



# Ecosystem-based Planning

The contribution of ecosystem  
services to Urban and Regional  
Planning innovation



# CONTESTI

CITTÀ TERRITORI PROGETTI

Rivista di Urbanistica e  
Pianificazione del Territorio  
Università degli Studi di Firenze



UNIVERSITÀ  
DEGLI STUDI  
FIRENZE



UNIVERSITÀ  
DEGLI STUDI  
FIRENZE

**DIDA**  
DIPARTIMENTO DI  
ARCHITETTURA

## CONTESTI

CITTÀ TERRITORI PROGETTI

2 | 2023

Firenze University Press | ISSN 2035-5300

### Direttore responsabile, II serie

Giuseppe de Luca

### Direttore scientifico, II serie

David Fanfani

### Co-direttrice, II serie

Elena Tarsi

### Curatrici

Silvia Ronchi, Claudia De Luca, Chiara Cortinovis

### Comitato editoriale

Roberto Bobbio (University of Genova), Maria Rita Gisotti (University of Firenze), Matteo Clementi (Politecnico di Milano), Laura Colini (Tesserae Urban Social Research, Germany), Luna d'Emilio (Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Lyon), Bruno De Andrade (TU Delft), Alessia De Biase (ENSA-Université Paris La Villette), David Arredondo Garrido (University of Granada), Francesco Gastaldi (IUAV, Venezia), Iacopo Zetti (University of Firenze), Oana-Ramona Ilovan (Babeş-Bolyai University Cluj-Napoca), Valérie Jousseume (Université de Nantes, IGARUN), Claire Kelly (University of Plymouth), Rontos Kostas (University of the Aegean), Giovanni Laino (University of Napoli Federico II), Elena Marchigiani (University of Trieste), Massimo Rovai (University of Pisa), Alberto Matarán Ruiz (University of Granada), Ana Zazo Moratalla (Universidad del Bío Bío. Concepción), Skirmantė Mozūriūnaitė (Technical University of Vilnius), Carlo Pisano (University of Firenze), Cristina Rossignolo (Politecnico di Torino), Laura Saija (University of Catania), Luca Salvati (University of Macerata), Fabio Lucchesi (University of Firenze), Carolina Yacamán Ochoa (Autonomous University of Madrid), Mingjie Wang (Zhejiang International Studies University-China), Enrico Gottero (Politecnico di Torino), Maddalena Rossi (University of Firenze), Rossella Moscarelli (Politecnico di Milano).

### Comitato scientifico

Arnaldo Cecchini (Università di Sassari), Giuseppe De Luca (Università di Firenze), Guillaume Faburel (Université Lumière Lyon 2, UFR Temps et Territoires, France), Roger Keil (York University of Toronto, Canada), Philipp Klaus (ETH, Zürich, Switzerland), Francesco Lo Piccolo (Università di Palermo), Francesco Domenico Moccia (Università di Napoli Federico II), Raffaele Paloscia (Università di Firenze), Gabriele Pasqui (Politecnico di Milano), Daniela Poli (Università di Firenze), Qisheng Pan, (Tongji University, China), Joe Ravetz, (University of Manchester, UK), Federico Savini, Urban Studies Center, University of Amsterdam, Namperumal Sridharan (School of Planning and Architecture, New Delhi, India), Paolo Pileri, Politecnico di Milano, Italy.

### Managing Editors

Cassandra Fontana, Università di Firenze

Benedetta Masiani, Università di Firenze

### Contatti

Contesti. Dipartimento di Architettura, Via della Mattonaia 8, 50121, Firenze, Italy

contesti@dida.unifi.it

*progetto grafico*



dida**communicationlab**

Dipartimento di Architettura  
Università degli Studi di Firenze

© 2021

**DIDA** Dipartimento di Architettura  
Università degli Studi di Firenze  
via della Mattonaia, 8  
50121 Firenze

CC 2021 **Firenze University Press**

Università degli Studi di Firenze  
Firenze University Press  
Borgo Albizi, 28, 50122 Firenze, Italy  
www.fupress.com



## ECOSYSTEM-BASED PLANNING.

### The contribution of ecosystem services to urban and regional planning innovation

#### SOMMARIO | TABLE OF CONTENTS

<b>Ecosystem-based planning.</b> <b>The contribution of ecosystem services to urban and regional planning innovation</b> Silvia Ronchi, Claudia De Luca, Chiara Cortinovis	5
--	---

#### Saggi / Essays

<b>Da “Servizi Ecosistemici” a “Contributi della Natura alle Persone”: un toolkit per attribuire valore alla natura e supportare processi partecipativi su tematiche ambientali</b> Cassandra Fontana, Andrea Testi	17
--	----

<b>La pianificazione ecologica in Cile: un’analisi critica</b> Emanuel Giannotti, Alexis Vásquez, Elizabeth Galdámez	37
---	----

#### Ricerche / Research

<b>The potential of different NBS policies to provide water flow regulation</b> Andrea Benedini	55
--	----

<b>Sotto l’ombrello delle Nature Based Solutions</b> Alberto Budoni	77
--	----

<b>L’analisi di processi di afforestazione urbana a supporto dell’urbanistica ecosistemica</b> Andrea de Toni, Riccardo Roganti, Silvia Ronchi, Stefano Salata	95
---	----

<b>Un’infrastruttura verde regionale basata sui Bundles di Servizi Ecosistemici. Una sperimentazione per le Marche</b> Andrea Giacomelli, Ilenia Pierantoni, Paolo Perna	109
---	-----

<b>Mapping the vulnerability to urban heat island combining satellite and ecosystem service data: a case study in Udine (Italy)</b> Davide Longato, Denis Maragno	129
--	-----

<b>Integrated coast-inland patterns in Liguria: ecosystem services between plans, policies and innovation</b> Giampiero Lombardini, Angela Pilogallo, Giorgia Tucci	151
--	-----

#### Lecture / Readings

<b>Alle origini della lettura ecosistemica nella pianificazione. Cities, and the Soil They Grow From</b> Patrick Geddes	173
--	-----

# Ecosystem-based planning. The contribution of ecosystem services to urban and regional planning innovation

**Silvia Ronchi**

DASU  
Politecnico di Milano  
[silvia.ronchi@polimi.it](mailto:silvia.ronchi@polimi.it)

**Claudia De Luca**

DA, Alma Mater Studiorum  
Università di Bologna  
[claudia.deluca5@unibo.it](mailto:claudia.deluca5@unibo.it)

**Chiara Cortinovis**

DICAM  
Università degli Studi di Trento  
[chiara.cortinovis@unitn.it](mailto:chiara.cortinovis@unitn.it)

This article is published  
with Creative Commons  
license CC BY-SA 4.0  
Firenze University Press.  
DOI: 10.13128/contesti-15228  
[www.fupress.net/index.php/contesti/](http://www.fupress.net/index.php/contesti/)

## keywords

urban and territorial  
planning  
green and blue  
infrastructure  
nature-based solutions  
natural capital  
ecosystem assessment

## Temi

La perdita e il degrado di importanti ecosistemi e della loro biodiversità, prodotti dagli interventi umani nell'uso e nella gestione del suolo e accelerati dai cambiamenti climatici, generano ricadute dirette sulla qualità della vita, con considerevoli ripercussioni sociali ed economiche. Il legame tra ecosistemi e benessere umano è ormai ampiamente riconosciuto, anche grazie ad un cambio di paradigma che vede l'uomo non più come separato dalla natura ma come parte di un complesso sistema socio-ecologico (Bennett and Chaplin-Kramer, 2016). Gli ecosistemi forniscono, in modo diretto o indiretto, vari be-

nefici individuali e collettivi, definiti "Servizi Ecosistemici" (SE), che concorrono al mantenimento e al miglioramento delle condizioni di vita e salute degli esseri umani (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). La consapevolezza dell'importanza di tale legame ha determinato una rapida crescita di studi, ricerche, progetti e politiche dedicati a preservare il capitale naturale e a riportare condizioni di naturalità nelle aree urbane, con l'in-

*Ecosystem-based planning can be defined as a new approach to the discipline that integrates knowledge and scientific methods to support planning processes in recognizing the central role of nature in sustainable and resilient urban transformation, taking into account the dynamic nature of the city and its relationships with the surrounding territory. The special issue of Contesti represents a first opportunity for discussion and exchange of knowledge, experiences, and reasoning based on good practices,*

*methods, and case studies related to ecosystem-based planning. The contribution offers reflections starting from this concept and the collected contributions, highlighting potentials, innovations, and critical aspects in integrating the ecosystem services approach into the urban and territorial planning process.*

tento di accrescere la fornitura dei SE e, di conseguenza, il benessere umano (Kubiszewski et al., 2023). L'**analisi e la valutazione dei SE** ci permettono di comprendere e quantificare i benefici che gli ecosistemi forniscono all'uomo, supportando la definizione, l'implementazione e il monitoraggio delle politiche che ne garantiscono la tutela e ne influenzano la distribuzione (Posner et al., 2016).

La **pianificazione** sostenibile, come sottolineato anche dalla Nuova Agenda Urbana (2017), assume un'importanza cruciale nello sviluppo e nel mantenimento dei SE e nella gestione del capitale naturale di territori e città. A partire da questa consapevolezza, negli ultimi anni il tema dei SE ha assunto sempre più rilevanza non solo nel mondo scientifico e accademico ma anche nella pratica urbanistica (Cortinovis and Geneletti, 2018; Galler et al., 2016). L'adozione di un approccio basato sui SE è diventato un metodo sempre più comune per conoscere, valutare e mappare le funzionalità ecosistemiche in modo da prevenire forme di degrado ambientale e relativi impatti socio-economici. L'importanza di

integrare i SE nel processo di pianificazione deriva anche dalla constatazione che le scelte e strategie assunte nei piani possono avere impatti diretti e indiretti sulla fornitura dei SE e sulle condizioni che permettono di beneficiarne, e quindi incidere (negativamente o positivamente) sul benessere collettivo e sulla vivibilità dei territori contemporanei (Cortinovis and Geneletti, 2019). Con il termine "Ecosystem-based Planning" si intende quindi un approccio alla pianificazione che si fonda sul riconoscimento del valore dei SE quale principio strutturale e portante delle scelte di piano.

Recenti esperienze e studi hanno rilevato come l'integrazione dei SE nella pianificazione sia stata spesso veicolata e facilitata dalla progettazione di **Infrastrutture Verdi e Blu (IVB)** (Lennon and Scott, 2014; Ronchi et al., 2020) quali reti in grado di rispondere efficacemente a molte sfide contemporanee e in particolare ai rischi generati dai cambiamenti climatici. Le IVB rappresentano un dispositivo progettuale che permette di disegnare spazi urbani ecologicamente orientati e in connessione tra loro e con il territorio circostante, incluse aree con tipologie, funzioni e caratteri diversificati, in grado di fornire un'ampia gamma di SE. Negli ultimi anni, anche il concetto di **Nature-based Solutions (NBS)**, o "soluzioni basate sulla natura", fortemente promosso dall'U-

nione Europea (European Commission, 2015), ha raggiunto una certa popolarità come termine che racchiude vari approcci diretti alla tutela, valorizzazione e recupero degli ecosistemi. I casi studio e le esperienze pilota di integrazione delle IVB e delle NBS nella pianificazione urbana per tutelare e rafforzare la fornitura di SE all'interno delle città si stanno moltiplicando e costituiscono un riferimento metodologico per le pratiche future (ad esempio: Basnou et al., 2020).

Tuttavia, nonostante la generale convergenza rispetto all'utilità dei SE a supporto delle pratiche di pianificazione e al ruolo che le IVB e NBS rivestono per progettare città e territori resilienti e adattivi, le **esperienze** che affrontano sinergicamente questi temi come componenti fondamentali delle scelte di piano risultano ancora **limitate**. Ancora meno, anche se in costante aumento, sono i casi in cui la **Valutazione Ambientale Strategica** (VAS) promuove i SE quale metodo per integrare alcune problematiche e i temi ecologico-ambientali, come quelli legati al cambiamento climatico, nei piani urbanistici senza che essi vengano relegati a strumenti settoriali o aggiuntivi a quelli urbanistici tradizionali (Rozas-Vásquez et al., 2019).

Le **cause di questa limitata integrazione** sono riconducibili a differenti fattori, spesso combinati tra loro, come la ridotta conoscenza dei SE da parte dei decisori politici e degli altri attori coinvolti, la difficile procedura di valutazione e mappatura dei SE che richiede spesso competenze specialistiche non comuni e l'utilizzo di

specifici software e modelli, e la mancanza di evidenze del valore aggiunto nell'utilizzo di tale approccio nel governo del territorio che porta a prediligere tecniche più consolidate e tradizionali. (Albert et al., 2014; Cortinovis and Geneletti, 2018; Daily et al., 2000; Mascarenhas et al., 2014; Saarikoski et al., 2018; Woodruff and Bendor, 2016)

La call di Contesti, Ecosystem-based planning, ha voluto proporre queste riflessioni come quadro di riferimento all'interno del quale **ripensare gli attuali processi di pianificazione** adottando un approccio basato sui SE, dove il riconoscimento dei benefici generati dagli ecosistemi è la preconditione per decisioni che affrontano efficacemente le sfide contemporanee. In questo senso, l' "urbanistica ecosistemica" può essere definita come un apporto alla disciplina che integra le conoscenze e i metodi scientifici per supportare scelte che guardano al lungo termine, tenendo conto del carattere dinamico delle città, delle sue relazioni con il territorio e del ruolo centrale della natura nella trasformazione urbana sostenibile e resiliente. L' "urbanistica ecosistemica" persegue dunque un equilibrio tra rigenerazione agro-forestale, protezione e miglioramento del suolo, trasformazione urbana e adattamento ai cambiamenti climatici, tenendo conto dell'impatto delle decisioni sulla qualità della vita degli abitanti, sulla performance economica della città e sugli aspetti di giustizia e di coesione sociale.

La Special Issue raccoglie contributi origina-

li mirati a superare alcuni dei limiti evidenziati, proponendo buone pratiche, metodi, e casi di studio innovativi che si rifanno all'approccio "Ecosystem-based planning". In particolare, la call sollecitava alcuni temi specifici da approfondire che riguardavano i SE e la loro relazione con 1) la pianificazione urbanistica e territoriale, ovvero metodi, tecniche e strategie che permettono o hanno permesso di adottare un approccio ecosistemico nel processo di pianificazione e VAS; 2) le IVB, ovvero casi di studio e tecniche per la definizione di progetti di reti verdi e blu basati sui SE e finalizzati a rendere le città meno vulnerabili agli effetti dei cambiamenti climatici; 3) la valutazione, ovvero metodi innovativi di stima, previsione e mappatura quali-quantitativa dei SE, anche di carattere economico-monetario, come base di conoscenza a supporto delle scelte di pianificazione e dei processi decisionali; 4) la partecipazione e la giustizia ambientale, ovvero ricerche, esperienze e studi che hanno considerato le questioni legate all'equità, alla giustizia sociale e ambientale e alla percezione "non esperta" della rilevanza dei SE nelle scelte politiche e di pianificazione.

### Contributi

I contributi hanno risposto ampiamente a queste sollecitazioni evidenziando una importante varietà di contenuti e metodi spesso trasversali a più temi.

Nello specifico, la pianificazione territoriale basata sulle conoscenze dei SE emerge molto chia-

ramente nel contributo di **Giannotti et al.** che ricostruisce alcune importanti fasi della pianificazione ecologica in Cile e di come essa abbia integrato considerazioni relative alla fornitura di importanti SE attraverso un approccio multiscale ("from regional/metropolitan to local ecological plans") e la valutazione dei possibili *trade-off* tra SE e biodiversità. In modo analogo, **De Toni et al.** ragionano sui i processi di afforestazione in ambito urbano quali azioni di carattere strategico per ridurre la perdita di biodiversità e il degrado di importanti ecosistemi. I temi e le indagini proposte risultano utili per supportare i processi di pianificazione orientando il progetto della città contemporanea verso scelte e pratiche che possano accrescere il benessere collettivo tramite la valorizzazione del capitale naturale. La relazione tra pianificazione e SE emerge, con un taglio più operativo, anche nel testo di **Benedini**, dove la mappatura del servizio ecosistemico di regolazione delle acque meteoriche è uno strumento di supporto all'individuazione e prioritizzazione di NBS. La pianificazione territoriale gioca in questo caso un ruolo fondamentale nel selezionare e nell'integrare nelle politiche volte alla gestione del rischio di alluvioni "performance-based NBS strategies" identificate in considerazione delle loro capacità di limitare e contenere gli effetti dovuti alle inondazioni pluviali. Nello stesso contributo emergono anche importanti riferimenti al secondo tema individuato e proposto nella Special issue, ovvero le infrastrutture verdi e blu, richiamato anche nel testo

di **Longato e Maragno**. Il contributo, pur senza proporre una strategia vera e propria per il disegno di IVB, fornisce metodi di analisi a supporto della definizione di un progetto di IVB.

Il tema dei metodi di valutazione è presente in quasi tutti i contributi, che lo affrontano con tecniche, usi e finalità differenti ma sempre con un approccio spazialmente esplicito denotando una forte importanza delle mappature. La valutazione emerge quindi come un approccio ormai consolidato nella trattazione dei SE evidenziando come vi sia una tendenza ad associare metodi e tematismi differenti utili per comprendere le diverse sfaccettature e dinamiche dei SE. Infine, ricerche e studi dedicati alla giustizia sociale e ambientale, alla partecipazione e alla consultazione non esperta sui SE - ultimo filone di temi proposti nella Special issue - sono presenti nel testo di **Fontana e Testi**, che restituisce alcuni importanti avanzamenti sui potenziali effetti dei processi partecipativi nel costruire una coscienza collettiva sul valore della natura. La questione è sviluppata anche nel contributo di **Budoni**, nel quale si dà conto degli esiti positivi derivanti da un'attività di co-progettazione nel costruire patti di collaborazione per progettare e realizzare NBS concertate e condivise con i cittadini.

In generale, i contributi coprono la maggior parte delle tematiche proposte dalla *call for papers* e allo stesso tempo integrano un'ampia gamma di strumenti ed approcci, fornendo strumenti e risultati che si propongono, in modalità e su scale differenti, di essere utili ai decisori e ai piani-

ficatori. Infatti, è interessante evidenziare come i contributi raccolti tocchino diversi contesti territoriali e varie scale di piano. Estremamente rilevante risulta la scala urbana, manifestando in maniera sempre più evidente la centralità dei benefici generati dai SE in quei contesti che presentano maggiori sfide climatiche, ambientali e di giustizia sociale e dove, al tempo stesso, IVB e NBS possono fornire benefici a un gran numero di persone (Babí Almenar et al., 2021).

Nello specifico, **Longato e Maragno** propongono una metodologia speditiva per la valutazione della vulnerabilità della città di Udine alle isole di calore a partire dalla *Land Surface Temperature*, considerando non solo l'offerta ma anche la domanda di raffrescamento data dalle zone della città più suscettibili alle ondate di calore. Rimanendo alla scala urbana, **De Toni et al.** introducono invece i potenziali benefici di processi di forestazione e afforestazione nel comune di Milano, mentre **Benedini** valuta i modelli di gestione dell'acqua nel comune di Cormano. Anche il progetto Upper presentato da **Budoni et al.** illustra la potenziale integrazione di NBS all'interno di un contesto urbano, portando il caso di Latina, come esempio progettuale.

Due contributi **Lombardini et al.** e **Giacomelli et al.** approcciano invece la scala regionale, indagando, nel primo, il rapporto tra costa e entroterra con modelli integrati fisico-spaziali, nel secondo l'analisi dei modelli di offerta e domanda di SE e di come si possano identificare dei sistemi locali (clusters) con caratteristiche simila-

ri a cui associare asset socio-economici. Infine, **Giannotti et al.** presentano un articolo che analizza l'evoluzione della pianificazione ecologica su scala nazionale, in Cile, evidenziando limiti e potenzialità dell'utilizzo di un approccio ecosistemico su larga scala.

### Innovazione

I contributi di questa Special Issue rivelano la complessità della sfida che si pone dinanzi ai pianificatori – e ai decisori politici – che vogliono affrontare in modo coerente ed efficace la tutela degli ecosistemi, della biodiversità, e dei processi ecologici che supportano il benessere umano. Ciascuno dei contributi mette in luce uno o più aspetti che i piani fondati su questi obiettivi dovrebbero integrare, suggerendo direzioni di innovazione delle pratiche pianificatorie. Un primo aspetto chiave è proprio la varietà di questioni che emergono dalla lettura dei contributi. Come mostrato da **Giacomelli et al.** e **Lombardini et al.**, la chiave interpretativa dei SE permette di racchiudere all'interno di uno stesso quadro concettuale una serie di temi che risulterebbero altrimenti disconnessi. Questa ampiezza tematica appare ancora più evidente se si considerano classificazioni consolidate dei SE come la classificazione Cices (Haines-Young and Potschin-Young, 2018). Sebbene non tutti i SE siano rilevanti in tutti i contesti, è chiaro che gli ambiti toccati dalle analisi dei SE sono molti e diversi. Molti autori sottolineano come sia necessario effettuare una selezione, che tenga

conto dei SE più rilevanti per il contesto (vd. linee guida cilene per la pianificazione locale citate nel contributo di **Giannotti et al.**), ma anche di quelli potenzialmente più impattati dalle decisioni di piano (Geneletti, 2011). Altri evidenziano come sia buona pratica considerare servizi appartenenti a diverse categorie, per evidenziare sinergie e potenziali *trade-off* che emergono spesso tra servizi di fornitura e regolazione/supporto, inclusa la biodiversità (come anche sottolineato da **Giannotti et al.**), o tra regolazione e culturali (**Giacomelli et al.**).

Tra i temi legati ai SE, emergono alcune caratteristiche dei territori che sono tradizionalmente considerate come questioni settoriali, non trattate dalla pianificazione strategica o generale. Un esempio è il tema del suolo introdotto da **De Toni et al.**, dove la qualità ecologica del substrato diventa elemento fondamentale per la corretta progettazione degli interventi di afforestazione. Ma i “nuovi” temi legati all'approccio “ecosystem-based” alla pianificazione non si limitano a questioni strettamente ecologiche o ambientali. L'esempio dell'analisi condotta da **Benedini** sulla gestione delle acque meteoriche integrando dati di funzionalità ecosistemica (trattenimento e infiltrazione delle acque) con i dati relativi alle reti di drenaggio mostra chiaramente come una pianificazione consapevole non può che basarsi su una conoscenza approfondita della funzionalità dei sistemi socio-eco-tecnologici complessi in cui viviamo (Esmail and Suleiman, 2020). Tra i temi che emergono ci sono an-

che alcune questioni tradizionalmente estranee alla pianificazione spaziale. Tipico è il caso del microclima presentato da **Longato e Maragno**: tema solitamente non trattato con un approccio spaziale a scale utili per la pianificazione, ma che sta emergendo come rilevante anche in relazione agli impatti dei cambiamenti climatici.

La molteplicità dei temi da trattare si riflette nella necessità di una più ampia base conoscitiva su cui fondare le azioni di piano (ad esempio, **Giacomelli et al.**, **Lombardini et al.**), anche tenendo conto che IVB e soluzioni basate sulla natura sono intrinsecamente multifunzionali. L'ampia base conoscitiva è quindi necessaria per fondare su basi solide non solo l'individuazione degli obiettivi di piano ma anche la formulazione e il confronto delle alternative progettuali. Anzi, è ancora più necessaria per poter apprezzare i benefici delle soluzioni basate sulla natura in un'ottica complessiva (come mostrato da **De Toni et al.** nel caso dell'afforestazione in aree depavimentate) e per confrontarli con quelli delle infrastrutture grigie tenendo conto della loro multifunzionalità.

Per costruire questa base conoscitiva è necessario integrare nuovi dati sfruttando metodi e tecnologie di raccolta e analisi che permettano di contemperare le esigenze di rigore scientifico con l'utilizzabilità da parte di una platea non esperta e con disponibilità di tempo e risorse ridotti (**Giannotti et al.**). In questo contesto, l'avanzamento delle tecnologie di osservazione della terra e *remote sensing* possono giocare un

ruolo chiave, come mostrato da **Longato e Maragno e De Toni et al.**, e saranno sempre più importanti nel futuro non solo per permettere la costruzione di quadri conoscitivi più completi, ma anche per poter monitorare efficacemente gli impatti delle azioni di piano *in-itinere* durante la loro implementazione (Wellmann et al., 2020).

L'integrazione di nuovi dati richiede necessariamente anche l'integrazione nel processo di piano di nuove competenze. Il pianificatore si pone sempre più come il coordinatore di saperi e competenze settoriali diverse. Al tempo stesso, il processo di piano diventa anche l'occasione per connettere una serie di iniziative di raccolta dati e di strutturazione della conoscenza del territorio, ad esempio promuovendo la mappatura delle reti di drenaggio (come presente nel contributo di **Benedini**) o il censimento delle alberature gestite dall'amministrazione pubblica (Cortinovis et al., 2021).

Un altro aspetto che emerge dalla lettura dei contributi è l'importanza della valutazione *ex-ante* delle azioni di piano. L'analisi dei potenziali impatti delle decisioni, aspetto ovviamente rilevante per qualsiasi tipo di azione, diventa ancora più importante nel contesto della pianificazione di IVB e NBS, dove le possibilità di intervento (in termini di localizzazione - **De Toni et al.** - e di tipologia - **Benedini**) sono molteplici, e i fattori da contemperare per una valutazione coerente della loro multifunzionalità si moltiplicano. Si rende quindi necessario affrontare



le fasi di formulazione, analisi, e selezione delle alternative in modo trasparente e rigoroso. La definizione di scenari e la valutazione dei loro impatti mediante l'applicazione di modelli di simulazione è un approccio sempre più diffuso che permette di analizzare i futuri possibili e bilanciarne aspetti positivi e negativi (si veda in proposito il contributo di **Benedini** ma anche la piattaforma proposta da **Fontana et al.**).

Il contributo di **Benedini** sottolinea anche come questa valutazione della *performance* possa essere condotta non solo sulle azioni ma anche sugli strumenti di implementazione e di governance, confrontandone gli impatti potenziali. Confrontare diverse strategie di intervento diretto, regolazione e incentivazione permette di definire mix di politiche efficaci nel promuovere la diffusione di azioni basate sulla natura in diversi contesti urbani.

