpusID:153548214>
- Hartig, T., Evans, G. W., Jamner, L. D., Davis, D. S., & Gärling, T. (2003). Tracking restoration in natural and urban field settings. *Journal of Environmental Psychology*, 23(2), 109–123.
[https://doi.org/10.1016/S0272-4944\(02\)00109-3](https://doi.org/10.1016/S0272-4944(02)00109-3)
- Hartig, T., Mitchell, R., de Vries, S., & Frumkin, H. (2014). Nature and Health. *Annual Review of Public Health*, 35(1), 207–228. <https://doi.org/10.1146/annurev-publhealth-032013-182443>
- Havill, N. P., Vieira, L. C., Salom, S. M., & Technology, F. H. (2016). *Biology and Control of Hemlock Woolly adelgid Technology Transfer Non-native Pest*.
http://www.ascr.usda.gov/complaint_filing_cust.html
- Hodson, C. B., & Sander, H. A. (2017). Green urban landscapes and school-level academic performance. *Landscape and Urban Planning*, 160, 16–27. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.11.011>
- Hsieh, C. M., Li, J. J., Zhang, L., & Schwegler, B. (2018). Effects of tree shading and transpiration on building cooling energy use. *Energy and Buildings*, 159, 382–397.
<https://doi.org/10.1016/J.ENBUILD.2017.10.045>
- ISPRA. (2016). *Qualità dell'ambiente urbano-XII Rapporto (2016) ISPRA Stato dell'Ambiente INFRASTRUTTURE VERDI*. <http://www.un.org/sustainable>
- ISTAT. (2014). *Verde urbano*.
- ISTAT. (2023). *Popolazione residente e dinamica della popolazione Anno 2023*.
- ISTAT. (2024). *Commissione parlamentare di inchiesta sulle condizioni di sicurezza e sullo stato di degrado delle città e delle loro periferie Report Comune di Torino*.
- IUCN. (2014). *Lista rossa dei coleotteri saproxilici italiani*. www.iucn.it
- James, P., Hart, J. E., Banay, R. F., & Laden, F. (2016). Exposure to Greenness and Mortality in a Nationwide Prospective Cohort Study of Women. *Environmental Health Perspectives*, 124(9), 1344–1352. <https://doi.org/10.1289/ehp.1510363>
- Jauregui, E. (1990). Influence of a large urban park on temperature and convective precipitation in a tropical city. *Energy and Buildings*, 15(3–4), 457–463. [https://doi.org/10.1016/0378-7788\(90\)90021-A](https://doi.org/10.1016/0378-7788(90)90021-A)
- Jo, H. K., & McPherson, E. G. (1995). Carbon Storage and Flux in Urban Residential Greenspace. *Journal of Environmental Management*, 45(2), 109–133. <https://doi.org/10.1006/JEMA.1995.0062>
- Kim. (2007). Changes in the nature of urban spatial structure in the United States, 1890–2000. *Journal of Regional Science*, 47(2), 273–287. <https://doi.org/10.1111/j.1467-9787.2007.00509.x>
- Kim, G., & Coseo, P. (2018). Urban Park Systems to Support Sustainability: The Role of Urban Park Systems in Hot Arid Urban Climates. *Forests*, 9(7), 439. <https://doi.org/10.3390/f9070439>
- Lachowycz, K., & Jones, A. P. (2011). Greenspace and obesity: a systematic review of the evidence. *Obesity Reviews*, 12(5). <https://doi.org/10.1111/j.1467-789X.2010.00827.x>
- Levere, M. (2014). *The High Line Park and Timing of Capitalization of Public Goods*.
- LiDAR 360 User guide. (2022). *LiDAR 360 User Guide*.
- Livengood, K. R. (1982). Value Of Big Game From Markets F. *American Agricultural Economics Association* .