Un ultimo aspetto che emerge dai contributi come fondamentale per raggiungere gli obiettivi della pianificazione ecosistemica è quello della partecipazione. Considerare la molteplicità dei SE e dei valori ad essi associati richiede il coinvolgimento di portatori di interessi diversi, inclusi i rappresentanti di gruppi sociali solitamente esclusi, ma che tipicamente hanno un interesse legato a servizi intangibili (come quelli culturali) o invisibili (come quelli di regolazione). Come sottolineato da **Fontana et al.**, questo richiede una cittadinanza consapevole, da formare attraverso strumenti nuovi e metodi creativi, capace di inquadrare le scelte di pianificazione

nella prospettiva di medio-lungo termine necessaria per bilanciare pro e contro delle soluzioni basate sulla natura e per confrontare i loro benefici con quelli delle infrastrutture grigie. La partecipazione attiva ai processi di pianificazione è il primo passo verso la co-pianificazione del territorio e la costruzione di patti di collaborazione e partnership che possono aiutare a colmare il divario tra piano e implementazione (si vedano gli esempi proposti da **Budoni**).

Rispetto ai temi proposti dalla call, emergono anche alcune mancanze, che sembrano suggerire aspetti che ancora necessitano di maggiore approfondimento e integrazione nella pratica pianificatoria. Ad esempio, nonostante la varietà di scale trattate, da quella urbana a quella nazionale, manca un riferimento chiaro e concreto al possibile ruolo della VAS, mentre la potenziale utilità dei SE viene evidenziata principalmente a supporto del quadro diagnostico e della valutazione delle alternative. Inoltre, sebbene siano ricorrenti i temi relativi alle caratteristiche biofisiche dei SE, dalla regolazione del microclima alla gestione delle acque meteoriche, non trova spazio nei contributi il tema della biodiversità e del rapporto con i SE. Allo stesso modo, nessuno dei contributi presenta un approccio valutativo di tipo economico, confermando il fatto che la valutazione economica dei SE ancora raramente si relaziona con approcci pianificatori e spaziali, anche per la mancanza di metodi funzionali all'analisi a scale e risoluzioni adeguate per la pianificazione (Schägner et al., 2013).

## Bibliografia

- Albert C., Aronson J., Fürst C., Opdam P. 2014, *Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts*, Landscape Ecology, vol. 29(8), pp. 1277-1285. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0085-0>
- Babí Almenar J., Elliot T., Rugani B., Philippe B., Navarrete Gutierrez T., Sonnemann G., & Geneletti D. 2021, *Nexus between nature-based solutions, ecosystem services and urban challenges*, Land Use Policy, vol. 100. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104898>
- Basnou C., Baró F., Langemeyer J., Castell C., Dalmases C., Pino J. 2020, *Advancing the green infrastructure approach in the Province of Barcelona: integrating biodiversity, ecosystem functions and services into landscape planning*, Urban Forestry and Urban Greening, vol. 55. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126797>
- Bennett E.M., Chaplin-Kramer R. 2016, *Science for the sustainable use of ecosystem services*, F1000Research, vol. 5, pp. 1-13. <https://doi.org/10.12688/f1000research.9470.1>
- Cortinovis C., Alzetta C., Geneletti D. 2021, *Mapping Ecosystem Services, Disservices, and Ecological Requirements to Enhance Urban Forest Planning and Management in Padova*. In: Arcidiacono, A., Ronchi, S. (a cura di) *Ecosystem Services and Green Infrastructure*. Cities and Nature. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-54345-7\\_13](https://doi.org/10.1007/978-3-030-54345-7_13)
- Cortinovis C., Geneletti D. 2018, *Ecosystem services in urban plans: What is there, and what is still needed for better decisions*, Land Use Policy, vol. 70, pp. 298-312. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.017>
- Cortinovis C., Geneletti D. 2019, *A framework to explore the effects of urban planning decisions on regulating ecosystem services in cities*, Ecosystem Services, vol. 38 (100946). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100946>
- Daily G.C., Söderqvist T., Aniyar S., Arrow K., Dasgupt, P., Ehrlich P.R., Folke C., Jansson A., Jansson B., Levin S., Lubchenco J., Mäler K.G., Simpson D., Starrett D., Tilman D., Walker B. 2000, *The Value of Nature and the Nature of Value*, Science, vol. 289(5478), pp. 395-396. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.289.5478.395>
- Esmail B. A., Suleiman L. 2020, *Analyzing Evidence of Sustainable Urban Water Management Systems: A Review through the Lenses of Sociotechnical Transitions*, Sustainability, Vol. 12(11), <https://doi.org/10.3390/SU12114481>
- European Commission 2015, *Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2777/765301>
- Galler C., Albert C., von Haaren C. 2016, *From regional environmental planning to implementation: Paths and challenges of integrating ecosystem services*, Ecosystem Services, vol. 18, pp. 118-129. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.02.031>
- Geneletti D. 2011, *Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning*, International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, vol. 7(3), pp. 143-149. <https://doi.org/10.1080/21513732.2011.617711>
- Haines-Young R., Potschin-Young M.B. 2018. *Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): A Policy Brief*, One Ecosystem 3: E27108, 3, e27108-. <https://doi.org/10.3897/ONEECO.3.E27108>
- Kubiszewski I., Concolato L., Costanza R., Stern D.I. 2023, *Changes in authorship, networks, and research topics in ecosystem services*, Ecosystem Services, vol. 59(101501). <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101501>

- Lennon M., Scott M. 2014, *Delivering ecosystems services via spatial planning: Reviewing the possibilities and implications of a green infrastructure approach*, *Town Planning Review*, vol. 85(5), pp. 563–587. <https://doi.org/10.3828/tpr.2014.35>
- Mascarenhas A., Ramos T.B., Haase D., Santos R. 2014, *Integration of ecosystem services in spatial planning: a survey on regional planners' views*, *Landscape Ecology*, vol. 29(8), pp. 1287–1300. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0012-4>
- Millennium Ecosystem Assessment 2005, *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, DC, USA: Island Press.
- Posner S.M., McKenzie E., Ricketts T.H. 2016, *Policy impacts of ecosystem services knowledge*, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 113(7), pp. 1760–1765. [https://doi.org/10.1073/PNAS.1502452113/SUPPL\\_FILE/PNAS.201502452SI.PDF](https://doi.org/10.1073/PNAS.1502452113/SUPPL_FILE/PNAS.201502452SI.PDF)
- Ronchi S., Arcidiacono A., Pogliani L. 2020, *Integrating green infrastructure into spatial planning regulations to improve the performance of urban ecosystems. Insights from an Italian case study*, *Sustainable Cities and Society*, vol. 53(101907). <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101907>
- Rozas-Vásquez D., Fürst C., Geneletti D. 2019, *Integrating ecosystem services in spatial planning and strategic environmental assessment: The role of the cascade model*, *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 78. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106291>
- Saarikoski H., Primmer E., Saarela S.R., Antunes P., Aszalós R., Baró F., Berry P., Garcia Blanco G., Gómez-Baggethun E., Carvalho L., Dick J., Dunford R., Hanzu M., Harrison P.A., Izakovicova Z., Kertész M., Kopperoinen L., Köhler B., Langemeyer J., Lapola D., Young, J. 2018, *Institutional challenges in putting ecosystem service knowledge in practice*, *Ecosystem Services*, vol. 29, pp. 579–598. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.07.019>
- Schägnler J. P., Brander L., Maes J., Hartje V. 2013, *Mapping ecosystem services' values: Current practice and future prospects*, *Ecosystem Services*, vol. 4, pp. 33–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.003>
- Wellmann T., Lausch A., Andersson E., Knapp S., Cortinovis C., Jache J., Scheuer S., Kremer P., Mascarenhas A., Kraemer R., Haase A., Schug F., Haase D. 2020, *Remote sensing in urban planning: Contributions towards ecologically sound policies?*, *Landscape and Urban Planning*, vol. 204(103921). <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103921>
- Woodruff S.C., BenDor T.K. 2016, *Ecosystem services in urban planning: Comparative paradigms and guidelines for high quality plans*, *Landscape and Urban Planning*, vol. 152, pp. 90–100. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.003>



**saggi**  
essays

# Da “Servizi Ecosistemici” a “Contributi della Natura alle Persone”: un toolkit per attribuire valore alla natura e supportare processi partecipativi su tematiche ambientali

**Cassandra Fontana**

Dipartimento di Architettura,  
Università di Firenze  
cassandra.fontana@unifi.it

**Andrea Testi**

Dipartimento di Architettura,  
Università di Firenze  
andrea.testi@unifi.it

Received: October 2023  
Accepted: March 2024  
© 2024 Author(s)  
This article is published  
with Creative Commons  
license CC BY-SA 4.0  
Firenze University Press.  
DOI: 10.13128/contest-14812

## keywords

nature's values  
ecological transition  
democratic innovations

## Introduzione

A oltre cinque decenni dalle prime istanze a favore di una maggiore tutela dell'ambiente, le questioni territoriali ed ecologiche hanno assunto un'importanza crescente nel dibattito pubblico e politico, sollecitate da congiunture globali come il cambiamento climatico e l'inquinamento ambientale. In questo quadro, scenari come quelli delineati da recenti politiche comunitarie come l'European Green Deal, evidenziano l'esigenza di cambiamenti radicali che mettano in discussione le modalità dominanti con cui società ed economia si rapportano alla natura (Eckert, Kovalevska, 2021; Schunz, 2022).

Alimentare questo cambio di paradigma richiede un enorme sforzo e, tra le altre cose, un'evoluzione consapevole del modo in cui vengono pianificate e implementate le trasformazioni urbane e territoriali. Da un lato è necessario sostenere la partecipazione dei cittadini alle scelte istituzionali – condizione necessaria per migliorare la conoscenza

*In the face of contemporary global challenges, there is an increasing demand to communicate and reflect on environmental issues and on the delicate relationship between nature and society. The concept of Ecosystem Service, originally conceived to underscore these interconnections, has been criticized for its anthropocentric and techno-economic approach. The research draws upon the academic discourse surrounding*

*these topics and acknowledges the recent emergence of the Nature's Contributions to People concept and explores its potential use within participatory processes. On this theoretical basis, the paper introduces the Collective Ecosystems Toolkit, a tool comprising three components: one board game, one application, and one digital platform. The tool has been designed to accompany a participatory process regarding environmental issues and is currently under experimentation. It contributes to the body of research focused on methods for evaluating nature's values by local communities.*

za delle dinamiche locali, ma anche per realizzare una transizione reale che coinvolga i comportamenti sociali ed avvicini le istituzioni alle persone. Dall'altro, è necessario alimentare e sostenere il processo di consapevolezza, comprensione, e comunicazione degli effetti di determinate scelte sulla capacità dell'ambiente di sorreggere nel tempo il prosperare della vita umana e degli esseri viventi. Il contributo qui presentato intende toccare entrambe le questioni illustrando uno strumento, chiamato *Collective Ecosystem Toolkit*, progettato per inserirsi in un processo partecipativo incentrato su tematiche ambientali e stimolare l'apprendimento sociale sul tema del rapporto tra società e natura al fine di

produrre conoscenza locale e arricchire i processi decisionali.

Il concetto di Servizio Ecosistemico (SE) nasce a cavallo tra gli anni Settanta e Ottanta come strategia per comunicare l'interdipendenza tra il benessere della natura e quello della società, e quindi stimolare una gestione del territorio più virtuosa dal punto di vista ecologico (Daily, 1997; Ehrlich, Mooney, 1983; Holdren, Ehrlich, 1974; Westman, 1977). Nonostante il concetto di SE abbia acquisito popolarità anche tra amministratori e *stakeholders* (Fisher et al., 2009), rimane incerto se questo abbia la capacità di promuovere un auspicabile cambio di paradigma nella relazione tra società e natura. Infatti, benché l'ingresso del concetto nel lessico istituzionale rappresenti certamente un avanzamento nella direzione sperata, il suo carattere riduzionista (Norgaard, 2010; Swift et al., 2004; Lele et al., 2013; Carnoye, Lopes, 2015), antropocen-

trico (Barnaud, Antona, 2014; Kull et al., 2015) e tecno-economicista (Gómez-Baggethun, et al., 2010; Brockington, 2011), è stato interpretato da diversi autori come un limite rilevante sia in termini di elaborazione di un pensiero capace di superare il dualismo natura-società, sia in termini di effettivo impatto sulle dinamiche di sviluppo territoriale.

In risposta a questi ed altri limiti, un'ampia ricerca multidisciplinare ha proposto un nuovo quadro teorico che riformula la questione dei rapporti tra natura e società ed introduce il concetto di *Nature's Contribution to People* (Contributi della Natura alle Persone, o CNP) (IPBES, 2019; Díaz et al., 2018). Un concetto che, sebbene anch'esso antropocentrico ed utilitarista (Piccolo, et al., 2022), pone enfasi sul valore relazionale della natura compiendo un passo fondamentale verso la problematizzazione del carattere situato (culturalmente e geograficamente) di tali contributi. Di conseguenza, attribuire rilevanza al contesto socioculturale implica il necessario coinvolgimento di un'ampia varietà di attori, con evidenti implicazioni per i processi partecipativi incentrati su tematiche socio-ambientali. L'articolo prende le mosse da questo quadro teorico e intende contribuire al filone di studi incentrati su metodi e strumenti di valutazione locale di SE e CNP (Arias-Arévalo et al., 2018; Boeraeve et al., 2018; Fontaine et al., 2013; Scolozzi et al., 2019), partendo dall'assunto che, se adeguatamente trattati e contestualizzati, questi concetti potrebbero avere un ruolo chiave per stimolare

una riflessione politica collettiva e migliorare la capacità delle istituzioni di affrontare le questioni socio-ambientali (Díaz et al., 2015; Spyra et al., 2019). Lo svolgimento di questa ricerca, condotta all'interno del progetto PHOENIX – *The rise of citizens' voices for a greener Europe*, ha portato allo sviluppo di un *toolkit* composto di tre componenti e denominato *Collective Ecosystem Toolkit*. Lo scopo del progetto, che coinvolge undici territori pilota distribuiti in sette paesi europei ed è finanziato dal programma europeo H2020, è quello di affrontare le sfide poste dalla transizione ecologica rafforzando il coinvolgimento dei cittadini, ovvero innovando i meccanismi partecipativi e deliberativi che vertono su tematiche ambientali. Il *toolkit* è quindi da intendersi come una proposta concreta che verrà sperimentata durante alcuni processi partecipativi in corso nei territori coinvolti nel progetto.

Il saggio è strutturato come segue. Nel prossimo paragrafo vengono illustrate le radici del concetto di SE, le critiche, e le principali applicazioni nell'ambito dei processi partecipativi. Il terzo paragrafo introduce il concetto di CNP e illustra le scelte metodologiche e di posizionamento teorico che hanno guidato i passi successivi della ricerca. Il quarto paragrafo descrive il *Collective Ecosystem Toolkit* delineando obiettivi, quadro di utilizzo, e funzionamento delle sue tre componenti. Infine, l'ultimo paragrafo presenta una riflessione conclusiva sulle implicazioni di questa ricerca nel più ampio dibattito accademico su SE, CNP, e processi partecipativi.



## Servizi Ecosistemici, quali potenzialità per i processi partecipativi

*Il concetto di SE a oltre quarant'anni dal concepimento*

Il concetto di SE venne elaborato a partire dagli anni Settanta, quando la coscienza ecologica muoveva i primi passi e si cercavano modi per soppesare e mettere in luce l'interdipendenza tra il benessere della natura e quello della società. Lo scopo era quello di superare un approccio semplicistico che individuava nell'inquinamento l'unica esternalità negativa verso l'ambiente, ed evidenziare il nesso tra il crescente impatto antropico e i problemi ecologici (Holdren, Ehrlich, 1974; Westman, 1977). Il concetto di SE nacque quindi dall'intuizione di riconoscere e misurare l'insieme di servizi che gli ecosistemi naturali offrono alle società umane, ovvero le conseguenze di quelle condizioni naturali e di quei processi biofisici che ci permettono di sopravvivere e ottenere risorse tangibili e non, tra cui cibo, materiali, ed energia, oltre che benefici di tipo estetico e culturale (Daily, 1997; Kenter et al., 2011). Facendo leva su tale concetto, sarebbe stato possibile sensibilizzare cittadini e decisori politici sulle conseguenze, dirette e indirette, che lo sfruttamento e il degrado dell'ambiente avrebbero causato. Un modo per avvalorare ulteriormente questa tesi, specialmente nel dibattito pubblico, consisteva nell'impiegare una "metafora economica" che associasse un valore monetario all'erogazione di un certo SE (Costanza et al., 1997; Costanza et al., 2014).

Un'associazione di valore basata solitamente sulla stima di quanto gli individui siano "disposti a pagare" per un servizio ecosistemico, in quanto si suppone che un cambiamento nella qualità o quantità di questi servizi influenzi i benefici associati alle attività umane, o il costo stesso di quelle attività. Nonostante l'ottenimento di queste stime si scontri con vari problemi concettuali ed empirici derivanti dal carattere profondamente complesso, interconnesso e spesso intangibile (quindi difficilmente quantificabile) dei processi naturali, le valutazioni economiche hanno il pregio di rendere più esplicita ed evidente l'entità del valore dei servizi ecosistemici (Costanza et al. 1997). Per quanto inizialmente parziale e approssimativa, questa strategia ha avuto notevole seguito nelle decadi successive, attraendo l'interesse di studiosi e ricercatori nell'ambito delle scienze naturali e socioeconomiche (Norgaard, 2010).

La diffusione di un approccio tecnico-scientifico alla valutazione dei SE, progressivamente definiti, classificati, e organizzati in un quadro logico coerente (de Groot, 2002; Fisher et al., 2009), è andata di pari passo con il graduale consolidamento del framework teorico entro cui essi si inserivano. In questo senso, la risonanza ottenuta dal Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005), ha avuto un ruolo chiave. Infatti, le definizioni in esso contenute, così come la suddivisione dei SE in quattro macrocategorie (i.e., *ap-provvigionamento, regolazione, supporto, e cul-*

turali), risultano ancora oggi tra le più impiegate in ambito accademico e istituzionale. Pochi anni dopo è stata lanciata l'iniziativa di ricerca *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB, 2010), e successivi avanzamenti sono stati proposti dall'*Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* (IPBES, 2019) e dal *Common International Classification of Ecosystem Services*<sup>1</sup> (CICES) (anch'esso promosso dall'Unione Europea). Il consolidamento di questo quadro concettuale è stato accompagnato da un progressivo impiego pratico del concetto di SE da parte di attori privati e istituzionali. Ciò è avvenuto principalmente attraverso il riconoscimento del valore economico relativo ai servizi ecosistemici e, in particolare, attraverso il meccanismo noto come PES, acronimo di *Payments for Ecosystem Services* (Gómez-Baggethun et al., 2010).

Il concetto di SE è da un lato riconosciuto come un mezzo per comunicare questioni ecologiche a cittadini e decisori politici, ma dall'altro è spesso criticato per il suo approccio riduzionista, antropocentrico, e prevalentemente tecno-economicista (Carnoye, Lopes 2015; Fisher et al., 2009; Lele et al., 2013; Palomo et al., 2016). La concezione della natura come uno *stock* che fornisce un flusso di servizi, contenuta nel *Millennium Ecosystem Assessment* e negli studi da essa ispirati (MA, 2005; Costanza et al., 1997), è ritenuta insufficiente non solo per invertire le attuali dinamiche ma anche per comprendere le

interconnessioni tra sistemi sociali ed ecologici – e quindi affrontare adeguatamente le sfide attuali (Norgaard, 2010). Le ragioni di tale inadeguatezza sono innanzitutto riconducibili alla limitata attenzione data all'input umano necessario per ottenere tali servizi, ovvero come questi siano co-prodotti dalla natura, nelle sue componenti biotiche e abiotiche (Haines-Young, Marion Potschin, 2018), insieme al capitale sociale, finanziario, e tecnologico in seno alla società (Giacomelli, 2018; Palomo et al., 2016). In secondo luogo, i meccanismi di attribuzione di valore economico a processi naturali hanno sollevato perplessità rispetto alla loro capacità di includere tutti gli attori coinvolti, di rappresentare valori locali, e di garantire equità sociale e giustizia distribuendo adeguatamente costi e benefici (Pascual et al., 2014; Langemeyer, Connolly, 2020). In terzo luogo, sebbene – come vedremo – gli approcci alla valutazione dei SE siano via via aumentati diversificandosi (Arias-Arévalo et al., 2018), la stima del valore economico di beni comuni assimilabili a *common pool resources* (Costanza et al., 2014) rimane critica essendo riconducibile a più ampie questioni etiche relative all'inclusione nella sfera del mercato di processi naturali dotati di valore intrinseco, estremamente interconnessi, e non sempre sostituibili con azioni antropiche (Gómez-Baggethun, Ruiz-Pérez, 2011; McCauley, 2006). Infine, considerando i SE come fornitori di processi o componenti che sostengono il welfare uma-

no, ne consegue necessariamente l'intrinseca diversità nella loro percezione essendo questa legata a come gli attori stessi identificano valori e *trade-off* in un determinato contesto (Hauck et al., 2013). Infatti, ogni individuo e società, con i suoi bisogni, le sue prospettive, i suoi interessi, e le sue interpretazioni della natura, interagisce diversamente con gli ecosistemi e i servizi da essi forniti, creando quindi diverse configurazioni socio-ecologiche. Dunque, come suggerito da Barnaud e Antona (2014), non esiste una concezione universale dei SE, bensì un ventaglio di concezioni e modalità di impiego che riflettono diverse interpretazioni della relazione società-natura. Di conseguenza, il valore dei SE viene influenzato dall'operato e dai valori della società, e può essere oggetto di negoziazione da parte degli attori - umani - coinvolti.

Se da un lato questo carattere ambiguo del concetto di SE rende l'ottenimento di stime economiche quantitative universali e accurate ancora più difficile, dall'altro può essere visto come un'opportunità per far incontrare le questioni ambientali con la dimensione socioculturale locale. In particolare, riteniamo che il concetto possa essere uno strumento utile per alimentare la comprensione del territorio, favorire equità sociale, e arricchire i processi di *decision-making*. Infatti, in accordo con Kull et al. (2015), crediamo che l'utilità ed efficacia del concetto di SE non sia da leggere in termini assoluti, bensì in stretta relazione con l'arena entro cui questo viene

impiegato, che nel nostro caso è quella dei processi di partecipazione pubblica.

#### *L'uso del concetto all'interno di processi partecipativi*

Visto il notevole potenziale comunicativo per promuovere conoscenza e consapevolezza sul ruolo degli ecosistemi e sulle interconnessioni tra natura e società, il concetto di SE è stato impiegato in un ampio spettro di iniziative che spaziano dall'analisi scientifica, alla divulgazione, fino al supporto dei processi decisionali. L'indagine della letteratura scientifica sul tema è stata utile per esaminare fino a che punto, e con quali strumenti, questo concetto sia impiegabile all'interno di processi partecipativi incentrati su questioni di rilevanza territoriale.

L'analisi ha rilevato un ampio numero di iniziative che hanno impiegato i SE in diversi contesti, tra cui la costruzione di conoscenza locale e lo sviluppo di visioni strategiche condivise. In alcuni casi, gli studi si sono focalizzati su tutti i SE, mentre altri hanno approfondito aspetti più circoscritti. Spesso il coinvolgimento dei cittadini nella valutazione e mappatura dei SE è stato impiegato per arricchire discussioni su specifici problemi di policy (Boeraeve et al., 2018; Fontaine et al., 2014; Karrasch et al., 2019; Lopes, Videira, 2017; Daily et al., 2023), ma non mancano anche iniziative in cui la mappatura partecipata dei SE è stata finalizzata a comprendere i punti di vista di diversi stakeholders e a favorire l'ap-

prendimento sociale (García-Nieto et al., 2019; Malmborg et al., 2021). Nell'indagare l'impiego del concetto entro processi partecipativi, Spyra et al. (2019) evidenziano la necessità di esprimere con chiarezza i concetti, di esplicitare il valore aggiunto che giustifica l'impegno richiesto in termini di comprensione, e i benefici derivanti dall'inclusione dei saperi locali ed indigeni.

Infatti, dalla letteratura emerge come, sempre più frequentemente, vengano affiancati a scienziati, tecnici, e stakeholders anche attori locali portatori di interessi meno particolari al fine di giungere a valutazioni che vadano oltre la dimensione prettamente biofisica ed economica e siano capaci di includere un più ampio spettro di prospettive (Arias-Arévalo et al., 2018; Chan, Satterfield, 2020). Simili iniziative aspirano a valutare la relazione diversificata e plurale che sussiste tra società e natura, contribuendo a identificare conflitti e strategie, oltre che ad instaurare dinamiche virtuose di apprendimento sociale. Alcuni studi si sono avvalsi di metodi derivanti dalla ricerca qualitativa, come interviste, questionari, *workshop*, e *focus group* (Boeraeve et al., 2018), ma anche di mappature georeferenziate basate sull'utilizzo di *software* GIS (Brown, Eagerholm, 2015; Sherrouse et al., 2011) o su metodi più sperimentali come l'analisi di *Volunteered Geographic Information* (VGI) (Guerrero et al., 2016). Altri studi hanno fatto leva sulle unità di paesaggio e sugli usi del suolo come *proxy* per stimolare nei partecipanti riflessioni sulla funzione ecologica delle diverse par-

ti di territorio (Fontaine et al., 2014). Un numero crescente di ricerche, inoltre, ha sviluppato modalità di interazione basate sul gioco, anche note come *serious games*, per facilitare l'interesse e il coinvolgimento del pubblico (Lattera, 2023; Gissi, Garramone, 2018).

Solo un numero limitato di articoli ha avanzato delle riflessioni sull'appropriatezza dell'uso del concetto di SE entro il perimetro dei processi partecipativi. Alcuni spunti interessanti sono riportati nella ricerca di Koschke et al. (2014), che mette in luce come la complessità e l'ambiguità del concetto di SE e dei *framework* teorici nei quali si inserisce possa diventare un limite nello svolgimento di tali processi. Altri studi, nel confermare la rilevanza del concetto a scopi comunicativi, evidenziano la necessità di considerare il ruolo giocato dalle specificità territoriali, legislative, e culturali (Spyra et al., 2019). Un'altra analisi di particolare interesse è quella compiuta da Saarikoski et al. (2017), i quali mettono in luce come l'uso del concetto di SE entro processi partecipativi non comporti necessariamente una mitigazione delle tensioni tra obiettivi economici ed ecologici, evidenziando come le conoscenze così generate rischino di risultare poco incisive se non supportate da effettive politiche.

In sintesi, la letteratura mostra una sempre maggiore presa di coscienza delle limitazioni che caratterizzano il concetto di SE. Inoltre, emerge una crescente propensione ad includere una prospettiva locale e socioculturale nei processi di valutazione, che può risultare utile ad

umentare l'inclusività dei processi stessi e ad alimentare una discussione pubblica sul tema. Cionondimeno, ad oggi solo un numero limitato di iniziative ha messo in campo un approccio deliberatamente sensibile alle specificità locali; quota che scende ulteriormente se si considerano quei processi che hanno avuto un effetto reale sul *decision-making* locale – attualmente stimati sotto il 5% (IPBES, 2022). Nel prossimo paragrafo si descriverà come l'introduzione del concetto di CNP possa contribuire a consolidare queste tendenze, e come possa contribuire ad integrare maggiormente questo filone di studi all'interno di processi partecipativi e decisionali.

### **Da Servizi Ecosistemici a *Nature's Contributions to People*?**

Aumentare il potenziale trasformativo delle pratiche partecipative e deliberative sulle quali poggia l'implementazione delle politiche ambientali europee è lo scopo primario del progetto PHOENIX, entro cui si inserisce la ricerca qui illustrata. Innovare i meccanismi democratici e dare voce a conoscenze, opinioni, e idee provenienti dalla società civile utilizzando metodi partecipativi e deliberativi (come il bilancio partecipativo, l'assemblea dei cittadini, il dibattito pubblico, ed i *mini public*) è uno scopo tutt'altro che semplice. La volontà di dotarsi di strumenti come il *toolkit* qui illustrato è da leggere quindi nel quadro di un progetto più ampio basato sulla sperimentazione di processi partecipativi. Al netto di un forte potenziale comunicativo

(seppur depotenziato dalla sua stessa complessità), le ambiguità che caratterizzano il concetto di SE hanno imposto una riflessione a tutto tondo sull'appropriatezza del suo uso in questo quadro di senso e di scopo. La scelta di avanzare una discussione su questo termine è stata alimentata dallo sguardo disciplinare tipico della pianificazione territoriale, e dunque attento alla relazione che intercorre tra la politicità del processo di costruzione di significato sotteso alle parole ed il consolidarsi di approcci gestionali e politiche territoriali. Inoltre, è riconducibile ad una serie di attività che includono l'analisi mirata della letteratura, la creazione di momenti di confronto e apprendimento interdisciplinare all'interno del consorzio PHOENIX, e l'attivazione di una collaborazione con esperti di comunicazione.

Quello che è emerso, in particolare, è l'inadeguatezza del concetto di SE nel veicolare una riflessione politica collettiva sui processi ambientali – spesso erroneamente concepiti come naturali e dunque neutrali, quindi affrontabili a partire da valutazioni e soluzioni prevalentemente tecniche –, che è elemento fondamentale di un processo partecipativo di sostanza e non di forma. Infatti, l'attenzione alla dimensione fortemente politica legata all'identificazione di soluzioni il più possibile eque e condivise alle numerose sfide contemporanee, va di pari passo con la costruzione di strumenti teorici e pratici capaci di innescare processi, di sollecitare, tradurre posizioni, e negoziare soluzioni. Capace di farsi ponte e trasmettere conoscenze tra attori che pa-

droneggiano linguaggi differenti, di dar loro un terreno comune a partire dal quale discutere valori e azioni da intraprendere, nella consapevolezza che una trasformazione in grado di rompere con lo *status quo* non può più attingere a soluzioni provenienti esclusivamente dalla sfera delle conoscenze tecnico-scientifiche.

Dunque, riconoscendo sia il pluralismo del dibattito relativo al processo di costruzione e comprensione della relazione tra società e natura (Peterson et al. 2018), sia la non neutralità degli strumenti narrativi di cui ci dotiamo, ci siamo avvalsi degli avanzamenti teorici proposti dal già menzionato Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES, 2019). Questo nuovo quadro concettuale, basato su un'ampia ricerca multidisciplinare, punta a descrivere i rapporti che intercorrono tra natura e società riconoscendo il valore intrinseco e olistico della natura, così come il ruolo di fattori antropici (sociali, politici, economici, culturali) nella co-produzione dei benefici che traiamo da essa (Díaz et al. 2015). Il quadro concettuale proposto dal IPBES introduce, a fianco ai concetti di "Nature" e "Good Quality of Life", il concetto di "*Nature's Contributions to People*" (traducibile in italiano con Contributi della Natura alle Persone, CNP), che rimanda ad ogni contributo, positivo e negativo, della natura alla qualità della vita delle persone.

Nonostante il concetto mantenga una prospettiva antropocentrica, la maggiore attenzione prestata alla dimensione relazionale e

alla co-produzione di tali contributi rende la componente socioculturale un fattore trasversale che attraversa ogni categoria – e non soltanto quella dei servizi di tipo culturale (Chan et al., 2016). Contrariamente ai SE, dove a maggiore natura corrispondono sempre più servizi positivi, i CNP possono essere anche potenzialmente dannosi, o percepiti come tali a seconda del contesto. Sono organizzati in 18 categorie, parzialmente sovrapposte, a loro volta organizzate in tre gruppi: regolazione, contributi materiali, e contributi non-materiali (Díaz et al. 2018). Nonostante non sia esente da critiche (Peterson et al. 2018), questa prospettiva *context-specific* "highlights how different ecosystem services are framed across different communities and places around the world. Furthermore, it highlights the importance of including diverse and less-represented knowledge systems" (*ibidem*: 1).

Alla luce di questo dibattito accademico, il concetto di CNP risulta di particolare interesse per gli scopi della ricerca qui illustrata. In primo luogo, poiché l'impiego di questo concetto, aprendo all'integrazione di diversi sistemi di conoscenza, culture locali, e sistemi di potere nella valutazione del valore<sup>2</sup> della natura, favorisce l'inclusione e l'ascolto di soggetti vulnerabili e marginalizzati, dando luogo a processi più equi sul piano della giustizia ambientale – solo recentemente introdotta nel dibattito sui SE (Calderón-Angelich et al., 2021). In secondo luogo, la forte enfasi sulla dimensione relazionale e sul contesto cultura-

le impone al processo di analisi dei CNP un percorso di coinvolgimento della società civile, più o meno articolato a seconda delle esigenze. Infatti, ancora più esplicitamente dei SE, i quali, come descritto nel paragrafo precedente, sono sempre più comunemente analizzati attraverso percorsi che includono un'ampia varietà di attori e punti di vista, la valutazione dei CNP richiede l'integrazione di più saperi, tra cui quello indigeno e locale (Vallet et al., 2023; Kockelkoren et al., 2023; Matuk et al., 2020; Neidig et al., 2023). Infine, la natura soggettiva e plurale di queste valutazioni rende un processo incentrato sui CNP più efficace nel veicolare una discussione pubblica sui conflitti che ruotano attorno alle questioni ecologiche e allo sviluppo territoriale e, auspicabilmente, più capace di influenzare i processi decisionali e di governance locali.

Riconoscere l'esistenza di diverse modalità di interpretare la natura e i suoi servizi – strumentale, intrinseco, relazionale – non solo può semplificare la comprensione di convergenze e conflitti all'interno dei processi decisionali, ma anche rendere più visibili costi e benefici intangibili e spesso trascurati; evidenziare punti di vista spesso silenziati; rendere manifesti gli eventuali conflitti tra attori; e ottenere una valutazione più rappresentativa della diversità di visioni di cui gli attori partecipanti sono portatori. In ultima analisi, può fornire un terreno comune per l'incontro e la reciproca comprensione da parte di attori diversi (Anderson et al., 2022). Riassumendo, riteniamo che l'utilizzo del con-

cepto di CNP all'interno di un processo partecipativo incentrato su questioni socio-ambientali possa risultare più efficace nell'enfatizzare la relazione tra valori, azioni e decisioni, supportando così i processi decisionali e favorendo l'apprendimento sociale. Ciò nonostante, lo sviluppo di metodi e strumenti per aumentare la capacità di questo filone di studi di influenzare il *decision-making* rimane una sfida aperta. Per questi motivi, riteniamo che lo sviluppo e la sperimentazione di strumenti come il "Collective Ecosystem Toolkit", descritto nel prossimo paragrafo, siano urgenti.

### **Il Collective Ecosystems Toolkit**

Facendo tesoro del quadro teorico descritto nei paragrafi precedenti, il *Collective Ecosystem Toolkit* intende offrire degli strumenti operativi per applicare il concetto di CNP all'interno di un processo partecipativo incentrato su questioni socio-ambientali. In linea con gli obiettivi del progetto PHOENIX, lo scopo è da un lato quello di fornire una piattaforma per co-produrre conoscenza locale, dall'altro favorire una riflessione politica sulla natura e stimolare una maggiore sensibilità sull'interrelazione tra natura e società. L'utilizzo di questi strumenti è concepito come un processo a sua volta parte dell'architettura del processo partecipativo. Quindi, i soggetti attuatori del processo – congiuntamente ad una commissione formata per co-progettare il processo stesso e composta da rappresentanti delle istituzioni, stakeholders e cittadini – po-

tranno scegliere se, ed in quale fase, utilizzare le componenti di seguito illustrate. Questo percorso si inserisce auspicabilmente in un'arena pubblica caratterizzata da un ampio margine di confronto e discussione tra attori diversi portatori di istanze e punti di vista divergenti, se non conflittuali. Una simile arena si pone, quantomeno potenzialmente, come un contesto propizio per far emergere la responsabilità politica di determinate scelte. Inoltre, essendo il *toolkit* pensato come parte integrante di un processo partecipativo promosso e voluto dai decisori politici, i risultati avranno maggiore possibilità di essere effettivamente considerati entro successive decisioni di policy.

Il *toolkit* intende mettere al centro del processo di attribuzione di valore alla natura il punto di vista delle comunità locali, tentando così di aggiungere alla dimensione economica anche quella culturale, maggiormente legata ai valori relazionali. Essendo uno strumento di tipo *statement-based*,<sup>3</sup> e cioè basato sull'espressione di valore fornita dalle persone coinvolte nel processo, la scelta dei partecipanti chiamati a esprimere il loro giudizio sugli NCP è, come approfondiremo in seguito, cruciale nel determinare il significato di questi dati. Tre sono le componenti del toolkit, una analogica e due digitali, che animano tre momenti consequenziali tra loro: a) un gioco da tavolo progettato per alimentare la comprensione del concetto di CNP e l'interconnessione tra questo, gli uso del suolo, e le azioni che impattano sul territorio; b) un'applicazio-

ne online attraverso la quale poter esprimere individualmente un valore relativo alla capacità di ciascun uso del suolo di fornire CNP; c) una piattaforma online contenente materiali informativi dove saranno visibili rappresentazioni territoriali derivate dalla fase di votazione precedente. Inoltre, questa piattaforma permetterà di visualizzare l'effetto di possibili trasformazioni del territorio sulla fornitura di CNP, rendendo lo strumento adatto anche alla valutazione di scenari di sviluppo futuri.

Il primo componente consiste in un gioco da tavolo pensato per un massimo di 16 partecipanti. Dopo una prima fase introduttiva, i giocatori sono chiamati a scegliere tra tre scenari possibili sulla base dell'idea di futuro verso cui si sentono maggiormente affini. Gli scenari sono costruiti a partire da diversi approcci che, facendo leva sugli obiettivi del European Green Deal (EGD), rappresentano in modo estremamente semplificato diverse traiettorie possibili per affrontare le sfide ambientali contemporanee (passando dalla *smart city* alla decrescita). Questo posizionamento determina le tre squadre, che sono successivamente chiamate a scegliere delle carte, ciascuna contenenti delle azioni di trasformazione del territorio declinate per ciascuno scenario. Ogni azione impatta sull'uso del suolo, influenzando di conseguenza la capacità di un territorio di fornire CNP. Tutte le pedine/CNP subiscono l'effetto delle carte giocate, dimostrando così come ciascuna attività umana impatti su molteplici CNP in modo differen-



ziato. Le pedine/CNP si muovono sul tabellone di gioco avanzando o arretrando in base alle carte scelte, e la squadra vincente è quella che riesce a massimizzare la fornitura dei CNP. La dinamica di gioco è sostenuta da una matrice, derivata da Burkhard et al. (2009), che associa ad ogni uso del suolo un valore (da validità generale, ma ritenuto sufficientemente adeguato a questo scopo) indicante la capacità di fornire un determinato CNP. Attraverso un calcolo effettuato utilizzando un software GIS, è stato analizzato, a partire da una distribuzione di uso del suolo predefinita, l'effetto di ciascuna azione. Così facendo, sono stati ottenuti i punteggi corrispondenti a ogni azione e a ogni pedina/CNP. Questa attività di gioco, che si avvale di una serie di materiali comunicativi, ha come scopo quello di introdurre ai partecipanti il concetto di CNP.

Il secondo componente è un'applicazione online alla quale i partecipanti al processo possono accedere individualmente via *smartphone*. La scelta di dare spazio ad una valutazione individuale, sebbene a livello pratico sia riconducibile alla difficoltà di previsione del numero di partecipanti, si fonda sulla volontà di incrociare alcuni dati di base (età, genere e professione) con le valutazioni espresse dalle persone coinvolte. Questo permette di poter ricostruire successivamente eventuali correlazioni tra diverse rappresentazioni del valore della natura e alcune caratteristiche sociodemografiche. Attraverso l'applicazione, i partecipanti si possono esprimere sul ruolo

di ciascun uso del suolo nel fornire i diversi CNP. Come già accennato, il profilo dei partecipanti è fondamentale per comprendere se, e in che misura, questa valutazione sia l'espressione della percezione di un particolare gruppo di attori. Queste informazioni verranno poi rielaborate per dare luogo a due rappresentazioni: una diagrammatica ed una geografica. In altre parole, i valori individualmente espressi andranno a creare delle mappature partecipate del territorio su cui insiste il processo. In questo modo, il *toolkit* contribuisce alla produzione di una conoscenza localmente situata, che potrà essere analizzata e discussa in fasi successive del processo partecipativo e decisionale.

I dati ottenuti vengono raccolti in una piattaforma online, il terzo componente del *toolkit*, che attraverso una matrice simile a quella descritta precedentemente, permette di produrre una rappresentazione cartografica sulla capacità di fornitura di ogni CNP, costruita a partire dai valori espressi dai partecipanti. Alcune rappresentazioni diagrammatiche affiancano la mappa aggiungendo elementi, come la rilevanza degli CNP secondo l'opinione dei partecipanti e la capacità del territorio in esame di fornire CNP in relazione ai diversi usi del suolo. Inoltre, è presente una funzione interattiva che offre la possibilità di trasformare l'uso del suolo cambiando la destinazione d'uso di una certa area e vedendone l'effetto sulla fornitura di CNP.

Tutte e tre le componenti del *toolkit* sono progettate per essere implementate sotto la guida

e facilitazione dei *practitioners* responsabili del processo partecipativo più ampio. Durante il primo momento introdurranno la dinamica di gioco spiegando regole, tempi e alimentando il confronto tra i partecipanti; durante il secondo momento guideranno i partecipanti al lavoro individuale; durante il terzo faciliteranno delle discussioni di gruppo a partire dalla lettura delle mappe costruite, raccoglieranno idee di trasformazione dell'uso del suolo per poi effettuarle sulla piattaforma online e visualizzarne i risultati. Infine, permetteranno di mettere insieme le conoscenze acquisite con il tema principale del processo partecipativo.

### Conclusioni

La ricerca qui presentata intende contribuire al filone interdisciplinare di ricerca relativo all'attribuzione di valori alla natura, introducendo anche nel contesto italiano il recente dibattito internazionale sul concetto di CNP (Díaz, 2015; IPBES, 2019; Kockelkoren et al., 2023; Matuk et al., 2020; Neidig et al., 2023; Vallet et al., 2023). In particolare, il saggio descrive un *toolkit* che è stato sviluppato con lo scopo di allineare i processi decisionali e politici incentrati su tematiche ambientali con i valori espressi dalle comunità locali. Così facendo, intende alimentare quel corpo di contributi accademici che, per ottenere politiche efficaci, eque, e condivise, ritengono necessario riconoscere ed integrare prospettive plurali e localmente situate. Più in generale, lo scopo è quello di contaminare l'urbani-

stica con un paradigma teso a superare una concezione dualistica del rapporto natura-società - ancora in larga parte dominante.

Con le sue tre componenti, il "*Collective Ecosystem Toolkit*" punta a: a) stimolare riflessioni collettive sull'interrelazione tra natura e società; b) ottenere valutazioni locali sulla relazione tra CNP e usi del suolo; c) visualizzare mappe che rappresentano questi dati e permettono di analizzare gli effetti di possibili scenari di trasformazione. Nonostante una riflessione sul valore della natura non comporti automaticamente maggiore inclusione, o consenso, essa può contribuire ad arricchire la discussione pubblica e ottenere un dibattito più informato. Per esempio, durante lo svolgimento di un Dibattito Pubblico relativo a un progetto di sviluppo territoriale, il *toolkit* potrebbe rendere i partecipanti più consapevoli delle conseguenze ecologiche di diversi scenari, dando così luogo a decisioni più consapevoli.

La domanda che Robert Costanza pose già nel 2000 su "chi vota" sul valore della natura o, detto altrimenti, chi valuta i Servizi Ecosistemici e/o i Contributi della Natura alle Persone, resta centrale (Costanza, 2000). Incorporare prospettive diverse nel *decision-making* ed evidenziare il carattere politico, e spesso conflittuale, delle decisioni ambientali è ritenuto essenziale per promuovere la transizione ecologica. Dal momento che il *toolkit* si prepone di incorporare valori relazionali, quindi dipendenti dall'interpretazione degli attori coinvolti, la selezione

dei partecipanti dovrà essere necessariamente modulata rispetto agli obiettivi della valutazione. Infatti, in quanto affidate alla veridicità delle affermazioni dei singoli partecipanti, le rappresentazioni del valore dei CNP avranno delle limitazioni: i valori e le mappe ottenuti non possono essere considerati come solidi da un punto delle scienze naturali, ma piuttosto come ritratti delle prospettive di gruppi specifici. Ad esempio, se lo scopo è quello di acquisire conoscenze sul piano biofisico, i partecipanti potranno includere agronomi, biologi, agricoltori, e chiunque altro possa fornire informazioni utili sull'argomento. Se invece lo scopo è quello di ottenere una valutazione di tipo socioculturale, la selezione dei partecipanti dovrà essere più rappresentativa possibile del contesto sociale locale. Comparare queste valutazioni può certamente fornire dati interessanti ed aiutare ad individuare le limitazioni di entrambi gli approcci. Queste attività possono anche essere circoscritte ad un numero limitato di CNP o usi del suolo (ad esempio, considerando solo i CNP legati al valore estetico-culturale). La possibilità di includere argomenti e soggetti diversi è finalizzata a fornire uno strumento flessibile e potenzialmente capace di aumentare l'inclusione e l'equità dei processi partecipativi. Infatti, come sostenuto nel report IBPES, "respect for the different ways of valuing nature is an act of recognition that can advance just decision-making and allow for the mainstream of these values into policy" (IPBES, 2022: xxv). È necessario evidenziare che l'uso di piattaforme

digitali e applicazioni può contribuire ad escludere alcuni segmenti della società, tra cui i ceti più poveri e gli anziani, con un impatto particolarmente significativo in quei territori dove il *digital divide* è maggiore. La natura ibrida e processuale del *toolkit*, che prevede di calare le due componenti che richiedono competenze informatiche in una serie di incontri in presenza, insieme al ruolo centrale del facilitatore, permettono tuttavia di mitigare, almeno parzialmente, questo carattere non sempre inclusivo tipico degli strumenti digitali. Una possibile alternativa è anche quella di considerare le componenti del *toolkit* come strumenti indipendenti e scollegati da un processo partecipativo. In questo caso, il gioco da tavolo potrebbe essere applicato all'interno di contesti didattici, o durante eventi divulgativi, contribuendo così al sempre più popolare filone di studi che promuovono occasioni di apprendimento attraverso modalità ludiche (Laterra, 2023; Gissi, Garramone, 2018). La ricerca ha il vantaggio di muoversi all'interno di quello spazio che intercorre tra le procedure suggerite in ambito accademico e quelle effettivamente applicate dai *practitioner* sui territori. Grazie a questo suo posizionamento intermedio, il futuro utilizzo del *toolkit* da parte di alcuni territori pilota parte del progetto PHOENIX renderà possibile raccogliere dati relativi al valore della natura in contesti territoriali diversi e scale diverse. Infatti, si prevede in futuro di sottoporre le esperienze di utilizzo del *toolkit* ad un processo di valutazione che possa dare luogo a

ulteriori analisi e comparazioni. In tal senso sarà possibile raccogliere dati empirici non soltanto relativi alle dinamiche d'uso del *toolkit* e alle rappresentazioni conseguenti, ma anche all'eventuale integrazione di tali risultati entro successivi processi di progettazione e implementazione di politiche ambientali. Questa fase di raccolta dati permetterà di contribuire alla comprensione del possibile ruolo di tali valutazioni del valore della natura all'interno di processi decisionali più ampi. Riteniamo che proseguire questo tipo di ricerche sia indispensabile per prendere decisioni più partecipate e informate, quindi contribuire al raggiungimento degli obiettivi posti dalla transizione ecologica.

## Note

<sup>1</sup> <https://cices.eu/>

<sup>2</sup> Sebbene con la parola valore si intenda genericamente ciò che è importante e degno di nota, il termine per come in questo saggio viene impiegato rimanda innanzitutto alla distinzione tra valori generali (quali equità, giustizia, prosperità, reciprocità etc.) e valori specifici. Questi ultimi fanno riferimento all'interpretazione contestuale di un elemento o relazione con la natura come importante o meno importante a seconda del momento e del luogo in cui prende forma e di conseguenza sono a loro volta suddivisi in valori

strumentali, intrinseci e relazionali. "Academic and policy sources have extensively debated instrumental (i.e., things or processes important as means to some human end) and intrinsic values (i.e., values of nature expressed regardless of reference to humans). Relational values have become an increasing part of discourse and practice to express the value of desirable, meaningful and reciprocal human relationship with nature and among people through nature. Relational values help express the role of contextual bonds to places or practices." (Anderson et al, 2022: 39).

<sup>3</sup> L'IPBES categorizza i metodi di valutazione (al di là di arroccamenti disciplinari) in quattro grandi insiemi: i metodi nature-based raccolgono, misurano e classificano direttamente le proprietà di dati elementi materiali (come ad esempio l'acidità dell'acqua) per quantificarne l'integrità ecologica; i metodi statement-based legati all'espressione nominale; la behaviour-based valuation si basa sull'osservazione diretta dei comportamenti umani e delle scelte conseguenti ed infine la integrated evaluation che combina diverse fonti di informazione.

## Bibliografia

- Anderson, C. B., Pascual, U., Baptiste, B., Lliso, B., Monroy-Sais, A., Guibrunet, L., Balvanera, P., Christie, M., Athayde, S., Barton, D. N., Chaplin-Kramer, R., Jacobs, S., Kelemen, E., Kumar, R., Lazos, E., Martin, A., Mwampamba, T. H., Nakangu, B., O'Farrell, P., Raymond, C. M., Subramanian, S. M., Termansen, M., Van Noordwijk, M., Vatn, A., Contreras, V., González-Jiménez, D., 2022. *Chapter 1. The role of the values of nature and valuation for addressing the biodiversity crisis and navigating towards more just and sustainable futures*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.6418971>
- Arias-Arévalo, Paola, Erik Cómez-Baggethun, Berta Martín-López, e Mario Pérez-Rincón. 2018. *Widening the Evaluative Space for Ecosystem Services: A Taxonomy of Plural Values and Valuation Methods*. *Environmental Values* 27 (1): 29-53. <https://doi.org/10.3197/096327118X15144698637513>.
- Barnaud, C., Antona, M., 2014. *Deconstructing ecosystem services: Uncertainties and controversies around a socially constructed concept*. *Geoforum* 56, 113-123. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2014.07.003>
- Boeraeve, F., Dufrene, M., De Vreese, R., Jacobs, S., Pipart, N., Turkelboom, F., Verheyden, W., Dendoncker, N., 2018. *Participatory identification and selection of ecosystem services: building on field experiences*. *E&S* 23, art27. <https://doi.org/10.5751/ES-10087-230227>
- Brockington, D., 2011. *Ecosystem Services and Fictitious Commodities*. *Environmental Conservation*, vol. 38, no. 4, 2011, pp. 367-69. JSTOR, <http://www.jstor.org/stable/44519292>
- Brown, Greg, e Nora Fagerholm. 2015, *Empirical PPGIS/PGIS Mapping of Ecosystem Services: A Review and Evaluation*. *Ecosystem Services* 13 (giugno): 119-33. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.10.007>
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., & Windhorst, W., 2009. *Landscapes' capacities to provide ecosystem services—A concept for land-cover based assessments*. *Landscape Online*, 15, 1-22. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- Calderón-Argelich, Amalia, Stefania Benetti, Isabelle Anguelovski, James J.T. Connolly, Johannes Langemeyer, e Francesc Baró. 2021, *Tracing and Building up Environmental Justice Considerations in the Urban Ecosystem Service Literature: A Systematic Review*. *Landscape and Urban Planning* 214 (ottobre): 104130. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104130>
- Carnoye, L., Lopes, R., 2015. *Participatory Environmental Valuation: A Comparative Analysis of Four Case Studies*. *Sustainability* 7, 9823-9845. <https://doi.org/10.3390/su7089823>
- Chan, K. M. A., Balvanera, P., Benessaiah, K., Chapman, M., Díaz, S., Gómez-thun, E., Gould, R., Hannahs, N., Jax, K., Klain, S., Luck, G. W., Martín-López, B., Muraca, B., Norton, B., Ott, K., Pascual, U., Satterfield, T., Tadaki, M., Taggart, J., & Turner, N., 2016. *Why protect nature? Rethinking values and the environment*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(6), 1462-1465. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113>
- Chan, K. M. A., & Satterfield, T. 2020., *The maturation of ecosystem services: Social and policy research expands, but whither biophysically informed valuation?* *People and Nature*, 2(4), 1021-1060. <https://doi.org/10.1002/pan3.10137>
- Costanza, R., 2000. *Social Goals and the Valuation of Ecosystem Services*. *Ecosystems*, 3, 4-10.
- Costanza, R., d'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naem S., O'Neill R., G. Raskin R., Sutton P., van den Belt, M., 1997. *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. *Nature* Vol. 387:253-60.
- Costanza, R., De Groot R., Sutton P., Van Der Ploeg S., J. Anderson S., Kubiszewski I., Farber S., Turner, R. K., 2014. *Changes in the Global Value of Ecosystem Services*. *Global Environmental Change* 26:152-58. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002.