- Loughner, C. P., Allen, D. J., Zhang, D.-L., Pickering, K. E., Dickerson, R. R., & Landry, L. (2012). Roles of Urban Tree Canopy and Buildings in Urban Heat Island Effects: Parameterization and Preliminary Results. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, *51*(10), 1775–1793. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-11-0228.1>
- Manes, F., Incerti, G., Salvatori, E., Vitale, M., Ricotta, C., & Costanza, R. (2012). Urban ecosystem services: tree diversity and stability of tropospheric ozone removal. *Ecological Applications*, *22*(1), 349–360. <https://doi.org/10.1890/11-0561.1>
- McDonald, A. G., Bealey, W. J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R. I., Donovan, R. G., Brett, H. E., Hewitt, C. N., & Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, *41*(38), 8455–8467. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOSENV.2007.07.025>
- McDonough, K., Hutchinson, S., Moore, T., & Hutchinson, J. M. S. (2017). Analysis of publication trends in ecosystem services research. *Ecosystem Services*, *25*, 82–88. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2017.03.022>
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation: The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, *52*(10), 883–890. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)
- McPherson, E. G., & Rowntree, R. A. (1989). Using Structural Measures to Compare Twenty-Two U.S. Street Tree Populations. *Landscape Journal*, *8*(1), 13–23. <https://doi.org/10.3368/lj.8.1.13>
- McPherson, E. G., & Simpson, J. R. (1999). *Carbon dioxide reduction through urban forestry: guidelines for professional and volunteer tree planters*. <https://doi.org/10.2737/PSW-GTR-171>
- McPherson, E., Nowak, D., Heisler, G., Grimmond, S., Souch, C., Grant, R., & Rowntree, R. (1994). Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. *Proceedings of the 7th National Urban Forest Conference*.
- MEA. (2005). Millennium Ecosystem Assessment . *Island Press* .
- Miller, R. H., & Miller, R. W. (1991). Planting survival of selected street tree taxa. In *Journal of Arboriculture* (Vol. 17, Issue 7).
- Ministero dell' Ambiente. (2017). *Linee guida per la gestione del verde urbano e prime indicazioni per una pianificazione sostenibile*.
- Morancho, A. B. (2003). A hedonic valuation of urban green areas. *Landscape and Urban Planning*, *66*(1), 35–41. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00093-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00093-8)
- Moser, A., Rötzer, T., Pauleit, S., & Pretzsch, H. (2015). Structure and ecosystem services of small-leaved lime (*Tilia cordata* Mill.) and black locust (*Robinia pseudoacacia* L.) in urban environments. *Urban Forestry & Urban Greening*, *14*(4), 1110–1121. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2015.10.005>
- Nowak, D. (1996). Notes: Estimating Leaf Area and Leaf Biomass of Open-Grown Deciduous Urban Trees. *Forest Science*, *42*, 504–507. <https://doi.org/10.1093/forestscience/42.4.504>
- Nowak, D., & Crane, D. (2000). The Urban Forest Effects (UFORE) Model: Quantifying urban forest structure and functions', in Integrated tools for natural resources inventories in the 21st century. *Proc. IUFRO Conference*, 714–720.