Daily, C. Gretchen. 1997. *Introduction: what are ecosystem services*. in *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington DC: Island Press.

Daily, Gretchen, Marcelo Guevara, Adrian Vogl, Marta Torres, Sydney Moss, Luis Fernández, Rafael Schmitt, et al. 2023. *Proyecto de Resiliencia y Ordenamiento Territorial del agua y Servicios Ecosistémicos en la Amazonía de Perú, Bolivia y Brasil*. <https://doi.org/10.25740/MX682NY6097>.

De Groot, Rudolf S., Matthew A. Wilson, e Roelof M. J. Boumans. 2002. *A Typology for the Classification, Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services*. *Ecological Economics* 41(3):393-408. doi: 10.1016/S0921-8009(02)00089-7.

Díaz, S., Demissew, S., Carabias, J., Joly, C., Lonsdale, M., Ash, N., Larigauderie, A., Adhikari, J.R., Arico, S., Báldi, A., Bartuska, A., Baste, I.A., Bilgin, A., Brondizio, E., Chan, K.M., Figueroa, V.E., Duraipappah, A., Fischer, M., Hill, R., Koetz, T., Leadley, P., Lyver, P., Mace, G.M., Martín-López, B., Okumura, M., Pacheco, D., Pascual, U., Pérez, E.S., Reyers, B., Roth, E., Saito, O., Scholes, R.J., Sharma, N., Tallis, H., Thaman, R., Watson, R., Yahara, T., Hamid, Z.A., Akosim, C., Al-Hafedh, Y., Allahverdiyev, R., Amankwah, E., Asah, S.T., Asfaw, Z., Bartus, G., Brooks, L.A., Caillaux, J., Dalle, G., Darnaedi, D., Driver, A., Erpul, G., Escobar-Eyzaguirre, P., Failler, P., Fouda, A.M.M., Fu, B., Gundimeda, H., Hashimoto, S., Homer, F., Lavorel, S., Lichtenstein, G., Mala, W.A., Mandivenyi, W., Matczak, P., Mbizvo, C., Mehrdadi, M., Metzger, J.P., Mikissa, J.B., Moller, H., Mooney, H.A., Mumby, P., Nagendra, H., Nesshover, C., Oteng-Yeboah, A.A., Pataki, G., Roué, M., Rubis, J., Schultz, M., Smith, P., Sumaila, R., Takeuchi, K., Thomas, S., Verma, M., Yeo-Chang, Y., Zlatanova, D., 2015. *The IPBES Conceptual Framework – connecting nature and people*. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002>

Díaz, S., Pascual, U., Stenseke, M., Martín-López, B., Watson, R.T., Molnár, Z., Hill, R., Chan, K.M.A., Baste, I.A., Brauman, K.A., Polasky, S., Church, A., Lonsdale, M., Larigauderie, A., Leadley, P.W., Van Oudenhoven, A.P.E., Van Der Plaats, F., Schröter, M., Lavorel, S., Aumeeruddy-Thomas, Y., Bukvareva, E., Davies, K., Demissew, S., Erpul, G., Failler, P., Guerra, C.A., Hewitt, C.L., Keune, H., Lindley, S., Shirayama, Y., 2018. *Assessing nature's contributions to people*. *Science* 359, 270-272. <https://doi.org/10.1126/science.aap8826>

Eckert, E., & Kovalevska, O. (2021). *Sustainability in the European Union: Analyzing the Discourse of the European Green Deal*. *Journal of Risk and Financial Management*, 14(2), 80. <https://doi.org/10.3390/jrfm14020080>

Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 1983. *Extinction, Substitution, and Ecosystem Services*. *BioScience* 33, 248-254. <https://doi.org/10.2307/1309037>

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

Fontaine, C.M., Dendoncker, N., De Vreese, R., Jacquemin, I., Marek, A., Van Herzele, A., Devillet, G., Mortelmans, D., François, L., 2013. *Towards participatory integrated valuation and modelling of ecosystem services under land-use change*. *Journal of Land Use Science* 9, 278-303. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2013.786150>

García-Nieto, Ana P., Elias Huland, Cristina Quintas-Soriano, Irene Iniesta-Arandia, Marina García-Llorente, Ignacio Palomo, e Berta Martín-López. 2019. *Evaluating Social Learning in Participatory Mapping of Ecosystem Services*. *Ecosystems and People* 15 (1): 257-68. <https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1667875>.

- Giacomelli, Matteo, Massimo Sargolini, e María R. Felipe-Lucia. 2024. *Including the Perspective of Stakeholders in Landscape Planning through the Ecosystem Services Co-Production Framework: An Empirical Exploration in Le Marche, Italy*. *Regional Environmental Change* 24 (1): 24. <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02184-w>.
- Gissi, E., & Garramone, V., 2018. *Learning on ecosystem services co-production in decision-making from role-playing simulation: Comparative analysis from Southeast Europe*. *Ecosystem Services*, 34, 228–253. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.025>
- Gómez-Baggethun, E., De Groot, R., Lomas, P.L., Montes, C., 2010. *The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes*. *Ecological Economics* 69, 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Gómez-Baggethun, E., Ruiz-Pérez, M., 2011. *Economic valuation and the commodification of ecosystem services*. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 35, 613–628. <https://doi.org/10.1177/0309133311421708>
- Guerrero, Paulina, Maja Steen Møller, Anton Stahl Olafsson, e Bernhard Snizek. 2016. *Revealing Cultural Ecosystem Services through Instagram Images: The Potential of Social Media Volunteered Geographic Information for Urban Green Infrastructure Planning and Governance*. *Urban Planning* 1 (2): 1–17. <https://doi.org/10.17645/up.v1i2.609>.
- Haines-Young, Roy, e Marion Potschin. s.d. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure*. Fabis Consulting. Consultato 15 marzo 2024. <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>.
- Hauck, J., Görg, C., Varjopuro, R., Ratamáki, O., Jax, K., 2013. *Benefits and limitations of the ecosystem services concept in environmental policy and decision making: Some stakeholder perspectives*. *Environmental Science & Policy* 25, 13–21. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.08.001>
- Holdren, John P., e Paul R. Ehrlich. 1974. *Human Population and the Global Environment: Population Growth, Rising per Capita Material Consumption, and Disruptive Technologies Have Made Civilization a Global Ecological Force*. *American Scientist* Vol. 62(3):282–92.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES., 2019. *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. IPBES secretariat, Bonn.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES., 2022. *Methodological assessment of the diverse values and valuation of nature of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/ZENODO.6522522>
- Karrasch, L., Klenke, T., Kleyer, M., 2019. *Land-use elements and attributed ecosystem services: an archetype approach to land-use evaluation at the German North Sea coast*. *E&S* 24, art13. <https://doi.org/10.5751/ES-10744-240213>
- Kenter, J.O., Hyde, T., Christie, M., Fazey, I., 2011. *The importance of deliberation in valuing ecosystem services in developing countries—Evidence from the Solomon Islands*. *Global Environmental Change* 21, 505–521. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2011.01.001>

- Kockelkoren, R., Bermudez-Urdaneta, M., & Restrepo Calle, S., 2023. *Participatory mapping of local stakeholders' perceptions of nature's contributions to people in an intensified agricultural area in the Colombian Andes*. *Ecosystems and People*, 19(1), 2279584. <https://doi.org/10.1080/26395916.2023.2279584>
- Koschke, L., Van Der Meulen, S., Frank, S., Schneidergruber, A., Kruse, M., Fürst, C., Neubert, E., Ohnesorge, B., Schröder, C., Müller, F., Bastian, O., 2014. *Do you have 5 minutes to spare? The challenges of stakeholder processes in ecosystem services studies*. *LO* 37, 1-25. <https://doi.org/10.3097/LO.201437>
- Kull, C.A., Arnauld De Sartre, X., Castro-Larrañaga, M., 2015. *The political ecology of ecosystem services*. *Geoforum* 61, 122-134. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2015.03.004>
- Langemeyer, Johannes, e James J.T. Connolly, 2020. *Weaving Notions of Justice into Urban Ecosystem Services Research and Practice*. *Environmental Science & Policy* 109 (luglio): 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.021>.
- Laterra, P., Weyland, F., Auer, A., Barral, P., González, A., Mastrángelo, M., Rositano, F., & Sirimarco, X., 2023. *MARCHI: A serious game for participatory governance of ecosystem services in multiple-use protected areas*. *Ecosystem Services*, 63, 101549. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101549>
- Lele, S., Springate-Baginski, O., Lakerveld, R., Deb, D., Dash, P., 2013. *Ecosystem Services: Origins, Contributions, Pitfalls, and Alternatives*. *Conservat Soc* 11, 343. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.125752>
- Lopes, Rita, e Nuno Videira, 2017. «*Modelling Feedback Processes Underpinning Management of Ecosystem Services: The Role of Participatory Systems Mapping*». *Ecosystem Services* 28 (dicembre): 28-42. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.012>
- MA, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis; a report of the Millennium Ecosystem Assessment*, The Millennium Ecosystem Assessment series. Island Press, Washington, DC.
- Malmborg, K., Enfors-Kautsky, E., Queiroz, C., Norström, A., Schultz, L., 2021. *Operationalizing ecosystem service bundles for strategic sustainability planning: A participatory approach*. *Ambio* 50, 314-331. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01378-w>
- Matuk, F. A., Behagel, J. H., Simas, F. N. B., Do Amaral, E. F., Haverroth, M., & Turnhout, E., 2020. *Including diverse knowledges and worldviews in environmental assessment and planning: The Brazilian Amazon Xaxinawá Nova Olinda Indigenous Land case*. *Ecosystems and People*, 16(1), 95-113. <https://doi.org/10.1080/26395916.2020.1722752>
- McCauley, Douglas J., 2006. *Selling out on Nature*. *Nature* 443(7107):27-28. doi: 10.1038/443027a.
- Neidig, J., Anguelovski, I., Lliso, B., & Pascual, U., 2023. *Pluralizing environmental values for urban planning: How to uncover the diversity of imaginaries about socio-natures from Vitoria-Gasteiz (Basque Country, Spain)*. *People and Nature*, 5(4), 1262-1283. <https://doi.org/10.1002/pan3.10506>
- Norgaard, R.B., 2010. *Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder*. *Ecological Economics* 69, 1219-1227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>
- Palomo, Ignacio, María R. Felipe-Lucia, Elena M. Bennett, Berta Martín-López, e Unai Pascual, 2016. *Disentangling the Pathways and Effects of Ecosystem Service Co-Production*. In *Advances in Ecological Research*, 54:245-83. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2015.09.003>.



- Pascual, U., Phelps, J., Garmendia, E., Brown, K., Corbera, E., Martin, A., Gomez-Baggethun, E., Muradian, R., 2014. *Social Equity Matters in Payments for Ecosystem Services*. *BioScience* 64, 1027-1036. <https://doi.org/10.1093/biosci/biu146>
- Peterson, G.D., Harmáčková, Z.V., Meacham, M., Queiroz, C., Jiménez-Aceituno, A., Kuiper, J.J., Malmberg, K., Sitas, N., Bennett, E.M., 2018. *Welcoming different perspectives in IPBES: "Nature's contributions to people" and "Ecosystem services"*. *E&S* 23, art39. <https://doi.org/10.5751/ES-10134-230139>
- Piccolo, J.J., Taylor, B., Washington, H., Kopnina, H., Gray, J., Alberro, H., Orlikowska, E., 2022. *"Nature's contributions to people" and peoples' moral obligations to nature*. *Biological Conservation* 270, 109572. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109572>
- Saarikoski, Heli, Jyri Mustajoki, Turo Hjerpe, e Kaisu Aapala. 2019. «*Participatory Multi-Criteria Decision Analysis in Valuing Peatland Ecosystem Services—Trade-Offs Related to Peat Extraction vs. Pristine Peatlands in Southern Finland*». *Ecological Economics* 162 (agosto): 17-28. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.04.010>.
- Schunz, S. (2022). *The 'European Green Deal' – a paradigm shift? Transformations in the European Union's sustainability meta-discourse*. *Political Research Exchange*, 4(1), 2085121. <https://doi.org/10.1080/2474736X.2022.2085121>
- Scolozzi, R., Schirpke, U., Geneletti, D., 2019. *Enhancing Ecosystem Services Management in Protected Areas Through Participatory System Dynamics Modelling*. *LO* 73, 1-17. <https://doi.org/10.3097/LO.201973>
- Sherrouse, B. C., Clement, J. M., & Semmens, D. J., 2011. *A GIS application for assessing, mapping, and quantifying the social values of ecosystem services*. *Applied Geography*, 31(2), 748-760. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2010.08.002>
- Spyra, M., Kleemann, J., Cetin, N.I., Vázquez Navarrete, C.J., Albert, C., Palacios-Agundez, I., Ametzaga-Arregi, I., La Rosa, D., Rozas-Vásquez, D., Adem Esmail, B., Picchi, P., Geneletti, D., König, H.J., Koo, H., Kopperoinen, L., Fürst, C., 2019. *The ecosystem services concept: a new Esperanto to facilitate participatory planning processes?* *Landscape Ecol* 34, 1715-1735. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0745-6>
- Swift, M.J., Izac, A.-M.N., Van Noordwijk, M., 2004. *Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions?* *Agriculture, Ecosystems & Environment* 104, 113-134. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.013>
- Swyngedouw, E., 1996. *The city as a hybrid: On nature, society and cyborg urbanization*. *Capitalism Nature Socialism* 7, 65-80. <https://doi.org/10.1080/10455759609358679>
- Swyngedouw, E., Heynen, N.C., 2003. *Urban Political Ecology, Justice and the Politics of Scale*. *Antipode* 35, 898-918. <https://doi.org/10.1111/j.1467-8330.2003.00364.x>
- Swyngedouw, E., 2004. *Social Power and the Urbanization of Water: Flows of Power*. Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198233916.001.0001>
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*, Edited by Pushpam Kumar. Earthscan: London and Washington.
- Vallet, A., Locatelli, B., Valdivia-Díaz, M., Quispe Conde, Y., Matencio García, G., Ramos Criales, A., Valverde Huamanñahui, F., Ramos Criales, S., Makowski, D., & Lavorel, S., 2023. *Knowledge coproduction to improve assessments of nature's contributions to people*. *Conservation Biology*, 37(6), e14182. <https://doi.org/10.1111/cobi.14182>
- Westman, W.E., 1977. *How Much Are Nature's Services Worth?* *Science*, vol. 197, no. 4307, pp. 960-64

# La pianificazione ecologica in Cile: un'analisi critica

## Emanuel Giannotti

Dipartimento di culture del progetto,  
Università IUAV di Venezia  
[egianotti@iuav.it](mailto:egianotti@iuav.it)

## Alexis Vásquez

Departamento de Geografía,  
Universidad de Chile  
[alexvasq@u.uchile.cl](mailto:alexvasq@u.uchile.cl)

## Elizabeth Galdámez

Departamento de Geografía,  
Universidad de Chile  
[galdamez.roco@gmail.com](mailto:galdamez.roco@gmail.com)

Received: October 2023  
Accepted: January 2024  
© 2024 Author(s)  
This article is published  
with Creative Commons  
license CC BY-SA 4.0  
Firenze University Press.  
DOI: 10.13128/contest-14815

### keywords

ecological planning  
biodiversity  
ecosystem services  
Chile

### Introduzione

Il Cile è una stretta fascia di terra che si estende per oltre quattromila chilometri tra la Cordigliera delle Ande e l'Oceano Pacifico, attraversando ecosistemi molto vari, come deserti, foreste, fiordi della Patagonia, diversi tipi di zone umide e isole oceaniche. L'isolamento determinato dalle condizioni geografiche e climatiche, ha favorito alte percentuali di endemismo per le specie di flora e fauna, che superano il 50% nei gruppi degli anfibi, dei rettili, dei pesci d'acqua continentali e delle piante. Le specie endemiche sono concentrate nel centro e nel sud del Paese, un'area classificata come *hotspot* di biodiversità. Ciò riflette l'alto livello di endemismo, ma anche il fatto che la biodiversità è a forte rischio, a causa delle attività antropiche. Nel caso cile-

no, tra le principali minacce spiccano la perdita e la frammentazione dell'habitat, a causa dei cambiamenti nell'uso del suolo, per i processi di espansione urbana e, soprattutto, per le attività produttive, fortemente orientate all'estrattivismo: pian-tagioni forestali, agricoltura e pesca intensive, attività minerarie. Altre minacce sono legate all'inquinamento, alla

*For nearly three decades, a series of ecological planning experiences have been developed in Chile, which were initially aimed at environmental sustainability, and then focused on the conservation of biodiversity and the protection of ecological processes in order to ensure the provision of ecosystem services. Although ecological planning has an indicative character, and*

*therefore a limited capacity to affect land transformations, the Chilean experience is interesting for the rich methodological reflection that has been conducted. This article aims to retrace and analyze the evolution of ecological planning, with a focus on the methodological aspect. In the conclusions, some critical points that remain open are highlighted.*

presenza di specie invasive e agli effetti del cambiamento climatico, che si prevede abbiamo un impatto considerevole per il Cile (MMA, 2017; MMA, 2020; Universidad de Chile, 2022). Per salvaguardare la biodiversità, sono state sviluppate una serie di misure, come la creazione di aree protette, la redazione di piani di recupero delle specie, misure di conservazione ex-situ. Sebbene negli ultimi anni il Cile abbia aumentato la superficie delle aree protette, terrestri e marine, gli obiettivi di protezione della biodiversità non sono ancora stati incorporati negli strumenti di pianificazione territoriale (CEPAL & OCDE, 2016). In effetti, in tali strumenti, le considerazioni ambientali sono piuttosto limitate e principalmente associate alla dimensione del rischio. Inoltre, la struttura amministrativa cilena, caratterizzata da un forte centralismo, determina che le politiche siano disegnate e implementate principalmente dai ministeri, con una visione settoriale. Questo produce evidenti limiti a una gestione territoriale integrata, ulteriormente limitata dalle risorse

a disposizione degli enti locali, spesso piuttosto contenute (Precht et al., 2016). Da diversi anni si discute della necessità di riformare il sistema di pianificazione (MINVU, 2014) e della possibilità di dare maggiore rilevanza e forza alla pianificazione territoriale, attraverso il *Plan Regional de Ordenamiento Territorial* (PROT). Tuttavia, questo è ancora in fase di approvazione legislativa (Marquez & Veloso, 2020; Orellana et al., 2020). Uno dei principali sforzi per includere considerazioni ecologiche nella pianificazione territoriale è stato realizzato dal Ministero dell'Ambiente (MMA, *Ministerio del Medio Ambiente*), che dal 2016 ha promosso varie esperienze di pianificazione ecologica. Queste si sono basate su di un progetto precedente, condotto tra la fine degli anni novanta e i primi anni duemila. Queste esperienze hanno fatto analisi ambientali spazialmente esplicite e hanno redatto proposte per conservare, recuperare e connettere aree di valore ecologico, sia per la loro biodiversità, sia per la loro capacità di fornire servizi ecosistemici. Soprattutto, hanno generato una riflessione sui processi metodologici adottati, al fine di analizzare le dinamiche ecologiche in modo robusto e consistente, per poter avere solidi basi sulle quali formulare le proposte. L'obiettivo del presente articolo è condurre un'analisi criti-

ca dell'evoluzione della pianificazione ecologica in Cile, con un'attenzione particolare all'aspetto metodologico.

### **Cosa si intende per pianificazione ecologica**

Negli ultimi decenni, è aumentata in modo significativo la preoccupazione per la protezione dell'ambiente e per le conseguenze negative derivanti dall'eccessivo sfruttamento delle risorse naturali, dalla perdita di habitat e dal cambiamento climatico. Nel campo della pianificazione, questa preoccupazione si è espressa nella necessità di considerare e preservare le funzioni ecologiche del territorio, attraverso strumenti e metodologie adeguate.

Secondo Botequilha Leitao e Ahern (2002), un passo importante in questo senso è stata l'incorporazione alla pianificazione territoriale dei concetti elaborati dall'ecologia del paesaggio. Questo ha permesso, tra l'altro, di creare un linguaggio comune tra ecologi e pianificatori, di considerare le attività umane come parte di sistemi ecologici e di incorporare il paesaggio come unità di analisi. Di grande importanza è stato il modello di *patch*, *corridors* e *matrix* (Dramstad, et al., 1996; Forman, 1995), che ha fornito un modello semplice per la lettura spaziale delle dinamiche ambientali, oltre a costituire la base concettuale per lo sviluppo di reti ecologiche e infrastrutture verdi; un concetto, quest'ultimo, che ha avuto grande diffusione negli ultimi anni (Benedict & McMahon, 2006; Wang & Banzhaf, 2018; Seiwet & Rößler, 2020).

Dall'integrazione tra i campi dell'ecologia del paesaggio e della pianificazione territoriale sono emersi e si sono influenzati a vicenda diversi approcci e quadri teorico-metodologici: la pianificazione del paesaggio, la valutazione dell'impatto ambientale, la gestione degli ecosistemi, la pianificazione rurale basata sui sistemi ambientali e la pianificazione ecologica del paesaggio (Botequilha Leitao & Ahern, 2002).

Nel mondo anglosassone si è sviluppato il concetto di pianificazione ecologica. Lo scozzese Ian McHarg è stato uno dei primi a utilizzare il termine (Rothfeder, 2017) e a fornirne una descrizione dettagliata nel suo libro "Design with Nature", pubblicato nel 1969. Secondo McHarg (1969) e altri autori (Forman, 1995; Ndubisi, 2002; Korkut et al., 2020), la pianificazione ecologica è un processo che cerca di definire gli usi più appropriati del territorio con l'obiettivo di proteggere l'ambiente, prevenire e minimizzare i problemi ambientali. Per farlo, utilizza informazioni scientifiche e tecniche per il processo decisionale (Steiner & Brooks 1981; Steiner et al., 1988; Ndubisi, 2014).

In Europa è stato adottato il concetto di pianificazione del paesaggio, influenzato dall'approccio tedesco del "Landschaft Planung" (Botequilha Leitao & Ahern, 2002). Questo è stato introdotto a livello normativo nella Legge federale tedesca sulla conservazione della natura del 1976. È uno strumento di pianificazione rivolto alla conservazione della natura e gestione del paesaggio, con particolare attenzione al-

la biodiversità, alle risorse naturali e alla qualità estetiche del paesaggio. La redazione dei piani è obbligatoria alla scala regionale e possibile a quella locale. I piani definiscono obiettivi, requisiti e misure per i diversi enti responsabili della conservazione della natura e della pianificazione territoriale.

In America Latina sono state sviluppate diverse iniziative per incorporare le variabili ecologiche nella pianificazione territoriale. Tra queste, la FAO ha introdotto la zonizzazione agro-ecologica e la zonizzazione ecologico-economica per affrontare la pressione sulle risorse naturali e la cattiva gestione del territorio (FAO, 1997). La zonizzazione agro-ecologica è stata sviluppata in Bolivia, con l'obiettivo di orientare gli usi più appropriati per ogni area in base alla sua idoneità, determinata principalmente dall'analisi delle variabili biofisiche del territorio (Nina-Huanca, 2013). La zonizzazione ecologico-economica è uno sviluppo della zonizzazione agro-ecologica che considera anche le informazioni socio-economiche, oltre a quelle biofisiche (FAO, 1997). È stata promossa in Brasile all'inizio degli anni Novanta e regolamentata nel 2002 dal Decreto 4297, dandone la responsabilità al Ministero dell'Ambiente. Un altro paese che ha adottato la zonizzazione ecologica ed economica è stato il Perù, attraverso la legge organica per l'uso sostenibile delle risorse naturali a sostegno della pianificazione territoriale, del 1997.

Un altro esempio interessante è la Colombia, dove, alla fine degli anni Novanta, è stato intro-

dotto il concetto di Struttura Ecologica Principale, proposto dall'olandese Thomas van der Hammen (Garzón & Londoño, 2018). Questo è stato incorporato nel *Plan de Ordenamiento Territorial* (POT) di Bogotá nel 2000, mentre a livello nazionale è stato introdotto legalmente nel Decreto 3.600 del 2007, del *Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial*. Secondo la definizione di questo decreto, la Struttura Ecologica Principale è composta dalle aree che sostengono i processi ecologici essenziali per mantenere la biodiversità e per fornire servizi ecosistemici (IDEAM, 2011).

In Cile, la pianificazione ecologica è stata sviluppata a partire dal progetto "*Bases para el Ordenamiento Territorial Ambientalmente Sustentable de la región Metropolitana de Santiago*" (di seguito OTAS). Questo progetto ha costituito la base su cui sono stati elaborati gli esercizi successivi.

### **Prime esperienze in Cile: il progetto OTAS e le strategie per la biodiversità**

Il progetto OTAS è iniziato nel 1996 ed è stato sviluppato dal Governo Regionale Metropolitano di Santiago, con la stretta collaborazione dell'*Universidad de Chile* e grazie alla cooperazione internazionale dell'agenzia tedesca GTZ (*Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit*). Il progetto OTAS è stato promosso per rafforzare le competenze dei governi regionali nella pianificazione territoriale, con particolare attenzione alla sostenibilità ambientale. Durante la

prima fase del progetto OTAS, è stata sviluppata la pianificazione ecologica per la Regione Metropolitana di Santiago. Sebbene questa è stata fortemente influenzata dallo strumento tedesco della pianificazione del paesaggio, è stato preferito il termine "pianificazione ecologica". Questa è stata definita come uno strumento di pianificazione ambientale, di carattere indicativo, il cui scopo è proteggere, riparare e sviluppare le funzioni ecologiche e ambientali del territorio (GORE RMS et al., 2002).

Grazie allo stesso progetto di cooperazione, i soggetti coinvolti nell'elaborazione del piano per la Regione Metropolitana di Santiago (RMS) hanno redatto una guida metodologica per orientare la pianificazione ecologica alla scala regionale, che si basava sull'esperienza maturata per la RMS. Il documento prevedeva quattro fasi principali: l'inventario, la valutazione ambientale del territorio, il concetto guida e i requisiti ambientali per l'uso del territorio. Per la seconda fase, di valutazione ambientale, la metodologia si basava sull'analisi del rischio ecologico, definita come un metodo qualitativo, basato su giudizi di valore raggiunti attraverso la plausibilità degli argomenti. Per questo, si proponeva di realizzare una valutazione spaziale sia della rilevanza ecologica, sia degli impatti potenziali derivati dalle attività antropiche. Dall'incrocio di questi dati, ottenuti per cinque componenti ambientali, si otteneva il rischio ecologico. Le componenti che si proponeva considerare erano: : 1) aria e clima; 2) acqua, sotterranea e

superficiale; 3) suolo; 4) vegetazione e fauna; 5) paesaggio scenico (GORE RMS et al., 2002).

Sulla base dei risultati della valutazione ambientale, veniva elaborata la proposta. Il rischio ecologico, valutato per i 5 componenti, guidava la redazione degli Obiettivi Ambientali Zonificati (OAZ), i quali erano suddivisi in tre macro gruppi: "obiettivi di protezione (preservazione, conservazione), che cercano di mantenere o garantire una certa qualità o funzione ambientale; obiettivi di riparazione (ripristino, riabilitazione, sanificazione, recupero), che cercano di migliorare una certa qualità o funzione ambientale deteriorata; obiettivi di sviluppo (gestione), che cercano di aumentare una certa qualità o funzione ambientale, la quale, senza essere particolarmente deteriorata, si ritiene necessario promuovere" (GORE RMS et al., 2002, p. 59). La redazione della proposta si completava con il suggerimento delle aree che si proponeva proteggere con misure legali (che quindi si sommarono a quelle già esistenti); e la definizione di misure ambientali all'uso del territorio, che avrebbero dovuto guidare i differenti organi amministrativi dello Stato nei loro rispettivi progetti, piani e politiche (GORE RMS et al., 2002).

Parallelamente allo sviluppo del progetto OTAS, il Cile ha vissuto una serie di modifiche e progressi in materia ambientale. Nel 1994 è stata promulgata la Legge 19.300 sulle Basi Generali dell'Ambiente, che negli anni successivi è stata riformulata per dare il via alla creazione del Ministero dell'Ambiente, della Soprinten-

denza all'Ambiente, del Servizio di Valutazione Ambientale e del Servizio per la Biodiversità e le Aree Protette, quest'ultimo approvato di recente (agosto del 2023) con la Legge 21.600. Quest'ultima legge ha individuato diversi strumenti per la conservazione della biodiversità, tra cui la pianificazione ecologica, preposta a definire le priorità e le misure di conservazione. Una menzione, inoltre, va fatta alla legge 21.455 sul cambiamento climatico, del 2022, la quale stabilisce vari strumenti di gestione alla scala nazionale, regionale e comunale, oltre che a livello settoriale, finalizzati alla definizione di misure concrete di mitigazione e adattamento. Una di queste, su cui la legge insiste, è la necessità di preservare e restaurare gli ecosistemi. Tuttavia, gli obiettivi ambiziosi definiti dalla legge e dalla Strategia Climatica di Lungo Periodo, approvata nel 2021 (Gobierno de Chile, 2021), non sono stati accompagnati dallo stanziamento di fondi adeguati.

Nel 1994 il Cile ha anche ratificato la Convenzione sulla Diversità Biologica. L'obiettivo principale della Convenzione è la conservazione della diversità biologica, l'uso sostenibile dei suoi componenti e la condivisione giusta ed equa dei benefici derivanti dall'utilizzo delle risorse genetiche. Dopo tale ratifica, il Cile si è impegnato ad attuare azioni per la conservazione e l'uso sostenibile della biodiversità, approvando nel 2003 una Strategia Nazionale per la Biodiversità (aggiornata nel 2017) ed elaborando le strategie regionali. In tal modo, sono stati identificati i si-

ti prioritari per la conservazione della biodiversità (MMA & PNUD, 2017).

### **Le esperienze di pianificazione ecologica promosse dal Ministero dell'Ambiente**

Le strategie regionali e nazionali per la biodiversità hanno identificato più di 300 siti prioritari. Tuttavia, questi non sono stati concepiti come una rete integrata, in quanto formano isole o arcipelaghi che non facilitano il flusso e lo scambio di geni, materia, energia e specie. Inoltre, si è segnalata la necessità di accordare criteri condivisi per definire le aree di valore ecologico con maggior rigore (Universidad de Concepción, 2016).

Per tali fini, nel 2016, il Ministero dell'Ambiente ha commissionato una metodologia per l'identificazione e la proposta di l'infrastruttura ecologica a scala regionale, al fine di integrare in un sistema le aree di conservazione, ripristino e connettività. L'infrastruttura ecologica è stata definita come "una rete interconnessa di aree che, nel loro insieme, contribuiscono a mantenere la biodiversità, a proteggere le funzioni e i processi ecologici per garantire la fornitura di servizi ecosistemici essenziali per il benessere della società" (Universidad de Concepción, 2016, p. 6). Tale definizione fa riferimento a quella di infrastruttura verde, utilizzata ampiamente a livello internazionale (Benedict & McMahon, 2006; Wang & Banzhaf, 2018; Seiwet & Rößler, 2020). Per definire la metodologia, è stata condotta una revisione della letteratura e sono stati organizzati workshop con esperti, nei quali sono sta-

ti concordati 3 criteri (rappresentatività, insostituibilità e vulnerabilità), al fine di individuare le aree di valore ecologico prioritarie per la conservazione, nonché quelle prioritarie per il recupero. Inoltre, è stato aggiunto un quarto criterio (complementarità) per definire le aree di connessione. Per ogni criterio sono stati identificati uno o più indicatori, associati a metriche. Tra gli indicatori, è stata inclusa la fornitura di servizi ecosistemici (Universidad de Concepción, 2016).

L'equipe incaricata di redigere la metodologia, contestualmente ha anche realizzato un test applicativo alla regione del Biobío, effettuando la valutazione ambientale della biodiversità e definendo una proposta per la infrastruttura verde (Universidad de Concepción, 2016). Successivamente, il Ministero dell'Ambiente ha commissionato lo sviluppo dei seguenti piani alla scala regionale:

- Regione Metropolitana di Santiago, redatto dalla *Pontifica Universidad Católica de Valparaíso* (2017);
- Regione del Libertador Bernardo O'Higgins, redatto da *Chile Ambiente Corporación* (2018);
- Regione di Valparaíso, redatto dalla *Pontifica Universidad Católica de Valparaíso* (2018);
- Regione del Maule, redatto dalla *Universidad de Concepción* (2018);
- Regione dell'Araucanía, redatto da Edáfica (2018).

Queste esperienze sono state elaborate utiliz-

zando come base la metodologia del progetto OTAS, però incorporando alcune innovazioni concettuali e metodologiche derivate dalla proposta per la definizione dell'infrastruttura ecologica. Una delle principali differenze tra il progetto OTAS e le esperienze di pianificazione più recenti è stata la riformulazione dell'obiettivo principale, che è passato dalla sostenibilità ambientale (considerando gli elementi: aria-clima, acqua, suolo, vegetazione-fauna e paesaggio), alla conservazione e recupero della biodiversità, considerando i servizi ecosistemici. Un'altra differenza è stata l'incorporazione dell'infrastruttura ecologica, che così veniva a integrare gli Obiettivi Ambientali Zonificati (OAZ) e le misure ambientali agli usi del territorio nell'elaborazione della proposta.

Una revisione dei piani permette di rilevare varie divergenze (Fig. 1). Si può apprezzare una certa diversità nell'uso di criteri e indicatori per la valutazione ambientale, al fine di identificare le aree di maggior valore ecologico; e una più marcata eterogeneità nella selezione e misurazione dei servizi ecosistemici. Inoltre, si notano differenze nel modo in cui i risultati della valutazione ambientale sulla biodiversità e sui servizi ecosistemici vengono ponderati e utilizzati per definire la proposta, in relazione alla definizione degli OAZ, alle misure ambientali e alla infrastruttura ecologica. Infine, la maggior parte dei piani ha incorporato le conoscenze degli esperti attraverso workshop, al fine di integrare la valutazione am-



		biodiversità						servizi ecosistemici								workshop partecipativi	
		condizioni pristine	insostituibilità o singolarità	rappresentatività	integrità	vulnerabilità	complementarietà	altro	provisione acqua	provisione legno	provisione alimenti	regolazione erosione	regolazione acqua	regolazione aria	culturale		
Biobío	2016		X	X		X	X		non considerati								SI
Santiago	2017	X	X	X	X				X			X	X	X	X	NO	
Valparaíso	2018	X	X	X	X				X			X	X	X	X	SI	
O'Higgins	2018	X	X	X	X			X	valutazione d'insieme								SI
Maule	2018		X	X		X	X		valutazione d'insieme								SI
Araucanía	2018	X	X	X	X				X	X	X		X	X	X	SI	

**Tabella comparativa delle esperienze di pianificazione ecologica a scala regionale realizzate tra il 2016 e il 2018, rispetto a: 1) i criteri utilizzati per valutare la biodiversità; 2) la valutazione dei servizi ecosistemici; 3) l'uso di metodologie partecipative**

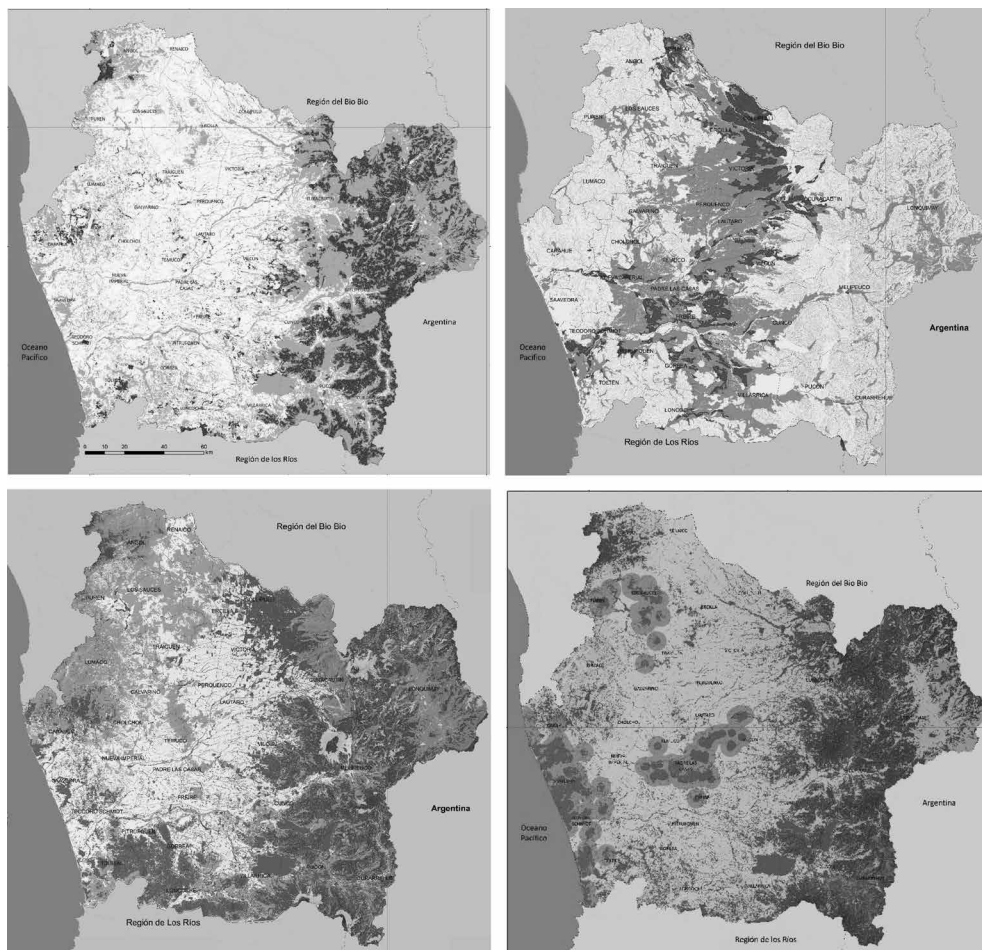
Fig.1

bientale tecnica e lo sviluppo delle proposte, ma le modalità utilizzate sono state varie.

**La pianificazione ecologica alla scala locale e la nuova guida metodologica**

Nel 2019, il Ministero dell'Ambiente ha commissionato ad un'equipe dell'*Universidad de Chile* un piano a scala locale, nell'area del progetto GEF *Corredores Biológicos de Montaña*, corrispondente alla Regione Metropolitana di Santiago e parte della regione di Valparaíso. Questo piano è stato finanziato attraverso il *Global Environment Facility* (GEF) dell'ONU (Universidad de Chile, 2020a). La differenza con le proposte a scala regionale è stata il livello di definizione, dove le prime hanno lavorato a una scala di 1:100.000, mentre la seconda ha lavorato a una scala di 1:25.000.

Da un lato, il dover essere condotto alla scala locale ha portato ad una riflessione sulla metodologia, che si è tradotta in varie innovazioni. Ad esempio, si sono riconsiderati i metodi di valutazione ambientale basati sull'analisi tecnico-scientifica, al fine di avere risultati più solidi per il maggior grado di dettaglio richiesto. A partire da varie basi di dati disponibili, si è realizzato un modellamento spaziale realizzato con GIS, considerando tre indicatori: rimanenza di ecosistemi; ricchezza di specie autoctone; specie a rischio di estinzione. Dall'altro lato, l'essere parte del progetto GEF ha permesso alla pianificazione locale di contare con una buona disponibilità di risorse, non solo finanziarie. Ad esempio, le relazioni che si erano stabilite con gli enti locali nell'ambito del progetto hanno facilitato la realizzazione di workshop partecipativi con di-



**Valutazione ambientale realizzata per la regione dell'Araucanía, rispetto a: integrità della biodiversità (alto a sinistra); servizio ecosistemico di provvisione di alimenti (alto a destra); servizio ecosistemico di regolazione climatica (in basso a sinistra); servizi ecosistemici culturali (in basso a destra)**

Fonte: Edafica, 2018, rielaborato dall'autore.

Fig. 2

pendenti municipali, per integrare la valutazione ambientale tecnico-scientifica con il sapere locale esperto (Universidad de Chile, 2020a). La parte propositiva del piano ha compreso la definizione della infrastruttura ecologica, delle aree prioritarie per la protezione e riparazione, e di un set di misure ambientali applicabili alle distinte aree territoriali (fig 3). Tutte que-

ste proposte, come quelle delle altre esperienze alla scala regionale, avevano un carattere indicativo. Pertanto, sono state elaborate pensando come una serie di materiali che potessero costituire un utile supporto per l'operato degli enti locali, oltre che per l'azione del Ministero dell'Ambiente, il quale, in quanto committente, è ovviamente interessato a promuovere iniziati-

ve che consolidino la visione proposta dal piano. In particolare, i municipi cileni spesso non hanno le risorse sufficienti per condurre studi ambientali. Per cui, sono stati resi disponibili tutti i materiali redatti per la pianificazione ecologica, comprese le mappe in formato vettoriale, accessibili da un portale dedicato (<https://gefmontana.mma.gob.cl/gobernanza-y-gestion-ambiental-local/planificacion-ecologica/>). Questi materiali possono essere una solida base su cui redigere valutazioni ambientali, orientare le decisioni legate ai piani regolatori, o definire aree di protezione, come per esempio le riserve naturali municipali.

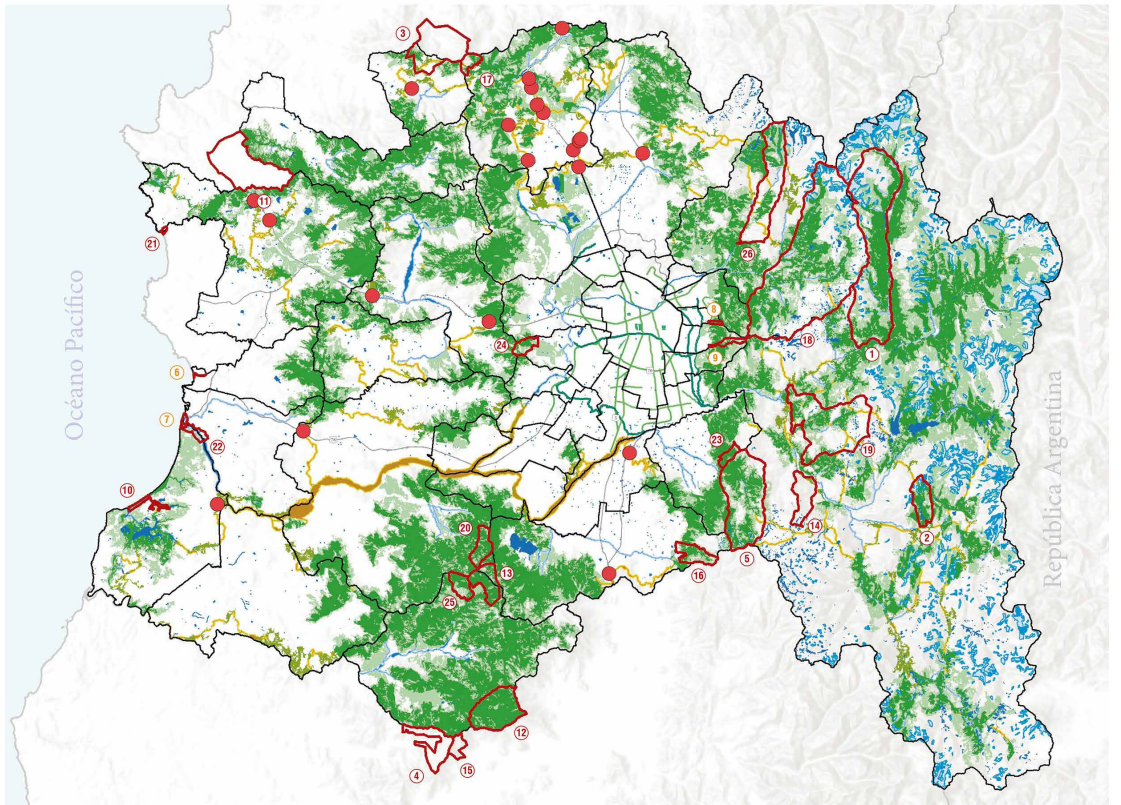
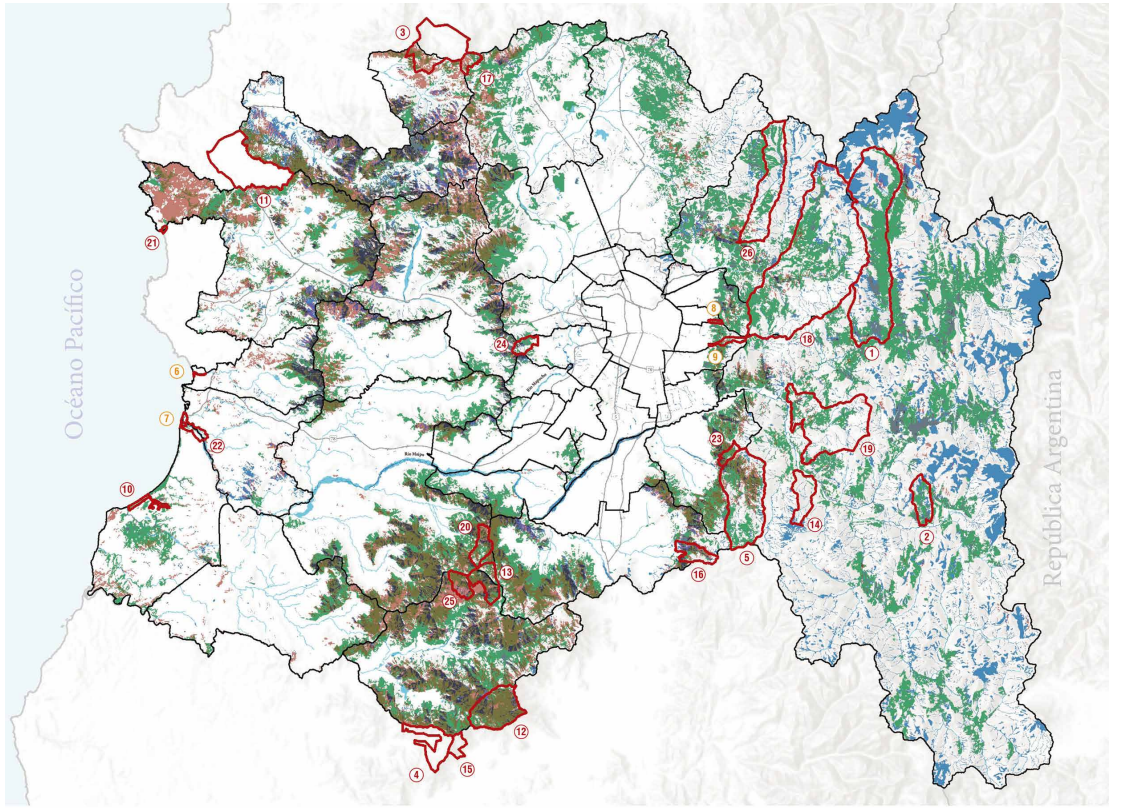
Le innovazioni metodologiche introdotte con questa esperienza di pianificazione ecologica sono state giudicate positivamente da parte del Ministero dell'Ambiente. In considerazione di ciò, e anche avendo presente l'eterogeneità dei risultati ottenuti dai piani realizzate alla scala regionale, nel 2020 il Ministero ha incaricato la redazione di una nuova guida metodologica alla stessa équipe responsabile della pianificazione nell'area del progetto GEF, la quale ha lavorato in stretto dialogo con una controparte ministeriale (Universidad de Chile, 2020b).

L'obiettivo della guida metodologica ministeriale è stato quello di facilitare i processi di pianificazione ecologica nel paese, a scala regionale e locale, contribuendo a una maggiore standardizzazione dei concetti, metodi e risultati. Rispetto al progetto OTAS, che in tutti questi anni è comunque rimasto il riferimento principale per

la metodologia di analisi del rischio ecologico, la nuova guida ha introdotto varie innovazioni. Innanzitutto, in linea con le esperienze più recenti, la pianificazione ecologica è stata orientata alla conservazione e recupero della biodiversità e dei benefici ad essa associati. Si è inoltre stabilita la necessità, in una tappa iniziale, di definire esplicitamente gli obiettivi, coinvolgendo le parti interessate, al fine di guidare le esperienze di pianificazione. Per la valutazione ecologica, si è riconosciuto che gli indicatori per valutare la biodiversità possono essere distinti in indicatori a filtro grosso, che misurano gli insiemi a scala di paesaggio, e indicatori a filtro fine, che considerano diversità di specie e di geni (FOS, 2009). Considerando che i primi sono adatti solo alla scala regionale (1:100.000), la guida suggerisce l'uso di tre indicatori di filtro fine, i quali possono essere calcolati utilizzando fonti di informazione disponibili per l'intero paese, sia alla scala regionale che a quella locale.

Per la valutazione dei servizi ecosistemici, la guida ministeriale non indicava quali considerare in modo predefinito. Piuttosto, suggeriva di stabilire nella fase iniziale, quella di definizione degli obiettivi, quali servizi ecosistemici si sarebbero dovuti considerare. Per la misurazione, si suggeriva come base la metodologia proposta da Burkhard et al. (2014), adattata per il Cile dal Ministero dell'Ambiente (MMA, 2018). È necessario notare, però, che l'adattamento per il Cile è stato realizzato per l'intero territorio del paese ad una scala determinata (quella dei bacini idro-





## Aree prioritarie per la protezione (in alto) e infrastruttura ecologica (in basso) proposte per l'area del progetto GEF

Fonte: Universidad de Chile, 2020a

Fig. 3

scusse esplicitamente le possibili contraddizioni tra la conservazione della biodiversità e quella dei servizi ecosistemici, il che porta ad un secondo punto.

Nelle mappe prodotte da alcune esperienze alla scala regionale (Fig. 2), è evidente che alcuni servizi ecosistemici di fornitura si contrappongono alla biodiversità, poiché coinvolgono attività antropiche come le coltivazioni o le piantagioni forestali. Qualcosa di simile, anche se in misura minore, si potrebbe dire dei servizi ecosistemici culturali. Questo, ovviamente, ha a che fare con la critica sollevata più volte ai servizi ecosistemici, ovvero che questi sono espressione di una visione antropocentrica (Schröter et al., 2014). Riconoscendo che i servizi ecosistemici possono essere utili a evidenziare le strette connessioni tra ecosistemi e società, appare però necessaria una riflessione più profonda sulla relazione tra questi e la biodiversità. Le possibili contraddizioni tra la provvisione di vari servizi ecosistemici e la conservazione della biodiversità tende infatti ad essere cancellata quando i valori di ognuno di questi si sommano acriticamente per arrivare ad una generica mappa del valore ecologico.

Un terzo punto, che si può cogliere dagli esercizi condotti in Cile, è la difficoltà che ancora presenta la misurazione dei servizi ecosistemici. Queste difficoltà sono state sottolineate anche dalla letteratura internazionale (Costanza et al., 2017), nonostante i progressi fatti per arrivare a sistemi di classificazione condivisi (MEA, 2005;

TEEB, 2011; Haines-Young & Potschin, 2018), o per definire metodi di misurazione affidabili (Burkhard & Maes, 2017). Concretamente, la misurazione dei servizi ecosistemici è un'operazione che necessita di molte risorse, se si vogliono raggiungere risultati accurati. Per cui, ci si può trovare di fronte alla scelta se valutare tanti servizi ecosistemici, ma in modo più superficiale, oppure se avere misurazioni più precise, però solo di alcuni servizi, con la conseguente invisibilizzazione degli altri.

Un quarto punto riguarda il riconoscimento che la valutazione tecnico-scientifica può avere delle distorsioni, derivate dalle scelte metodologiche o dalle lacune nei dati. Per questo, in molti esercizi di pianificazione ecologica condotti in Cile, si è sentita la necessità di incorporare le conoscenze degli esperti, in particolare per la valutazione della biodiversità. Tuttavia, questo è stato fatto con metodologie diverse, che meriterebbero uno sforzo di critica e sistematizzazione. Questo è un aspetto che anche a livello internazionale è incipiente, e sta sollevando un interesse crescente.