- Nowak, D., Crane, D., Stevens, J., Hoehn, R., Walton, J., & Bond, J. (2008). A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboriculture & Urban Forestry*, 34(6), 347–358. <https://doi.org/10.48044/jauf.2008.048>
- Nowak, D. J. (1993). Atmospheric Carbon Reduction by Urban Trees. *Journal of Environmental Management*, 37(3), 207–217. <https://doi.org/10.1006/JEMA.1993.1017>
- Nowak, D. J. (2021). *i-Tree Methods*. <https://doi.org/10.2737/NRS-GTR-200-2021>
- Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116(3), 381–389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)
- 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., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). 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., & 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., Hoehn, R., & Crane, D. E. (2007). *Oxygen Production by Urban Trees in the United States*.
- Nowak, D., Mchale, P., Ibarra, M., Crane, D., Stevens, J., & Luley, C. (1998). Modeling the Effects of Urban Vegetation on Air Pollution. *Air Pollution Modeling and Its Application XII*, 399–407. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-9128-0_41
- Oke, T. R. (2002). *Boundary Layer Climates*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203407219>
- Pascal, M., Corso, M., Chanel, O., Declercq, C., Badaloni, C., Cesaroni, G., Henschel, S., Meister, K., Haluza, D., Martin-Olmedo, P., & Medina, S. (2013). Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Science of The Total Environment*, 449, 390–400. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2013.01.077>
- Payne, B. R. (1973). 29-Tree home improvement plane. *Natural History*.
- PEFC. (2023). *PEFC ITALIA Verde Urbano*. www.pefc.it
- Petralli, M., Massetti, L., & Orlandini, S. (2009). Air temperature distribution in an urban park: Differences between open-field and below a canopy. *The Seventh International Conference on Urban Climate*.
- PREGITZER, K. S., HENDRICK, R. L., & FOGEL, R. (1993). The demography of fine roots in response to patches of water and nitrogen. *New Phytologist*, 125(3), 575–580. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1993.tb03905.x>
- Regione Piemonte. (2024). *Black list Piemonte*.
- Robitu, M., Musy, M., Inard, C., & Groleau, D. (2006). Modeling the influence of vegetation and water pond on urban microclimate. *Solar Energy*, 80(4), 435–447. <https://doi.org/10.1016/j.solener.2005.06.015>
- Rondoni, G., Björklund, N., Vloutoglou, I., Carotti, L., Mattion, G., & Vos, S. (2025). Pest survey card on *Euwallacea fornicatus sensu lato*, *Fusarium ambrosium* and *F. euwallaceae*. *EFSA Supporting Publications*, 22(1). <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2025.EN-9179>
- Rowntree, R., & Nowak, D. (1991). Quantifying the Role of Urban Forests in Removing Atmospheric Carbon Dioxide. *Arboriculture & Urban Forestry*, 17(10), 269–275. <https://doi.org/10.48044/jauf.1991.061>

- Sanesi, G., Laforteza, R., Bonnes, M., & Carrus, G. (2006). Comparison of two different approaches for assessing the psychological and social dimensions of green spaces. *Urban Forestry and Urban Greening*, 5(3), 121–129. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.06.001>
- Santunione, G., Barbieri, A., & Sgarbi, E. (2024). Analysis of particulate matter (PM) trapped by four different plant species in an urban forest: Quantification and characterization. *Trees, Forests and People*, 16, 100585. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2024.100585>
- Selmi, W., Weber, C., Rivière, E., Blond, N., Mehdi, L., & Nowak, D. (2016). Air pollution removal by trees in public green spaces in Strasbourg city, France. *Urban Forestry and Urban Greening*, 17, 192–201. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.04.010>
- Serie GeoMax Zenith60. (2022). <https://geomax-positioning.com/partner-area>
- Silli, V., Salvatori, E., & Manes, F. (2015). Removal of airborne particulate matter by vegetation in an urban park In the city of Rome (Italy): an Ecosystem Services perspective. *Annali Di Botanica*, 5, 69–76. <https://doi.org/10.4462/annbotrm-13077>
- Snell, T., Lam, J. C. S., Wing-Yin Lau, W., Lee Isaac, M., Maloney, E., Mulholland, N., Wilson, L., & Wynne, L. (2016). Contact with Nature in Childhood and Adult Depression. *Children, Youth and Environments*, 26(1), 111. <https://doi.org/10.7721/chilyoutenvi.26.1.0111>
- Song, P., Guo, J., Xu, E., Mayer, A. L., Liu, C., Huang, J., Tian, G., & Kim, G. (2020). Hydrological Effects of Urban Green Space on Stormwater Runoff Reduction in Luohe, China. *Sustainability*, 12(16). <https://doi.org/10.3390/su12166599>
- Spronken-Smith, R. A., & Oke, T. R. (1998). The thermal regime of urban parks in two cities with different summer climates. *International Journal of Remote Sensing*, 19(11), 2085–2104. <https://doi.org/10.1080/014311698214884>
- Tang, Y., Xiao, W., & Yuan, F. (2025). Evaluating objective and perceived ecosystem service in urban context: An indirect method based on housing market. *Landscape and Urban Planning*, 254, 105245. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2024.105245>
- Taylor, M. S., Wheeler, B. W., White, M. P., Economou, T., & Osborne, N. J. (2015). Research note: Urban street tree density and antidepressant prescription rates—A cross-sectional study in London, UK. *Landscape and Urban Planning*, 136, 174–179. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2014.12.005>
- Thomas, P. A., Alhamd, O., Iszkuło, G., Dering, M., & Mukassabi, T. A. (2019). Biological Flora of the British Isles: *Aesculus hippocastanum*. *Journal of Ecology*, 107(2), 992–1030. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13116>
- Turner, D. P., Koerper, G. J., Harmon, M. E., & Lee, J. J. (1995). A Carbon Budget for Forests of the Conterminous United States. *Ecological Applications*, 5(2), 421–436. <https://doi.org/10.2307/1942033>
- van den Berg, A. E., Maas, J., Verheij, R. A., & Groenewegen, P. P. (2010). Green space as a buffer between stressful life events and health. *Social Science & Medicine*, 70(8), 1203–1210. <https://doi.org/10.1016/J.SOCSCIMED.2010.01.002>
- van Essen, H., Schrotten, A., Otten, M., Sutter, D., Schreyer, C., Zandonella, R., Maibach, M., & Doll, C. (2011). *External Costs of Transport in Europe Update Study for 2008 Publication Data*. www.cedelft.eu
- Wang, B., Zhang, Y., & Guo, J. (2023). The Rainwater Interception Process and Capacity of Urban Tree Organs in Shanghai. *Atmosphere*, 14(11), 1701. <https://doi.org/10.3390/atmos14111701>