Infine, concludiamo con una considerazione sulla dimensione politico-amministrativa. Il fatto che l'eredità del progetto OTAS, iniziato quasi trent'anni fa, sia stata raccolta e sviluppata dal Ministero dell'Ambiente, a partire dal 2016, dimostra che la pianificazione ecologica rappresenta una visione settoriale, spesso non in linea con gli obiettivi promossi dagli altri ministeri e dalle altre politiche di settore. Inoltre, il

carattere indicativo dei piani evidenzia una capacità ancora scarsa di influenzare la pianificazione territoriale vincolante e, più in generale, le trasformazioni del territorio. Ciò nonostante, le considerazioni ecologiche sono sempre più presenti nell'agenda pubblica, come dimostrano le recenti approvazioni della Legge 21.455 sul Cambiamento Climatico, che ha riconosciuto l'importanza di preservare gli ecosistemi, e della Legge 21.600, che ha creato il Servizio per la Biodiversità e le Aree Protette. Attraverso quest'ultima, la pianificazione ecologica è stata rafforzata come uno degli strumenti di gestione formale di questo nuovo servizio. Inoltre, per la prima volta, sono stati riconosciuti legalmente i corridoi biologici e le zone cuscinetto, elementi fondamentali dell'infrastruttura ecologica. Questo apre nuove prospettive, ma allo stesso tempo evidenzia sfide per il futuro, come, per esempio, l'individuazione dei fondi necessari e l'incorporazione dei temi ambientali alle discussioni che si stanno realizzando ormai da alcuni anni sulle necessarie riforme agli strumenti di pianificazione territoriale (Marquez & Veloso, 2020; Orellana et al., 2020).

## Bibliografia

- Benedict M., McMahon E. 2006, *Green Infrastructure. Linking Landscapes and Communities*, Island Press, Washington.
- Botequilha Leitão A., Ahern J. 2002, *Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning*, *Landscape and Urban Planning*, vol. 59, n. 2, pp. 65-93. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00005-1](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00005-1)
- Brown G. 2012, *Public Participation GIS (PPGIS) for regional and environmental planning: Reflections on a decade of empirical research*, *Journal of the Urban & Regional Information Systems Association*, vol. 24, n. 2, pp. 7-18.
- Brown G., Hausner V. H., Grodzińska-Jurczak M., Pietrzyk-Kaszyńska A., Olszańska A., Peek B., Lægread E. 2015, *Cross-cultural values and management preferences in protected areas of Norway and Poland*, *Journal for Nature Conservation*, n. 28, pp. 89-104. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2015.09.006>
- Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Müller F. 2014, *Ecosystem service potentials, flows and demands—concepts for spatial localisation, indication and quantification*, *Landscape Online*, n. 34, pp. 1-32. <https://doi.org/10.3097/LO.201434>
- Burkhard B., Maes L. 2017, *Mapping Ecosystem Services*, Pensoft Publishers, Sofia.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe), OCDE (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos) 2016, *Evaluaciones del desempeño ambiental: Chile 2016*, Santiago de Chile. <https://www.cepal.org/es/publicaciones/40308-evaluaciones-desempeno-ambiental-chile-2016>
- Chile Ambiente Corporación, 2018, *Planificación Ecológica. VI Región del Libertador General Bernardo O'Higgins*, Ministerio de Medio Ambiente, Santiago de Chile.

- Costanza R., de Groot R., Braat L., Kubiszewski I., Fioramonti L., Sutton P., Farber S., Grasso M. 2017, *Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?*, *Ecosystem Services*, n. 28, pp. 1-16, <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>
- Cox C., Morse W., Anderson C., Marzen L. 2014, *Applying public participation geographic information systems to wildlife management*, *Human Dimensions of Wildlife*, vol. 19, n. 2, pp. 200-214. <https://doi.org/10.1080/10871209.2014.871663>
- Cowling R., Pressey R., Rouget M., Lombard A. 2003, *A conservation plan for a global biodiversity hotspot - the Cape Floristic Region, South Africa*, *Biological Conservation*, vol. 112, n. 1-2, pp. 191-216. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00425-1](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00425-1)
- Dramstad E., Olson J., Forman, R. 1996, *Landscape ecology principles in landscape architecture and land-use planning*, Island Press, Washington.
- Edáfica, 2018, *Planificación ecológica de la infraestructura ecológica de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y programa regional de prioridades de restauración ecológica en el contexto de los incendios de la temporada 2016-2017: aplicación en la región de la Araucanía*, Ministerio de Medio Ambiente, Santiago de Chile.
- FAO, 1997, *Zonificación agro-ecológica*. <https://www.fao.org/3/W2962S/W2962S00.htm>
- Forman R. T. 1995, *Some general principles of landscape and regional ecology*, *Landscape ecology*, vol. 10, n. 3, pp. 133-142. <https://doi.org/10.1007/bf00133027>
- Garzón A., Lodoño J. 2018, *La Estructura Ecológica Principal como Eje Articulador del Ordenamiento Territorial de los Municipios del Departamento del Quindío: Un Aporte Teórico*, tesis de maestría, Universidad de Manizales, Colombia. <https://ridum.umanizales.edu.co/xmlui/handle/20.500.12746/4089>
- Gobierno de Chile, 2021, *Estrategia climática de largo plazo de Chile*. <https://cambioclimatico.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2021/11/ECLP-LIVIANO.pdf>
- GORE RMS (Gobierno Regional de la Región Metropolitana de Santiago), Universidad de Chile, Agencia de Cooperación Técnica Alemana GTZ, 2002, *Guía Metodológica Planificación Ecológica del Territorio*. Gobierno Regional de la Región Metropolitana de Santiago, Chile.
- Haines-Young, R., Potschin, M. 2018, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1. Guidance on the Application of the Revised Structure*. <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>
- IDEAM (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales), 2011, *Aportes del IDEAM para la definición y aplicación de la Estructura Ecológica Nacional*. <http://observatorio.epacartage-na.gov.co/wp-content/uploads/2016/06/estructura-ecologica-principal-ideam.pdf>
- Korkut A., Kiper T., Üstün Topal U. 2020, Sustainable urban target ecological planning and approaches, in S. Şatır (ed.), *Academic Studies in Architecture, Planning and Design - II*, Gece Kitaplığı, pp. 1-22.
- Marquez M., Veloso E. 2020, *El ordenamiento territorial en Chile: Estado del Arte*, *Revista Estado, Gobierno y Gestión Pública*, n. 35, pp. 139-179. <https://revistaeggp.uchile.cl/index.php/REGP/article/view/61424>
- McHarg I. 1969, *Design with Nature*, American Museum of Natural History, New York.
- MEA (Millenium Ecosystem Assesment), 2005, *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*, World, Washington.
- MINVU (Ministerio de Vivienda y Urbanismo) 2014, *Política Nacional de Desarrollo Urbano*. <https://cndu.gob.cl/wp-content/uploads/2014/10/L4-Politica-Nacional-Urbana.pdf>



- MMA (Ministerio del Medio Ambiente), PNUD (Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo), 2017, *Estrategia Nacional de Biodiversidad 2017-2030*. [https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/03/Estrategia\\_Nac\\_Biodiv\\_2017\\_30.pdf](https://mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/03/Estrategia_Nac_Biodiv_2017_30.pdf)
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente) 2018, *Identificación de ecosistemas continentales y los servicios ecosistémicos que estos proveen*. Informe final. <https://doi.org/10.13140/rg.2.2.21142.65609>
- MMA (Ministerio del Medio Ambiente) 2020, *Informe del Estado del Medio Ambiente 2020*. <https://sinia.mma.gob.cl/estado-del-medio-ambiente/informe-del-estado-del-medio-ambiente-2020/>
- Ndubisi F. 2002, *Ecological Planning: A Historical and Comparative Synthesis*, Johns Hopkins University Press, Baltimore.
- Ndubisi F. 2014, *The ecological design and planning reader*, Island Press, Washington.
- Nina-Huanca R. 2013, *Zonificación agroecológica de la sub central Coromata del Municipio de Acha-cachi (Provincia Omasuyos del Departamento de La Paz)*, tesis de pregrado, Universidad Mayor de San Andrés, Bolivia. <https://repositorio.umsa.bo/handle/123456789/4101>
- Orellana A., Arenas F., Moreno D. 2020, *Ordenamiento territorial en Chile: nuevo escenario para la gobernanza regional*, Revista de Geografía Norte Grande, n. 77, pp. 31-49. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022020000300031>
- Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, 2017, *Planificación ecológica y propuesta de infraestructura ecológica, incluyendo objetivos ambientales zonificados para protección, restauración y uso sustentable de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos*, Ministerio de Medio Ambiente, Santiago de Chile.
- Pontificia Universidad Católica de Valparaíso, 2017, *Planificación ecológica de la infraestructura ecológica, de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y programa regional de prioridades de restauración ecológica en el contexto de los incendios de la temporada 2016-2017: aplicación en región de Valparaíso*. Ministerio de Medio Ambiente, Santiago de Chile.
- Precht A., Reyes S., Salamanca C. 2016, *El Ordenamiento Territorial en Chile*, Ediciones UC, Santiago de Chile.
- Rothfeder R. B. 2017, *Ecological planning: theory, practice, and process for an emerging field*, phd thesis, The University of Utah. [https://collections.lib.utah.edu/dl\\_files/da/48/da484aa183cc7e42173c7cb1942868603f2b6a57.pdf](https://collections.lib.utah.edu/dl_files/da/48/da484aa183cc7e42173c7cb1942868603f2b6a57.pdf)
- Schröter M., van der Zanden E., van Oudenhoven A., Remme R., Serna-Chavez H., de Groot R., Opdam P. 2014, *Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments*, Conservation Letters, vol. 7, n. 6, pp. 514-523
- Seiwert A., Rößler S. 2020, *Understanding the term green infrastructure: origins, rationales, semantic content and purposes as well as its relevance for application in spatial planning*, Land Use Policy, n. 97, pp. 104785. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104785>
- Steiner F., Brooks K. 1981, *Ecological planning: a review*, Environmental Management, vol. 5, n. 6, pp. 495-505. <https://doi.org/10.1007/BF01866722>
- Steiner F., Young G., Zube E. 1988, *Ecological planning: retrospect and prospect*, Landscape Journal, vol. 7, n. 1, pp. 31-39. <https://doi.org/10.3368/lj.71.31>
- TEEB, The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2011, *TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management*. [www.teebweb.org](http://www.teebweb.org)
- Universidad de Chile, 2020a, *Planificación ecológica a escala local. Zona central, Chile*. Ministerio del Medio Ambiente - ONU Medio Ambiente, Santiago de Chile



Universidad de Chile, 2020b, *Planificación ecológica a escala local y regional: guía metodológica*, Ministerio del Medio Ambiente - ONU Medio Ambiente, Santiago de Chile

Universidad de Chile, 2022, *Informe país. Estado del medio ambiente y del patrimonio natural 2022*, <https://uchile.cl/publicaciones/206797/informe-pais-estado-del-medio-ambiente-y-del-patrimonio-natural-2022>

Universidad de Concepción, 2016, *Metodología bases para la revisión de sitios prioritarios (SP) y otras áreas de valor ecológico (AVE), y propuesta de áreas con potencial de restauración para el desarrollo de una infraestructura ecológica con aplicación en una región piloto*, Ministerio del Medio Ambiente, Santiago de Chile.

Universidad de Concepción, 2018, *Planificación ecológica de la infraestructura ecológica de la biodiversidad y sus servicios ecosistémicos y programa regional de prioridades de restauración ecológica en el contexto de los incendios de la temporada 2016-2017: aplicación en Región del Maule*, Ministerio de Medio Ambiente, Santiago de Chile.

von Haaren C., Galler C., Ott S. 2008, *Landscape planning. The basis of sustainable landscape development*, Federal Agency for Nature Conservation. [https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-10/landschaftsplanung\\_broschuere\\_eng.pdf](https://www.bfn.de/sites/default/files/2021-10/landschaftsplanung_broschuere_eng.pdf)

von Haaren C., Vollheyde A. 2019, *Landscape planning in Germany: Not loved by all, but badly needed*, International Review for Spatial Planning and Sustainable Development, vol. 7, n. 4, pp. 148-166. [https://doi.org/10.14246/irspsda.7.4\\_148](https://doi.org/10.14246/irspsda.7.4_148)

Wang J., Banzhaf E. 2018, *Towards a better understanding of green infrastructure: a critical review*, Ecological Indicators, n. 85, pp. 758-772. doi:10.1016/j.ecolind.2017.09.018



**ricerche**  
research

# The potential of different NBS policies to provide water flow regulation

## A scenario-based assessment based on SWMM

**Andrea Benedini**

DASUJ - Politecnico di Milano  
Dipartimento di Architettura  
e Studi Urbani  
[andrea.benedini@polimi.it](mailto:andrea.benedini@polimi.it)

Received: October 2023  
Accepted: December 2023  
© 2023 Author(s)  
This article is published  
with Creative Commons  
license CC BY-SA 4.0  
Firenze University Press.  
DOI: 10.13128/contest-14834

### keywords

stormwater management  
nature-based solution  
flood risk  
urban policies  
ecosystem services

### Introduction

Pluvial flood poses a significant and escalating risk to cities that require attention (Jha et al., 2012; Rosenzweig et al., 2018). Pluvial floods occur when rainfall cannot be absorbed into the land and instead flows over the surface, traversing through urban areas before reaching drainage systems or watercourses (Butler and Davies, 2011). This type of flood is prevalent in urban settings where soil sealing prevents rapid rainfall absorption (Falconer et al., 2009; Paul and

Meyer, 2008). Pluvial floods often arise from localised summer storms or weather conditions associated with extensive low-pressure systems. Typically, the intensity of the rain overwhelms drainage systems, causing water to flow over the land and accumulate in lower-lying areas (Ashley et al., 2005). Various studies attribute the rising pluvial flood risk to a combination of factors, among which climate change and urbanisation rates are the most impacting (Azizi et al., 2022).

*Pluvial flooding is a growing concern in cities, exacerbated by climate change and rapid urbanisation. To address this issue, contemporary flood risk management focuses on urban resilience and the role of Nature-Based Solutions (NBS) in providing Water Flow Regulation (WFR). Using the Storm Water Management Model, this study explores the effectiveness of different NBS policies in a densely built municipality, Cormano (Italy). The research identifies green roofs and permeable pavements as key NBS options and assesses their performance under various rainfall*

*conditions. Six policy scenarios are examined, ranging from ‘direct’ public policies, where the government directly implements NBS, to ‘enabling’ policies incentivising private stakeholders to adopt NBS. Results indicate that the ‘enabling’ policy yields the most significant WFR improvements in the case study. The study underscores the need for multifaceted, integrated, performance based NBS strategies. It emphasises the importance of ‘enabling’ policy instruments, i.e. incentives for private retrofitting, in promoting NBS adoption.*

Contemporary flood risk management (FRM) aims to reduce the vulnerability of risk-prone communities, recognising that floods cannot be prevented (Schelfaut et al., 2011). It consists of a paramount shift from traditional approaches that strive to eliminate the hazard through hard-engineering structural interventions (Big-nami et al., 2019). Moreover, this new FRM philosophy introduces the concept of urban resilience as a new paradigm, supporting the integration of risk management into urban planning (Hammond et al., 2015; Wilby and Keenan, 2012). It recognises the role of ecosystems in supporting urban resilience through the supply of supporting, regulating and cultural ecosystem services (ES) (Chan et al., 2018; Sutton-Gri-

er et al., 2015), promoting the implementation of soft-engineering measures, such as green roofs and rain gardens. Specifically, FRM highlights the potentiality of these interventions to reduce urban runoff through the ES of water flow regulation (WFR) (Eckart et al., 2017), presenting an effective tool to provide stormwater source control (Woods Ballard et al., 2015).

Several terms have been used to describe this new paradigm worldwide (Fletcher et al., 2015). In Europe, Green Infrastructure (GI) and Nature-Based Solutions (NBS) are widely accepted planning tools to provide water flow regulation and to reach broader sustainability goals (Hansen and Pauleit, 2014; Lennon and Scott, 2014). Specifically, the European Commission defines GI as ‘a strategically planned network of natural and semi-natural areas with other environmental features designed and managed to deliver a wide range of ecosystem services’ (EC, 2013), while NBS are ‘solutions that are inspired and supported by nature, which are cost-effective, simultaneously provide environmental, social and economic benefits and help build resilience’ (EC, 2015). In particular, the NBS concept has gained attention recently due to European-financed research (EC, 2020, 2022). None-

theless, the literature has used the terms ambiguously, labelling different types of measures adopting nature-inspired processes as 'NBS' (Eggermont et al., 2015). This research considers 'NBS' those soft-engineering interventions that aim to reintroduce natural hydrological processes into the urban environment (such as evapotranspiration, storage, and infiltration) while providing a broader spectrum of ecosystem services (EC, 2021).

Therefore, NBS implementation has the potential to support FRM while providing wider benefits to the urban system, thus improving its overall resilience. Nonetheless, the literature has found major technical, economic, and institutional barriers hindering a more comprehensive implementation of NBS in contemporary cities (Eckart et al., 2017; Seddon et al., 2020). Specifically, challenges remain in measuring NBS effectiveness, and the identification of context-specific indicators and metrics is still a topic of research (Christiansen and Martinez, 2018). This uncertainty impacts the amount of investment in NBS, with stakeholders still sceptical about the cost-effectiveness of these solutions (McVittie et al., 2018). Furthermore, the lack of clear and supportive policies has fostered inaction and supported a scattered NBS implementation that cannot ensure city-wide benefits (Davies and Laforteza, 2019). In this sense, planners could play a fundamental role in prioritising the integration of NBS interventions into urban adaptation strategies and policy in-

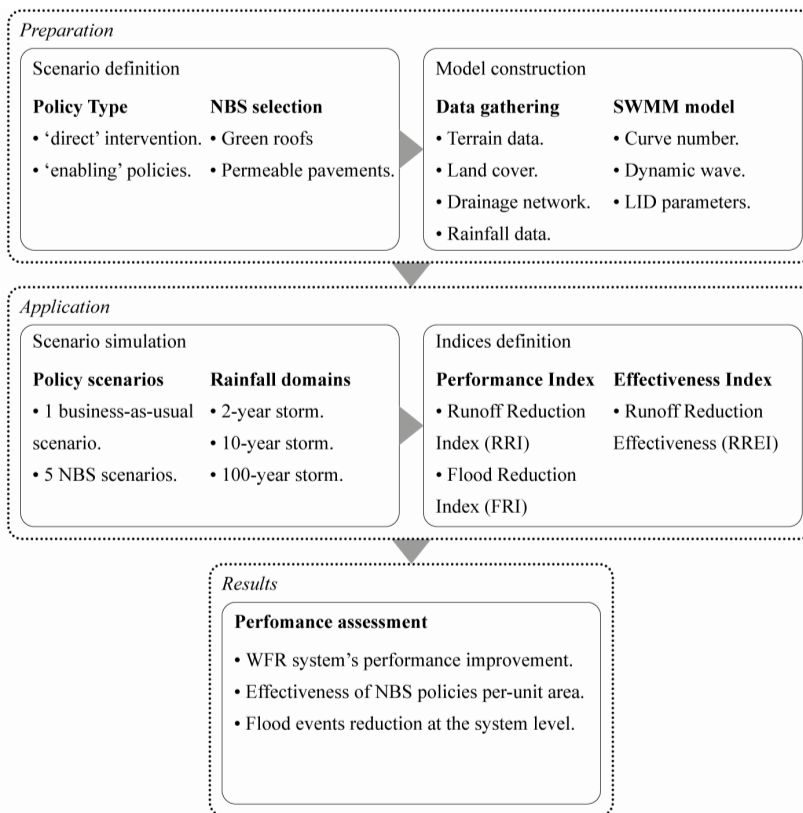
struments addressing climate-related hazards (Hansen et al., 2017; Novotny et al., 2010).

To achieve this target, different scholars have advocated for a paradigm shift towards Performance-based Planning (PBP) (Cortinovis and Geneletti, 2020; Frew et al., 2016). PBP refers to the draft of planning instruments where results-based measurements are used to obtain desired performances at strategic and operational levels (Baker et al., 2006). It differs from the conforming nature of the traditional land use planning model, where strict zoning regulations require urban transformation to comply with the quantitative and morphological planning standard without assessing the suitability of a particular function or the benefits provided (Ronchi et al., 2019). PBP has already been proposed with FRM (Pappalardo and La Rosa, 2020), and different studies have shown the potentiality of integrating performance assessment into the planning processes to provide evidence-based solutions (Pappalardo et al., 2017; Salata et al., 2021). In recent years, an interesting development of academic research has consisted of applying modelling software to assess the performance of different NBS implementation scenarios under different futures (Chui et al., 2016; Li et al., 2018; Mei et al., 2018). Nonetheless, most of this research focused on the performance assessment of individual interventions and did not consider the broader planning framework in which these measures are implemented.

## Research framework

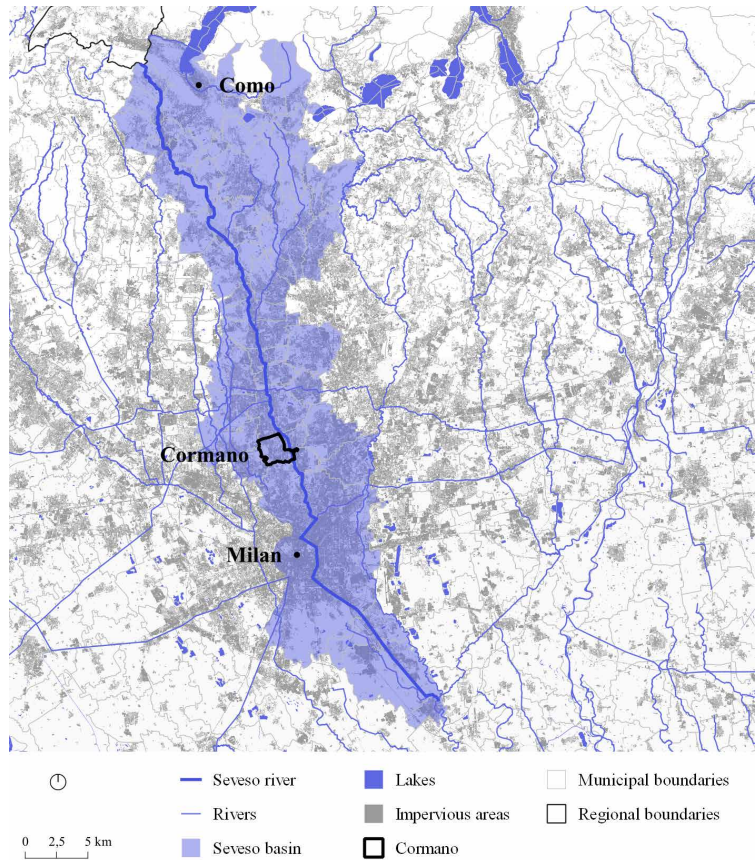
Credits: author own elaboration

Fig. 1



Specifically, little attention has been given to modelling as an informative tool to support decision-makers while deciding which policy to adopt to support NBS implementation. The planning practice demands diverse governance approaches contingent upon contextual factors related to the targeted transformation space (Bulkeley and Kern, 2006; Stead, 2021). Crucial aspects such as land ownership and the nature of the transformation—whether it involves retrofitting or new development/re-development—significantly influence the

choice of a specific policy for enforcing NBS integration. Broadly, two overarching categories of municipality-led public policies emerge: ‘direct’ policies involving public provision and ‘enabling’ policies encompassing incentives (EC, 2022). This division outlines two fundamental typologies of NBS governance. The first involves direct planning, design, and construction of NBS in the public realm, while the second revolves around indirect facilitation and quality regulation of NBS development in private spaces. During the decision-making process,



public authorities may grapple with the choice between these approaches, especially when policy implementation carries a fiscal burden for the municipality. How the decision-making process can be better informed is an aspect often absent in the existing literature focused on NBS performance for runoff regulation, creating a gap for further studies (Chui et al., 2016; Hassani et al., 2023; Mei et al., 2018). This research thus proposes a PBP methodology in which modelling is utilised to inform decision-makers about the effectiveness of 'direct' or 'enabling' NBS policy scenarios through

a WFR-based assessment (Fig. 1). Two indices are proposed as proxies to assess NBS's WFR ability. These indices, better presented in Section Two, illustrate NBS runoff reduction capabilities, an indicator usually applied to assess WFR in the literature (Mei et al., 2018; Pappalardo et al., 2017). The methodology is tested in the dense urban context of Cormano municipality (Milan Metropolitan area) in the Northern part of Italy. Specifically, Section Two presents the case study, the hydrological-hydraulic modelling, NBS policy scenarios definition, and the method to define WFR assessment indices.



## Cormano in the Seveso basin

Credits: author own elaboration

Fig. 2

Section Three describes the results obtained, which are discussed in Section Four. Finally, Section Five illustrates the principal outcomes of this research.

### Materials and methods: case study

The case study consists of the city of Cormano, a small municipality in the north of Milan (Italy), characterised by high levels of soil sealing (49%). The city covers an area of about 448 ha and is part of the Seveso drainage basin (Fig. 2). The Seveso drainage basin extends from the Pallanza Mount in the Province of Varese (Northern Lombardy, Italy) to Milan. Despite its secondary importance in the Italian fluvial landscape, it is one of the most renowned rivers for its propensity to flood and cause damage to the Milanese northern neighbourhood (Becciu et al., 2018). FRM strategies have been deployed since the Romans' time, highlighting the complicated long relationships between humans and the river (Frontori, 2016), and critical structural interventions were deployed after World War II, exemplified by the construction of the "Canale Scolmatore Nord Ovest", a diverging channel initiated in 1954 that sought to deviate excessive water flows towards Ticino River (ADBPO, 2017). Nevertheless, the urban expansion that characterized the Milanese northern region in the final decades of the 20th century led to an escalation in soil sealing rates and alterations in hydrological processes. This process resulted in higher downstream flow rates that rendered deployed

structural solutions increasingly ineffective in mitigating the escalating challenges posed by these changing hydrological conditions. Consequently, downstream areas, especially within the municipality of Milan, faced a pronounced upswing in flooding events, necessitating the exploration of novel approaches to tackle this issue. Notably, a 2004 study conducted by ADBPO (the Po Basin Authority) emphasized the imperative for municipalities in the southern Seveso basin—among which Cormano—to enhance their drainage systems for reducing stormwater volumes discharged into Seveso during extreme weather events (ADBPO, 2017). The Strategic Project of the Seveso Sub-basin (2017) recommended a series of interventions consisting on de-sealing measures in urban public spaces, focusing on large parking lots (ERSAF, 2017). Given the need for improved drainage capabilities and a prevailing 'direct' approach, omitting more 'enabling' solutions, the municipality of Cormano, presents an ideal case study for applying the proposed methodology.

### Hydrological model

The study utilises the US EPA Storm Water Management Model (SWMM) (Rossman, 2015) to assess the WFR provided by selected NBS. SWMM comprises a dynamic rainfall-runoff module and a hydraulic module tailored for piped systems, primarily simulating runoff quantity and quality within urban areas. The SWMM model has gained extensive use in assessing the

impact of stormwater management, whether based on conventional drainage systems (Zoppou, 2001) or sustainable designs (Mei et al., 2018; Zhang and Chui, 2018). Indeed, the current version (5.2.4) features a Low Impact Development (LID) control module, enabling the explicit modelling of NBS hydrologic performance. SWMM provides alternatives for computing hydrological processes. This study adopts the Curve Number equation to estimate infiltration losses (USDA, 1989). Dynamic wave theory was used for the flow routing computation.

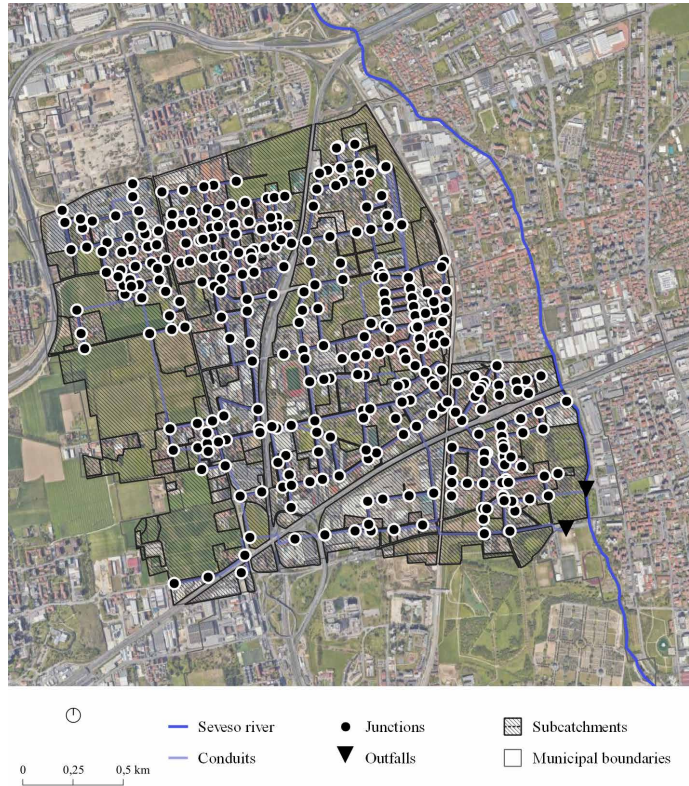
SWMM-based simulation requires four main physical components: sub-catchments, conduits, junctions, and outlets (Fig. 3). Sub-catchments are the fundamental unit of the hydrological model. The literature provides several alternative methodologies to perform their identification (Ji and Qiuwen, 2015; Shen and Zhang, 2014). This study delineates sub-catchments from the Urban Atlas Land Cover/Land Use 2018 high resolution database, provided by the Copernicus Land Monitoring Service (available at <https://land.copernicus.eu/en>). The Urban Atlas is a comprehensive land cover/land use database offering detailed and high-resolution information about land cover/land use types within urban areas. With its fine spatial resolution, the Urban Atlas is particularly valuable for urban-scale analyses, providing a detailed and accurate portrayal of land cover characteristics essential for studies related to urban planning (Annerstedt van den Bosch et al., 2016;

Kabisch et al., 2016; Wüstemann et al., 2017). The analysis specifically chooses this dataset for its high resolution, enabling to delineate the municipality into hydrologically homogeneous land use areas. With a minimum mapping unit of 0.25 hectares for urban classes, the dataset accurately captures the structure of urban blocks while categorizing each block based on its predominant land use (e.g., residential, industrial, etc.). In addition, its European-scale availability ensures the reproducibility of our proposed methodology.

Each land cover/land use polygon is treated as an individual sub-catchment, assigned a unique identification number, and further defined by incorporating the identification number of the nearest drainage junction. To simplify the modelling process, the nearest drainage junction is determined based on its proximity to the centroid of the respective sub-catchment. Furthermore, for each sub-catchment, the necessary geometric properties for the modelling phase are computed: area, flow length and width, percentage of impervious surface cover, and average slope. Specifically, the analysis employs the Copernicus high resolution layer "Imperviousness Density" (available at <https://land.copernicus.eu/en>) and the Lombardy Region 5x5-meter grid Digital Terrain Model (available at <https://www.geoportale.regione.lombardia.it/>) to compute the percentage of impervious surface cover and average slope, respectively. Finally, each sub-catchment is assigned the Curve

## SWMM Model

Credits: author own elaboration  
Fig. 3



Number (USDA, 1989) to estimate infiltration losses. Conduits, junctions, and outlets are the fundamental components of the drainage infrastructure. The study manually reconstructed the layout and the main hydraulic parameters, recovering the information directly from the municipal plan for underground utilities, available at <https://www.multiplan.servizirl.it>.

As mentioned before, the SWMM version used in this study provides a LID control module capable of simulating the hydrological responses of NBS. Within the SWMM model, NBS is represented through a composite of vertical layers, each defined by properties like thickness, void volume, hydraulic conductivity, and under-

rain characteristics, all on a per-unit-area basis. NBS can be strategically placed within selected sub-catchments at user-defined sizes or areal coverage. This study specifically highlights Green Roofs (GR) and Permeable Pavement (PP) as the NBS to be evaluated in their implementation. The rationale behind this selection is rooted in the core objective of the study, which revolves around source control, and is aligned with the characteristics of the urban context being examined. Indeed, within the context of the Cormano municipality, characterized by high-density built-up areas and vast sealed parking spaces, GR and PP stand out as the most practical and effective source-control features. The verti-

Name	Policy	NBS	Space	HA	%
S1	-	-	-	-	-
S2	D	PP	Public parking lots	2,92	100% of parking lots
S3	D	GR	Public buildings roofs	2,70	95% of public buildings
S4	D	PP + GR	Public parking lots + Public buildings roofs	22,53	Same as S2 and S3
S5	E	GR	Industrial Roofs (> 2000 sqm)	5,62	67% of industrial roofs
S6	M	PP + GR	Public parking lots + Public buildings roofs + Industrial Roofs (> 2000 sqm)	28,15	Same as S2, S3 and S5

cal layers' characteristics are drawn from the literature (Madrado-Uribeetxebarria et al., 2022; Randall et al., 2020). The site selection process is explained in the next paragraph.

Finally, the analysis considers 2-year, 10-year, and 100-year precipitation events. This choice is motivated by the necessity to assess NBS performances in three rainfall domains of urban FRM: medium intensity-medium frequency event, requiring technical optimisation (10-year event), high intensity-low frequency events, involving spatial planning (100-year event), and low intensity-low frequency, concerning day-to-day uses (2-year event) (Fratini et al., 2012). According to ARPA's Hydrological Information System (<https://idro.arpalombardia.it/it/#/it>), the 2-year, 10-year, and 100-year precipitations in Cormanò present a storm intensity of 29 mm/h, 47 mm/h, and 70 mm/h, respectively. The rainfall duration is assumed to be 60 min, and the hyetograph is rectangular, with 5-minute time steps.

All the essential information was organised and analysed using QGIS 3.28.10 and then converted to SWMM.inp format. Specifically, this study

deploys the "Generate SWMM inp" plugin to perform the conversion; technical details can be found in Schilling & Tränckner (2022).

### NBS policy scenarios

This study identifies GR and PP as the two NBS to be assessed in their implementation. As previously discussed, these two NBS are considered the most practical source-control measures, particularly in light of high-density built-up areas and extensive sealed parking spaces. Numerous studies have affirmed their efficacy in mitigating stormwater runoff in urban environments proposed by the Strategic Project of the Seveso Sub-basin (2017) as a primary measure to alleviate stormwater runoff pressure on the drainage system, representing a purely 'direct' policy response to address the issue. In an effort to enhance informed decision-making, this study positions GR as an NBS that can easily be built in public and private areas. GR serves as a focal point for an alternative 'enabling' policy, providing alternative scenarios and insightful comparisons to evaluate the effectiveness of the initial policy.

## The six NBS scenarios' characteristics

(D = 'Direct' policy, E = 'Enabling' policy, M = 'Mixed' policy; PP = Permeable Pavements, GR = Green Roofs)  
Tab. 1

The site selection of the NBS is determined based on land use-land cover characteristics and the public-private property of land. The Geo-Topographic Database and the spatial delineation of public services, provided by the Lombardy Region (<https://www.geoportale.regione.lombardia.it/>), are the informative bases for the NBS site selection. A more detailed selection process, involving the manual exclusion of sloped roofs that are not suitable for hosting green roofs, was carried out through orthophoto interpretation.

Following the rationale presented before, the study develops six policy scenarios (Tab. 1):

1. Scenario One (S1) serves as the business-as-usual condition, employed as a benchmark to assess NBS policies.
2. Scenarios Two (S2) depict the 'direct' policy proposed by the Strategic Project of the Seveso Sub-basin (2017), involving the implementation of PP in public parking lots.
3. Scenario Three (S3) involves an alternative 'direct' policy, wherein the public administration constructs Green Roofs (GR) on publicly owned buildings.
4. Scenario Four (S4) combines S2 and S3, representing a more extensive public intervention.
5. Scenario Five (S5) presents the 'enabling' policy alternative, assuming the deployment of an economic incentive to enhance private building GR retrofitting.

Examples of similar policies have already been approved by city councils worldwide (Carter and Fowler, 2008). Specifically, S5 aligns with the guidelines of the Toronto 'Green Roof Bylaw' (available at <https://www.toronto.ca/city-government/planning-development/official-plan-guidelines/green-roofs/green-roof-bylaw/>) and envisions the construction of GR on all industrial buildings with a floor area exceeding 2000 sqm.

6. Scenario Six (S6) combines 'direct' and 'enabling' policies to assess the maximum benefits achievable through a comprehensive municipal strategy.

To evaluate the effectiveness of each policy under varying rainfall conditions, the six scenarios have been integrated with three distinct 'rainfall domains,' encompassing precipitation events of 2-year, 10-year, and 100-year magnitudes. The final result stems from this last merge, accounting for 18 policy-rainfall scenarios.

### Indices for WFR assessment

The provision of WFR by the different NBS scenarios is assessed through hydrological performance indices that display the NBS capabilities to provide source-control functions. The source-control perspective requires prioritizing the evaluation of local capacity for direct stormwater management. As a result, the assessment methodology focuses on sub-catchments and their ability to intercept, collect, and infil-

trate stormwater loads before they enter the conveyance system, considering the impacts of NBS interventions on this capacity. However, it is crucial to evaluate the effects of stormwater runoff on the performance of the conveyance system to understand the effectiveness of source-control features in alleviating pressures on the drainage infrastructure.

Therefore, the research introduces three synthetic indices that encompass both dimensions. The Runoff Reduction Index (RRI) depicts the cumulative ability of NBS to deliver Water Flow Regulation (WFR) benefits at the urban level.

The Runoff Reduction Effectiveness Index (RREI) evaluates the efficiency of a particular NBS scenario (e.g., green roofs) in providing WFR on a per-unit area basis.

The Flood Reduction Index (FRI) calculates the decrease in pluvial flooding events attributable to the advantages of NBS policies.

It is crucial to emphasize that these indices are designed as initial-level tools intended to facilitate decision-making in the preliminary planning phases. Consequently, aggregated, aspatial indices have been chosen for their intuitiveness and direct applicability.

To calculate the RRI and the RREI, the analysis utilises the 'Surface Runoff' value (mm), computed by SWMM. This indicator is derived from a mass balance equation that considers the system's rainfall, infiltration, evaporation, and surface runoff. The indicator quantifies the stormwater load that remains untreated local-

ly by sub-catchments, subsequently being discharged into the drainage infrastructure. To calculate the FREI, the analysis utilises the 'Flooding Loss' value (hectare-m), still computed by SWMM. The indicator is derived from the hydrodynamic modelling of the conveyance system. The indicator quantifies the total volume of stormwater that surpasses the conveyance system's capacity, leading to flooding events.

Formula (1), (2) and (3) are used to calculate the RRI, the RREI, and the FRI. For the different NBS scenarios, the business-as-usual scenario (S1) is used as a benchmark.

$$RRI_x = (SR_{S1} - SR_x) \times 100 / SR_{S1}$$

Where  $SR_{S1}$  is the surface runoff produced in the S1 (mm) and  $SR_x$  is the surface runoff produced by the assessed scenario X (mm). RRI is presented as %.

$$RREI_x = (SR_{S1} - SR_x) * Area_{sc} / Area_{NBS}$$

Where  $SR_{S1}$  is the surface runoff produced in the S1 (mm),  $SR_x$  is the surface runoff produced by the assessed scenario X (mm),  $Area_{sc}$  is the sub-catchments total extension (sqm),  $Area_{NBS}$  is the NBS total extension (sqm). RRI is presented as mm.

$$FRI_x = (FRI_{S1} - FRI_x) \times 100 / FRI_{S1}$$

Where  $FRI_{S1}$  are the flooding losses produced in the S1 (hectare-m) and  $FRI_x$  are the flooding losses produced by the assessed scenario X (hectare-m). FRI is presented as %.

RRI and FRI are regarded as performance indices, given their purpose to assess both the direct and indirect effects of WFR provided by

	2y	10y	100y	Mean
S2	0,6%	1,0%	1,0%	0,9%
S3	0,4%	0,8%	0,4%	0,5%
S4	1,4%	1,8%	1,5%	1,6%
S5	9,7%	9,1%	5,7%	8,2%
S6	11,6%	11,0%	7,2%	9,9%

## Runoff Reduction Index (RRI) results

Tab. 2

NBS policies. In contrast, RREI is categorized as an effectiveness index, focusing on evaluating performances on a per-unit basis.

### Results

#### Assessment of NBS WFR performance: RRI and FRI

Hydrological performances of the 15 NBS scenarios were investigated, and the results of RRI are illustrated in Tab. 2. The table shows runoff reduction of varying magnitude under the different NBS scenarios, reflecting the improved hydrological regime associated with NBS implementation. Indeed, PP and GR decrease the quantity of rain washed away as runoff, reintroducing natural processes such as interception, storage, and infiltration. Nevertheless, Tab. 2 shows that different policies provide different WFR performances according to the properties of the specific NBS employed and the characteristics of the study area. Indeed, it must be noted that different policies are related to different implementation potentials that greatly influence the WFR performances supplied. The analysis assesses S6 as the most performing scenario with an average RRI of 9,9%, followed by S5 with an average RRI of 8,2%. S2, S3, and

S4 provide only marginal WFR with RRI values of 0,9%, 0,5%, 1,6% respectively. Considering the performance variation in the three different 'rainfall domains', all scenarios share a similar pattern of performance reduction with higher values for the 2-year events and lower values for the 10-year and 100-year events.

Consequently, the reduction rate of stormwater runoff provided by NBS decreases the flooding volume caused by drainage system failures, as shown in Table 3. The FRI shares similar patterns with the RRI, identifying S6 as the most-performing scenario with an average value of 12,9%, followed by S4 with an average value of 10,9%. S2, S3, and S4 provide marginal improvement also for the FRI, with values of 1,3%, 0,8%, and 2,1%, respectively. A decrease in performance is still visible with an increase in precipitation intensity. Finally, the FRI presents slightly higher values than the RRI, which could be related to the reduced peak flow provided by NBS implementation.

#### Assessment of NBS WFR effectiveness: RREI

To evaluate the effectiveness of each NBS scenario to provide WFR in a per-unit basis, the RREI is proposed. The development of this index

	2y	10y	100y	Mean
S2	1,4%	1,3%	1,2%	1,3%
S3	0,9%	1,0%	0,5%	0,8%
S4	2,2%	2,2%	1,7%	2,1%
S5	14,1%	11,7%	6,8%	10,9%
S6	16,2%	13,9%	8,5%	12,9%

## Flood Reduction Index (FRI) results

Tab. 3

	2y (mm)	10y (mm)	100y (mm)	Mean (mm)
S2	11,62	36,31	57,46	35,13
S3	8,20	29,83	26,58	21,54
S4	14,60	33,20	42,84	30,21
S5	25,14	41,04	41,21	35,80
S6	23,98	39,48	41,55	35,00

## Runoff Reduction Effectiveness Index (RREI) results

Tab. 4

stems from the necessity to compare scenarios that implement NBS with different extensions according to space availability. Tab. 1 displays the hectares of NBS deployed in each scenario. S5 and S6 present the higher value for hectares of NBS implemented, equal to 22.5 ha and 28.2 ha, respectively. S2, S3, and S4 present lower values at 2.9 ha, 2.7 ha, and 5.6 ha. The sharp differences in implementation potential thus require weighted indices to understand the effectiveness of different types of NBS to provide WFR that is decoupled from the area of NBS implemented. This approach facilitates a more comprehensive understanding of the WFR potential of various NBS policies, particularly those

employing single NBS. It fosters the exploration of alternative scenarios that might exhibit enhanced performance when provided with broader spatial implementation of selected NBS.

RREI derives from the simulation of the hydrological performances of the 15 NBS scenarios. As for Tab. 2, Tab. 4 shows runoff reduction of varying magnitude under the different NBS scenario; however, it presents excellent differences in recognisable patterns. According to the simulated values, S5 is the most effective NBS scenario, with an average runoff reduction of 36 mm per sqm, followed by S2 and S6, with an average runoff reduction of 35 mm per sqm each. S3 is the less effective scenario, with an average



value of 21,5 mm per sqm. Considering the effectiveness variation in the three different 'rain-fall domains', S2 presents a peculiar rising trend that displays PP's ability to manage high-intensity precipitation effectively. This PP ability concurs with creating the same trend in S4 and S6. On the contrary, S3 and S5 present a rising effectiveness between 2-year and 10-year precipitation events that stabilise or worsen after this threshold. This trend suggests a GR's ability to manage lower-intensity precipitation with higher effectiveness with lower return for heavier storms.

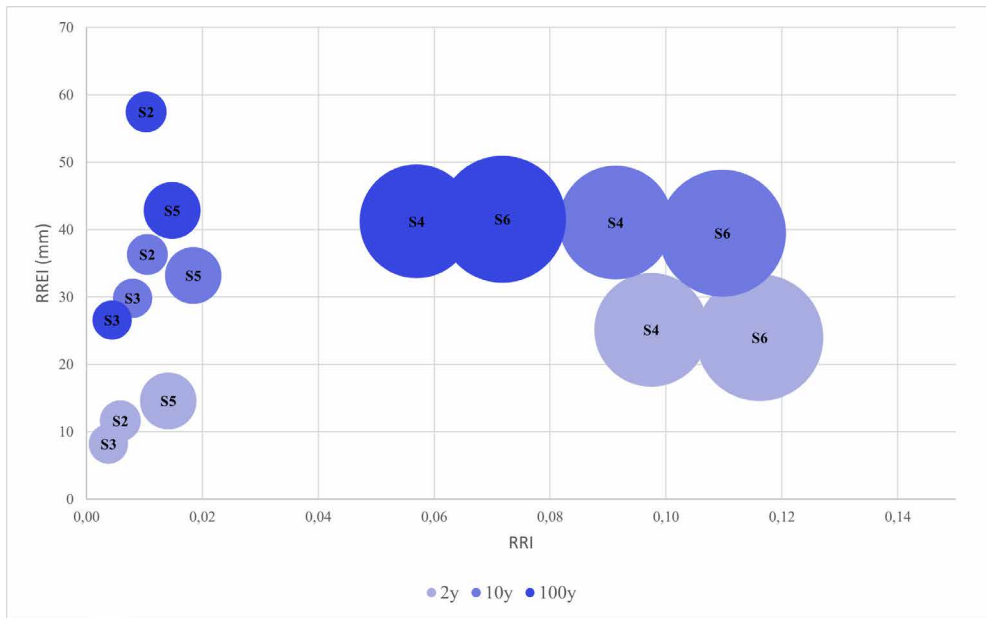
## Discussion

### Findings on WFR and the importance of mixed public policies

The results show that certain NBS policies effectively provide WFR and, thus, are capable of mitigate flooding events within the study area. Notably, under the 2-year rainfall scenario, scenarios S6 and S5 demonstrate a substantial runoff reduction of 12% and 10%, respectively. These reductions translate to significant flood mitigation, with S6 achieving a 16% reduction and S5 achieving a 14% reduction. However, flood mitigation is only partial for all policy-rainfall scenarios, and the effectiveness of different NBS practices displays diminishing returns under heavier rainfall (Tab. 3). The consistent residual risk, particularly high even in the most favourable scenario, underscores the need for a more comprehensive planning strategy that ex-

tends beyond a purely source-control approach. Spatial planning must consider the implementation of integrated networks of NBS aiming to manage stormwater runoff on the surface collectively and in which each component is endowed with a specific function: source control, conveyance, storage, and infiltration (Woods Ballard et al., 2015). Furthermore, green and grey infrastructures must be integrated to provide adequate flood risk management during extreme events. This integrated and comprehensive approach is particularly crucial in high-sealed environments, as Cormano's case study exemplified.

From the standpoint of governance modalities, the results clearly show that in Cormano, 'direct' public policies are far less performing than 'enabling' public policies. Indeed, all three pure 'direct' policy scenarios (S2, S3, S4) underperform the pure 'enabling' policy scenario (S5) by a significant margin, between -8% and -9%. While the results may appear unsurprising given the specific urban morphology of the case study, characterized by a substantial availability of private industrial green roofs in high runoff-producing sub-catchments, the underwhelming performance of 'direct' policies raises questions about the decision-making process that led public authorities to prioritize de-sealing strategies in the Strategic Project of the Seveso Sub-basin (2017). Indeed, the findings underscore the importance for public authorities to diversify their approach, recognizing that relying



solely on 'direct' interventions may not be sufficient. Instead, consideration should be given to supporting more 'enabling' public policies to support private initiatives (Barton et al., 2017). In particular, many experiences in different cities worldwide showed that different tools could be used successfully to enhance the adoption of green roofs, ranging from building code requirements to fee discounts or density bonuses (Carter & Fowler, 2008; USEPA, 2010). In the Cormano case study, economic incentives and tax relief emerge as the most pragmatic options, given their efficacy in encouraging private retrofitting for existing buildings. Nevertheless, the implementation of regulations is imperative to ensure the establishment of minimum standards for the construction of NBS (Bengston et al., 2004). Finally, deploying two index types, one to measure the system performance (RRI and FRI) and one to measure the NBS effectiveness (RREI), allows a discussion on the importance of exten-

siveness for source control strategies. Indeed, as Fig. 4 shows, even though permeable pavement (S2) is the most effective solution to manage surface runoff under the 100-year rainfall scenario (-54 mm/sqm), industrial green roof (S4) provides far better system performances (-6%) just due to higher deployed area. This outcome advocates for 'quantity' over 'quality' while considering which policy to implement to support source control. Nonetheless, an interesting development in the planning practice could consist of creating spatial-sensitive public policies, crossing the feasibility, effectiveness, and performance of different NBS in smaller municipal units (e.g., neighbourhoods), and thus deploying solutions tailored to the unit's specific characteristics. Site-specific performance indicators are needed to support this transition from city-scale planning policies to local-scale ones (Cortinovis and Geneletti, 2018) and could be an interesting future development of this research.

## RRI-RREI-Area diagram. Bigger circles represent scenarios with a more considerable NBS extension

Fig. 4

### Strengths and limits of modelling to inform public policies

The study employs the SWMM model to assess the effects of different NBS-deploying public policies on urban drainage performances. Few studies have attempted to investigate the hydraulic performances of single NBS through modelling (Chui et al., 2016; Mei et al., 2018), and fewer have related the implementation of the NBS to specific public policies (Hassani et al., 2023). Nonetheless, applying scenario modelling and simulation during the decision-making process is crucial to systematically explore the multiplicity of possibilities that are presented to planners and policymakers (e.g., policy type, possible measures, rainfall scenarios, etc.), quantify the most critical trade-off between different possibilities, and take more informed decisions (Lempert, 2019). Furthermore, integrating modelling during the participatory phase of the planning process could enhance stakeholders' understanding of the urban system's response to a particular issue and clarify the impacts of proposed solutions to that given issue (Voinov and Bousquet, 2010).

Nonetheless, modelling requires a specific set of data about land uses, terrain and hydrological characteristics that are not always easily accessible and require technical skills to be processed. In this research, input data for the SWMM model are not available in a georeferenced format, demanding a preliminary, time-consuming data construction phase that could severely hin-

der the integration of simulation in the planning process. Specifically, the input parameters for junction nodes and conduits of the drainage system have to be derived from planning documents. Even though the Cormanio utility plan provides this information, this data is not always accessible. Strong collaboration between utility companies and public administration is required to guarantee easy accessibility to this kind of data.

Furthermore, a crucial point concerns the uncertainty of defining the NBS features. Properly representing NBS in SWMM is critical to generating reliable results (Mccutcheon and Wride, 2013). This study utilises input parameters from specialised literature (Madrado-Uribeetxebarria et al., 2022; Randall et al., 2020) and the SWMM manual (Rossman, 2015). Even though this choice is suboptimal in providing precise quantitative values resulting from the NBS implementation, it was considered sufficient for the aim of this study. Indeed, the analysis seeks to assess the plausible effects of different policy scenarios to inform better decisions in the planning phase and not to evaluate accurately the benefit provided by different NBS designs, which is more useful in a later phase of the implementation process. Furthermore, if the planning process can integrate simulations effectively, NBS-related uncertainties could be improved by onsite validation of modelling results after implementing the first NBS. The availability of field data can facilitate parameter calibra-

tion during the modelling phase, consequently enhancing the reliability of results. Whenever it is not possible, expert elicitation is necessary to validate modelling choices (Mccutcheon and Wride, 2013).

Finally, future developments of this study could involve expanding the scope to include additional NBS or integrating other types of evaluations crucial for supporting the decision-making process. For instance, Mei et al. (2018) highlight that GR are effective in providing WFR due to their extensive coverage and favourable technical attributes. However, it is essential to acknowledge that, compared to other NBS, GR may incur relatively higher costs, which can impact the overall cost-benefit performance of this solution. Moreover, considering the comprehensive assessment of NBS performance, including their ability to deliver multiple ES, would provide a holistic understanding of their benefits. This approach would be particularly useful for conducting a cost-benefit or cost-effectiveness analysis, allowing for the evaluation of NBS not only based on their primary proposed benefits, such as water flow regulation, but also considering their multi-functionality and the diverse ES they contribute to.