- Wenger, K. F. (1984). *Forestry Handbook*. Wiley, New York.
- West, S. T., Shores, K. A., & Mudd, L. M. (2012). Association of Available Parkland, Physical Activity, and Overweight in America's Largest Cities. *Journal of Public Health Management and Practice*, 18(5), 423–430. <https://doi.org/10.1097/PHH.0b013e318238ea27>
- Westman, W. E. (1977). How Much Are Nature's Services Worth? *Science*, 197(4307), 960–964. <https://doi.org/10.1126/science.197.4307.960>
- Whitford, V., Ennos, A. R., & Handley, J. F. (2001). "City form and natural process"—indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning*, 57(2), 91–103. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00192-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00192-X)
- WHO. (2013). *Health impact of PM10 and ozone in 13 italian cities*.
- Wilson, E. O. (1984). *Biophilia: The Human Bond with Other Species*. Harvard University Press.
- Winer, A. M., Fitz, D. R., Miller, P. R., Stephens, E. R., & Burleson, F. R. (1981). *Investigation of the role of natural hydrocarbons in photochemical smog formation in California. Final report 19 Jun 79-18 Sep 80*. <https://www.osti.gov/biblio/5139035>
- World Health Organization. (2016). *Urban green spaces and health*. World Health Organization. Regional Office for Europe.
- World Population Prospect. (2018). *World population prospects: The 2018 revision (Highlights)*.
- World Urbanization Prospects. (2018). *World urbanization prospects: The 2018 revision (Highlights)*.
- X-pad survey ultimate. (2019).
- 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>
- Yao, L., Chen, L., Wei, W., & Sun, R. (2015). Potential reduction in urban runoff by green spaces in Beijing: A scenario analysis. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(2), 300–308. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2015.02.014>
- ZEB Horizon RT User Guide. (2022).

SITOGRAFIA

- Agraria.org. (2023a). *Euprottide - Euproctis chrysorrhoea L.* Recuperato da [https://www.agraria.org/entomologia-agraria/euprottide.htm]
- Agraria.org. (2023b). *Falena brumale o cheimatobia - Operophtera brumata L.* Recuperato da [https://www.agraria.org/entomologia-agraria/falena-brumale.htm]
- AgroNotizie. (2023). *Vite, paura per una nuova cicalina proveniente dalla Cina.* Recuperato da [https://agronotizie.imagelinenetwork.com/difesa-e-diserbo/2023/08/07/vite-paura-per-una-nuova-cicalina-proveniente-dalla-cina/79003]
- Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA). (2024). *Pubblicazione costo medio della fornitura elettrica.* Recuperato da [https://www.arera.it/]
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). (n.d.). *National Oceanic and Atmospheric Administration.* Recuperato da [https://www.noaa.gov/]
- Rete Clima. (2023). *Crediti di carbonio per compensare CO2 e gas serra (carbon credits).* Recuperato da [https://www.reteclima.it/rating-crediti-di-carbonio/?gad_source=1&gclid=CjwKCAjwnPS-BhBxEiwAZjMF0q64uV35M9oY4X6LNRqpJWir8h2pMr_z8EC7QFyKsuccUZ53BcPt2BoCLHgQAvD_BwE]
- Rete Clima. (2024). *Crediti di sostenibilità in Italia.* Recuperato da [https://www.reteclima.it/crediti-di-sostenibilita-italia/]
- Rinnovabili e Risparmio. (2024). *Riscaldamento: il costo del gas è inferiore al 2023.* Recuperato da [https://www.rinnovabilierisparmio.it/2024/11/12/riscaldamento-il-coste-del-gas-e-inferiore-al-2023/]
- Servizio Fitosanitario Regionale. (2022). *Blastofago distruttore del pino (Tomiscus spp.).* Recuperato da [https://www.fitosanitario.regione.lombardia.it/wps/portal/site/sfr/DettaglioRedazionale/organismi-nocivi/insetti-e-acari/red-blastofago-distruttore-del-pino]
- Servizio Fitosanitario Regionale. (2023). *Deperimento della quercia (Bretziella fagacearum).* Recuperato da [https://www.fitosanitario.regione.lombardia.it/wps/portal/site/sfr/DettaglioRedazionale/organismi-nocivi/funghi-e-oomiceti/red-bretziella-sfr]
- Servizio Fitosanitario Regionale. (2024). *Morte improvvisa delle querce (Phytophthora ramorum).* Recuperato da [https://www.fitosanitario.regione.lombardia.it/wps/portal/site/sfr/DettaglioRedazionale/organismi-nocivi/funghi-e-oomiceti/red-phytophthora-ramorum-sfr]
- Servizio Fitosanitario Regionale. (2025). *Tarlo asiatico del fusto (Anoplophora glabripennis).* Recuperato da [https://www.fitosanitario.regione.lombardia.it/wps/portal/site/sfr/DettaglioRedazionale/organismi-nocivi/insetti-e-acari/red-anoplophora-glabripennis]

RINGRAZIAMENTI

Desidero esprimere la mia profonda gratitudine a tutti coloro che hanno contribuito alla realizzazione di questo lavoro di tesi, supportandomi con la loro esperienza, il loro tempo e la loro disponibilità.

Un sentito ringraziamento alla mia relattrice, Prof.ssa *Ludovica Oddi*, per la sua guida, la disponibilità e per la fiducia che ha riposto in me, permettendomi di affrontare questo progetto con autonomia e consapevolezza.

Un sincero ringraziamento al mio correlatore, *Ivano Rossato*, per avermi formato e seguito con professionalità durante il periodo in azienda, permettendomi di affrontare con metodo le sfide di questo progetto.

Un grazie di cuore a *Marco Perrino* di Dream, per l'aiuto tecnico e per gli spunti interessanti che hanno arricchito il mio lavoro.

Ringrazio *Antonio Brunori*, Segretario Generale di PEFC, per la sua disponibilità nel confrontarsi su nuove prospettive, per aver accolto con interesse le idee innovative del progetto e per avermi dato l'opportunità di approfondirle insieme.

Un ringraziamento speciale a *Giulio Donati Sarti* e *Marco Busa* di Corintea per il loro supporto tecnico e la loro disponibilità. La loro collaborazione ed esperienza è stata fondamentale per il raggiungimento degli obiettivi della tesi.

Infine, desidero ringraziare il *Presidente* di Corintea, per l'idea di partenza e per la fiducia riposta in me. La possibilità di lavorare su un tema così innovativo e stimolante è stata un'opportunità unica, e il suo supporto è stato essenziale per la mia crescita professionale e personale.

A tutti loro, va la mia più sincera riconoscenza per aver reso possibile il raggiungimento di questo momento e per avermi accompagnata con competenza, professionalità e gentilezza in questa esperienza così significativa.