### Conclusion

The paper proposes a performance assessment of the effects of different NBS implementation policies in a highly dense urban catchment, the municipality of Cormano. Specifically, the in-

roduced methodology evaluates the improved capacity of WFR due to different combinations of NBS deployments compared to a business-as-usual scenario. GR and PP are the two NBS measures simulated with different spatial configurations and under different rainfall domains. The hydrologic-hydraulic model selected is SWMM.

Results show that not considering the best-case scenario (i.e., the combination of all policies assessed, S6), enabling policies supporting the implementation of GR on industrial buildings is the most performing scenario. Limited results are reached by implementing direct policies alone, highlighting the need to adopt strategies fostering private stakeholder to retrofit their properties. In this sense, enabling policy instruments such as regulation, incentives, tax relief, and information campaigns could play a central role in raising awareness about the importance of stormwater management and supporting private owners to adopt NBS (Frantzeskaki et al., 2019). These instruments must be examined during the planning phase as valid solutions to complement the more traditional form of direct intervention. The paper advocates modelling and simulations as the most suited tools for making informed decisions.

Nevertheless, substantial efforts in interdisciplinary research are still necessary to provide a PBP framework able to support robust decision-making processes, combining performance assessment with cost-benefits evalu-

ation and accounting for different degrees of uncertainty (Lempert, 2019). Furthermore, to facilitate public participation and foster support from the communities involved, key stakeholders must reach a consensus on the environmental objectives achieved through implementing NBS (Pappalardo et al., 2017). Collaborative activities during the entire planning process (design, implementation, maintenance) could enhance the sustainability, effectiveness, and acceptance of NBS (EC, 2023). This, in turn, will significantly contribute to flood risk management and promote the development of resilient urban systems.

## References

- ADBPO, 2017. *Progetto di Variante al PAI: Torrente Seveso da Lucino alla confluenza nella Martesana in Milano*.
- Annerstedt van den Bosch, M., Mudu, P., Uscila, V., Barrdahl, M., Kulinkina, A., Staatsen, B., Swart, W., Kruize, H., Zurlyte, I., Egorov, A.I., 2016. *Development of an urban green space indicator and the public health rationale*. *Scand J Public Health* 44, 159–167. <https://doi.org/10.1177/1403494815615444>
- Ashley, R.M., Balmforth, D.J., Saul, A.J., Blanksby, J.D., 2005. *Flooding in the future – predicting climate change, risks and responses in urban areas*. *Water Science and Technology* 52, 265–273. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0142>
- Azizi, K., Diko, S.K., Saija, L., Zamani, M.G., Meier, C.I., 2022. *Integrated community-based approaches to urban pluvial flooding research, trends and future directions: A review*. *Urban Clim* 44, 101237. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2022.101237>
- Baker, D.C., Sipe, N.G., Gleeson, B.J., 2006. *Performance-Based Planning*. *J Plan Educ Res* 25, 396–409. <https://doi.org/10.1177/0739456X05283450>
- Barton, D.N., Ring, I., Rusch, G.M., 2017. *Policy Mixes: Aligning instruments for biodiversity conservation and ecosystem service provision*. *Environmental Policy and Governance* 27, 397–403. <https://doi.org/10.1002/eet.1779>
- Becciu, G., Chia, M., Mambretti, S., 2018. *A century of works on river seveso: From unregulated development to basin reclamation*. *International Journal of Environmental Impacts: Management, Mitigation and Recovery* 1, 461–472. <https://doi.org/10.2495/ei-v1-n4-461-472>
- Bengston, D.N., Fletcher, J.O., Nelson, K.C., 2004. *Public policies for managing urban growth and protecting open space: policy instruments and lessons learned in the United States*. *Landsc Urban Plan* 69, 271–286. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.08.007>

- Bignami, D.F., Rosso, R., Sanfilippo, U., 2019. *Flood Proofing in Urban Areas, Flood Proofing in Urban Areas*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-05934-7>
- Brattebo, B.O., Booth, D.B., 2003. *Long-term stormwater quantity and quality performance of permeable pavement systems*. *Water Res* 37, 4369–4376. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00410-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00410-X)
- Bulkeley, H., Kern, K., 2006. *Local Government and the Governing of Climate Change in Germany and the UK*. *Urban Studies* 43, 2237–2259. <https://doi.org/10.1080/00420980600936491>
- Butler, D., Davies, J.W., 2011. *Urban Drainage*, 2nd ed. Spon Press, London.
- Carter, T., Fowler, L., 2008. *Establishing green roof infrastructure through environmental policy instruments*. *Environ Manage* 42, 151–164. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9095-5>
- Chan, F.K.S., Griffiths, J.A., Higgitt, D., Xu, S., Zhu, F., Tang, Y.T., Xu, Y., Thorne, C.R., 2018. “*Sponge City*” in China—A breakthrough of planning and flood risk management in the urban context. *Land use policy* 76, 772–778. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.03.005>
- Christiansen, L., Martinez, G., 2018. *Adaptation metrics: Perspectives on measuring, aggregating and comparing adaptation results*, in: Christiansen, L., Martinez, G., Naswa, P. (Eds.), *Adaptation Metrics: Perspectives on Measuring, Aggregating and Comparing Adaptation Results*. UNEP DTU Partnership, Copenhagen, pp. 7–13.
- Chui, T.F.M., Liu, X., Zhan, W., 2016. *Assessing cost-effectiveness of specific LID practice designs in response to large storm events*. *J Hydrol (Amst)* 533, 353–364. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.011>
- Cortinovis, C., Geneletti, D., 2020. *A performance-based planning approach integrating supply and demand of urban ecosystem services*. *Landsc Urban Plan* 201, 103842. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103842>
- Cortinovis, C., Geneletti, D., 2018. *Mapping and assessing ecosystem services to support urban planning: A case study on brownfield regeneration in Trento, Italy*. *One Ecosystem* 3. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e25477>
- Davies, C., Laforteza, R., 2019. *Transitional path to the adoption of nature-based solutions*. *Land use policy* 80, 406–409. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.09.020>
- Eckart, K., McPhee, Z., Bolisetti, T., 2017. *Performance and implementation of low impact development - A review*. *Sci Total Environ* 607–608, 413–432. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.254>
- Eggermont, H., Balian, E., Azevedo, J.M.N., Beumer, V., Brodin, T., Claudet, J., Fady, B., Grube, M., Keune, H., Lamarque, P., Reuter, K., Smith, M., Van Ham, C., Weisser, W.W., Le Roux, X., 2015. *Nature-based solutions: New influence for environmental management and research in Europe*. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*. <https://doi.org/10.14512/gaia.24.4.9>
- ERSAF, 2017. *Progetto strategico di sottobacino del torrente Seveso*.
- European Commission (EC), 2022. *Nature-based Solutions and the Challenges of Water: Accelerating the transition to more sustainable cities*. Luxembourg.
- European Commission (EC), 2020. *Nature-based solutions for flood mitigation and coastal resilience: analysis of EU-funded projects*. Bruxelles.

- European Commission (EC), 2015. *Towards an EU Research and Innovation policy agenda for Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities*. Publications Office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/https://doi.org/10.2777/765301>
- European Commission (EC), 2013. *Green Infrastructure (GI) – Enhancing Europe's Natural Capital*.
- European Commission (EC), Directorate-General for Research and Innovation, 2021. *Evaluating the Impacts of Nature-based Solutions: A summary for Policy Makers*. Luxembourg. <https://doi.org/10.2777/2219>
- European Commission (EC), Directorate-General for Research and Innovation, Naumann, S., Burgos Cuevas, N., Davies, C., Bradley, S., Mahmoud, I.H., Arlati, A., 2023. *Harnessing the power of collaboration for nature-based solutions*. <https://doi.org/10.2777/954370>
- Falconer, R.H., Cobby, D., Smyth, P., Astle, G., Dent, J., Golding, B., 2009. *Pluvial flooding: New approaches in flood warning, mapping and risk management*. *J Flood Risk Manag* 2, 198–208. <https://doi.org/10.1111/j.1753-318X.2009.01034.X>
- Fletcher, T.D., Shuster, W., Hunt, W.F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.L., Mikkelsen, P.S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M., 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – *The evolution and application of terminology surrounding urban drainage*. *Urban Water J* 12, 525–542. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2014.916314>
- Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Collier, M.J., Kendal, D., Bulkeley, H., Dumitru, A., Walsh, C., Noble, K., van Wyk, E., Ordóñez, C., Oke, C., Pintér, L., 2019. *Nature-Based Solutions for Urban Climate Change Adaptation: Linking Science, Policy, and Practice Communities for Evidence-Based Decision-Making*. *Bioscience* 69, 455–466. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz042>
- Fratini, C.F., Geldof, G.D., Kluck, J., Mikkelsen, P.S., 2012. *Three Points Approach (3PA) for urban flood risk management: A tool to support climate change adaptation through transdisciplinarity and multifunctionality*. *Urban Water J* 9, 317–331. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2012.668913>
- Frew, T., Baker, D., Donehue, P., 2016. *Performance based planning in Queensland: A case of unintended planning outcomes*. *Land use policy* 50, 239–251. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.10.007>
- Frontori, I., 2016. *L'acqua nei sistemi difensivi delle città romane: alcuni casi in Lombardia*. *Gilgames*. *Giornale Interdisciplinare di Lettere e Linguistica, Geografia, Arte e Archeologia, Musica e Spettacolo* 1, 96–113.
- Hammond, M.J., Chen, A.S., Djordjević, S., Butler, D., Mark, O., 2015. *Urban flood impact assessment: A state-of-the-art review*. *Urban Water J* 12, 14–29. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2013.857421>
- Hansen, R., Pauleit, S., 2014. *From multifunctionality to multiple ecosystem services? A conceptual framework for multifunctionality in green infrastructure planning for Urban Areas*. *Ambio* 43, 516–529. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0510-2>
- Hansen, R., Rall, E.L., Rolf, W., Pauleit, S., 2017. *Urban Green Infrastructure Planning: A Guide for Practitioners*.
- Hassani, M.R., Niksokhan, M.H., Mousavi Janbeh Sarayi, S.F., Nikoo, M.R., 2023. *Multi-objective robust decision-making for LIDs implementation under climatic change*. *J Hydrol (Amst)* 617, 128954. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128954>
- Jha, A.K., Bloch, R., Lamond, J., 2012. *Cities and Flooding*. *The World Bank*. <https://doi.org/10.1596/978-0-8213-8866-2>
- Ji, S., Qiuwen, Z., 2015. *A GIS-based Subcatchments Division Approach for SWMM*. *The Open Civil Engineering Journal* 9, 515–521. <https://doi.org/10.2174/1874149501509010515>

- Kabisch, N., Strohbach, M., Haase, D., Kronenberg, J., 2016. *Urban green space availability in European cities*. *Ecol Indic* 70, 586–596. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.029>
- Lempert, R.J., 2019. *Robust Decision Making (RDM)*, in: *Decision Making under Deep Uncertainty*. Springer International Publishing, Cham, pp. 23–51. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-05252-2\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-05252-2_2)
- Lennon, M., Scott, M., 2014. *Delivering ecosystems services via spatial planning: reviewing the possibilities and implications of a green infrastructure approach*. *Town Planning Review* 85, 563–587. <https://doi.org/10.3828/tp.2014.35>
- Li, Q., Wang, F., Yu, Y., Huang, Z., Li, M., Guan, Y., 2018. *Comprehensive performance evaluation of LID practices for the sponge city construction: A case study in Guangxi, China*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.024>
- Madrazo-Uribeetxebarria, E., Garmendia Antín, M., Almandoz Berrondo, J., Andrés-Doménech, I., 2022. *Modelling Runoff from Permeable Pavements: A Link to the Curve Number Method*. *Water (Basel)* 15, 160. <https://doi.org/10.3390/w15010160>
- Mccutcheon, M., Wride, D., 2013. *Shades of Green: Using SWMM LID Controls to Simulate Green Infrastructure*, in: *Journal of Water Management Modeling*, pp. 246–261. <https://doi.org/10.14796/JWMM.R246-15>
- McVittie, A., Cole, L., Wreford, A., Sgobbi, A., Yordi, B., 2018. *Ecosystem-based solutions for disaster risk reduction: Lessons from European applications of ecosystem-based adaptation measures*. *International Journal of Disaster Risk Reduction* 32, 42–54. <https://doi.org/10.1016/j.ijdr.2017.12.014>
- Mei, C., Liu, J., Wang, H., Yang, Z., Ding, X., Shao, W., 2018. *Integrated assessments of green infrastructure for flood mitigation to support robust decision-making for sponge city construction in an urbanized watershed*. *Science of The Total Environment* 639, 1394–1407. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.199>
- Novotny, V., Ahern, J., Brown, P., 2010. *Water Centric Sustainable Communities*. Planning, Retrofitting, and Building the Next Urban Environment. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey.
- Pappalardo, V., La Rosa, D., 2020. *Policies for sustainable drainage systems in urban contexts within performance-based planning approaches*. *Sustain Cities Soc* 52, 101830. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101830>
- Pappalardo, V., La Rosa, D., Campisano, A., La Greca, P., 2017. *The potential of green infrastructure application in urban runoff control for land use planning: A preliminary evaluation from a southern Italy case study*. *Ecosyst Serv* 26, 345–354. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.04.015>
- Paul, M.J., Meyer, J.L., 2008. *Streams in the urban landscape*, in: *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Springer US, pp. 207–231. [https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5\\_12](https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_12)
- Randall, M., Støvring, J., Henrichs, M., Bergen Jensen, M., 2020. *Comparison of SWMM evaporation and discharge to in-field observations from lined permeable pavements*. *Urban Water J* 491–502. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2020.1776737>
- Ronchi, S., Arcidiacono, A., Pogliani, L., 2019. *Integrating green infrastructure into spatial planning regulations to improve the performance of urban ecosystems*. Insights from an Italian case study. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101907>



- Rosenzweig, B.R., McPhillips, L., Chang, H., Cheng, C., Welty, C., Matsler, M., Iwaniec, D., Davidson, C.I., 2018. *Pluvial flood risk and opportunities for resilience*. Wiley Interdisciplinary Reviews: Water 5. <https://doi.org/10.1002/WAT2.1302>
- Rossman, L.A., 2015. *EPA Storm Water Management Model*. User's Manual.
- Salata, S., Ronchi, S., Giaimo, C., Arcidiacono, A., Pantaloni, G.G., 2021. *Performance-Based Planning to Reduce Flooding Vulnerability Insights from the Case of Turin (North-West Italy)*. <https://doi.org/10.3390/su13105697>
- Schelfaut, K., Pannemans, B., van der Craats, I., Krywkow, J., Mysiak, J., Cools, J., 2011. *Bringing flood resilience into practice: the FREEMAN project*. Environ Sci Policy 14, 825–833. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2011.02.009>
- Schilling, J., Tränckner, J., 2022. *Generate\_SWMM\_inp: An Open-Source QGIS Plugin to Import and Export Model Input Files for SWMM*. Water (Basel) 14, 2262. <https://doi.org/10.3390/w14142262>
- Seddon, N., Chausson, A., Berry, P., Girardin, C.A.J., Smith, A., Turner, B., 2020. *Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges*. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences. <https://doi.org/10.1098/rstb.2019.0120>
- Shen, J., Zhang, Q., 2014. *Parameter Estimation Method for SWMM under the Condition of Incomplete Information Based on GIS and RS*. EJGE 20, 6095–6108.
- Stead, D., 2021. *Conceptualizing the Policy Tools of Spatial Planning*. J Plan Lit 36, 297–311. <https://doi.org/10.1177/0885412221992283>
- Stovin, V., 2010. *The potential of green roofs to manage urban stormwater*. Water and Environment Journal 24, 192–199. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00174.x>
- Sutton-Grier, A.E., Wowk, K., Bamford, H., 2015. *Future of our coasts: The potential for natural and hybrid infrastructure to enhance the resilience of our coastal communities, economies and ecosystems*. Environ Sci Policy 51, 137–148. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.006>
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), 2010. *Green Infrastructure Case Studies: Municipal Policies for Managing Stormwater with Green Infrastructure*.
- USDA, 1989. *Runoff Curve Number Computations*.
- Voinov, A., Bousquet, F., 2010. *Modelling with stakeholders*. Environmental Modelling & Software 25, 1268–1281. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.007>
- Wilby, R.L., Keenan, R., 2012. *Adapting to flood risk under climate change*. Prog Phys Geogr 36, 348–378. <https://doi.org/10.1177/0309133312438908/FORMAT/EPUB>
- Woods Ballard, B., Wilson, S., Udale-Clarke, H., Illman, S., Ashley, R., Kellagher, R., 2015. *The SuDS Manual*. London.
- Wüstemann, H., Kalisch, D., Kolbe, J., 2017. *Access to urban green space and environmental inequalities in Germany*. Landsc Urban Plan 164, 124–131. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.04.002>
- Zhang, K., Chui, T.F.M., 2018. *A comprehensive review of spatial allocation of LID-BMP-GI practices: Strategies and optimization tools*. Science of the Total Environment. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.281>
- Zoppou, C., 2001. *Review of urban storm water models*. Environmental Modelling & Software 16, 195–231. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(00\)00084-0](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(00)00084-0)

# Sotto l'ombrello delle Nature Based Solutions

## Il caso del Progetto Upper del Comune di Latina

**Alberto Budoni**

Sapienza Università di Roma  
Ce.R.S.I.Te.S. - Centro di Ricerca e Servizi  
per l'Innovazione Tecnologica Sostenibile  
[alberto.budoni@uniroma1.it](mailto:alberto.budoni@uniroma1.it)

Received: October 2023  
Accepted: December 2023  
© 2023 Author(s).  
This article is published  
with Creative Commons  
license CC BY-SA 4.0  
Firenze University Press.  
DOI: 10.13128/contest-14825

### keywords

nature-based solutions  
transdisciplinarity  
urban innovative  
actions green and blue  
infrastructures  
productive parks

### Le opportunità offerte dall'applicazione delle NBS

Il concetto di Nature Based Solutions (NBS) è stato promosso per la prima volta nel 2009 dall'International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2020), che poi ha coniato nel 2016 la prima definizione globale di NBS, mettendone in evidenza la molteplicità delle sfide (Fig.1) per fornire benessere umano e benefici alla biodiversità (IUCN, 2016).

Alla diffusione del termine NBS hanno contribuito soprattutto le istituzioni europee. Il concetto di NBS è stato integrato nel programma quadro Horizon 2020 attraverso una narrativa che allinea biodiversità e servizi ecosistemici con obiettivi di crescita e creazione di posti di lavoro (Nesshöver et al., 2017).

La Commissione Europea, attraverso un gruppo di esperti (European Commission, 2015), ha identificato quattro obiettivi principali delle NBS:

- il potenziamento dell'urbanizzazione sostenibile;
- il ripristino degli ecosistemi degradati;
- l'adattamento e la mitigazione dei cambiamenti climatici;

*The Upper European project sought to develop environmental, economic, urban planning and social analyses and actions in an integrated way, using the opportunities offered by Nature Based Solutions (NBS), an umbrella concept that can enable transdisciplinary comparisons. In this confrontation, a significant role has been played by the urban planning discipline, using the concept of green and blue*

*infrastructure broadly and making it, in a bioregional vision, the framework in which to include both productive parks, the founding idea of the project, and participatory interaction for the development of co-design activities and the building of covenants of collaboration with inhabitants. Despite the difficulties encountered, the results of the project can also be considered positive and useful for the purpose of reflecting on the potential of NBS to build incisive territorial projects in land-use and urban planning processes.*

- il miglioramento della gestione del rischio e della resilienza.
- Sulla base di questi quattro obiettivi, lo stesso gruppo di esperti ha raccomandato sette soluzioni basate sulla natura:
- rigenerazione urbana;
- miglioramento del benessere nelle aree urbane;
- resilienza costiera;
- gestione multifunzionale dei bacini idrografici e ripristino degli ecosistemi;
- aumento della sostenibilità nell'uso della materia e dell'energia;
- aumento del 'valore assicurativo' degli ecosistemi<sup>1</sup>;
- aumento del sequestro di carbonio.

Anche in relazione a questo studio, la Commissione Europea ha definito le NBS come soluzio-

ni ispirate e sostenute dalla natura, efficaci per costi, benefici ambientali, sociali ed economici e per la resilienza, da ottenersi attraverso interventi sistemici, adattati localmente (Dumitru, Wendling, 2021).

Differenti discipline (Dorst et al., 2019; Johnson et al., 2022) hanno messo in evidenza come le NBS siano diventate un concetto ombrello che coinvolge vari approcci e principi per la tutela dell'ambiente, risultando spesso vago e ambiguo. La Commissione Europea ha preso atto di questa condizione, schematizzando la compresenza di diversi approcci e relativi concetti (Fig.2).

Tuttavia, nonostante i rischi di ambiguità, per la Commissione Europea le NBS forniscono soluzioni integrate e multifunzionali e sono importanti perché capaci di affrontare simultaneamente diverse sfide sociali con benefici primari e co-benefici, o servizi ecosistemici (Dumitru, Wendling, 2021). D'altra parte, le NBS fanno parte di un percorso di transizione verso la sostenibilità urbana come norma e cosa ovvia e non come novità (Adams et al., 2023).

Dunque, il concetto di NBS non è innovativo di per sé stesso, ma la sua applicazione costituisce potenzialmente un significativo ambito di confronto tra metodi e strumenti di discipline diver-

## La molteplicità delle sfide affrontate dalle NBS

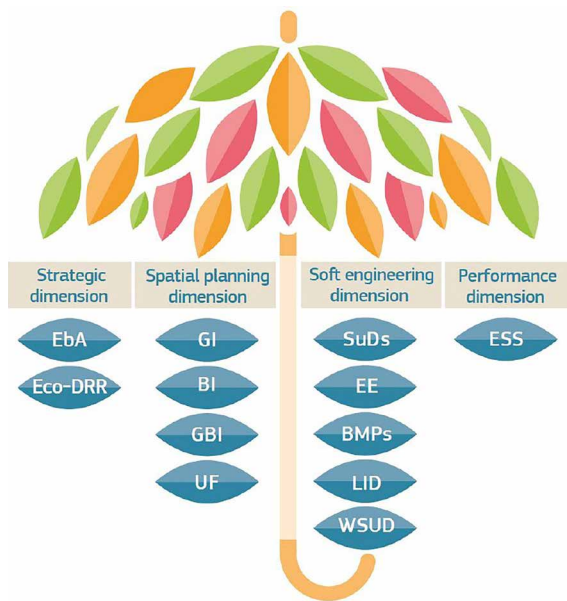
Fonte: IUCN 2016

Fig.1



se, favorendo un dialogo transdisciplinare difficile da praticare, nonostante il pluridecennale riconoscimento della sua necessità (CIRET, 1994; Magnaghi, 2001). Inoltre, le NBS, in relazione ai risultati richiesti dai bandi per i progetti europei, loro principale fonte di finanziamento, si devono concretizzare in soluzioni condivise da una varietà di attori della società civile che non considerano o non danno valore all'ambiente, diventando così uno dei principali veicoli di diffusione di contenuti culturali per la sua tutela. In questo senso è importante mettere in evidenza i benefici delle NBS in termini di servizi ecosistemici utilizzando classificazioni europee di riferimento (Haines-Young, Potschin, 2018) e contestualizzarli per gli aspetti urbani e regionali attraverso valutazioni qualitative (Regione Emilia Romagna, 2020). Tuttavia, dato che "Non esi-

ste un modo corretto per valutare i servizi ecosistemici" (Costanza et al., 2017, p.3), ed "è necessario ampliare il discorso e la partecipazione del pubblico nell'integrazione dei servizi ecosistemici e del capitale naturale nella politica economica generale" (Costanza et al., 2017, p.14), occorre ampliare la visione antropocentrica dei servizi ecosistemici e fare maggiore attenzione alla biodiversità (Battisti et al., 2021). Infatti, nonostante l'evidente intreccio tra cambiamenti climatici e perdita di biodiversità, quest'ultima riceve meno attenzione, anche in relazione alla difficoltà di quantificare l'efficacia delle NBS ad essa correlate in termini biofisici, sociali ed economici (Rastelli, Ciccarese, 2021). Dunque, le NBS offrono opportunità di praticare dialoghi transdisciplinari, di diffondere educazione ambientale, di sperimentare soluzioni integrate



## Le NBS come concetto ombrello di diversi approcci e relativi concetti esistenti

Fonte: Dumitru, Wendling, 2021

Fig.2

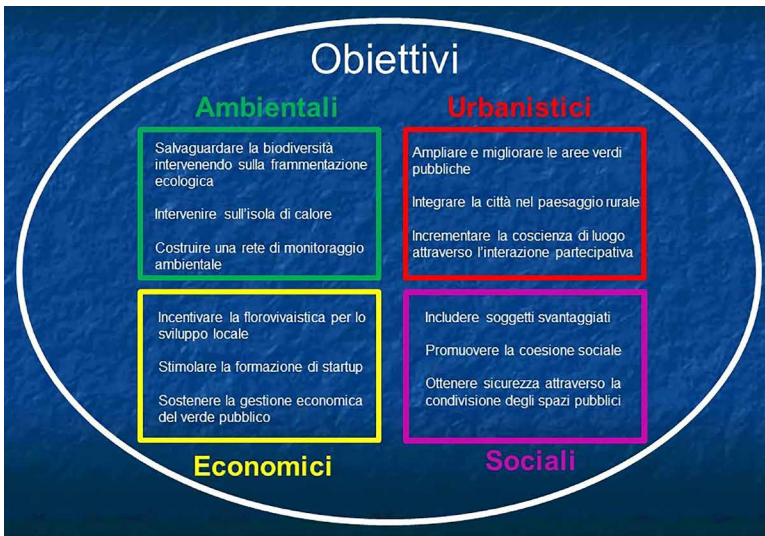
per l'adattamento climatico e la tutela della biodiversità che non ponga questa in secondo piano, soprattutto nelle aree urbane.

### Il Progetto Upper e il suo contesto

In risposta alle richieste del quarto bando del 2018-2019 dell'iniziativa Urban Innovative Actions (UIA)<sup>2</sup>, il Comune di Latina ha ottenuto il finanziamento<sup>3</sup> con il progetto Upper<sup>4</sup>, un progetto complesso e ambizioso a fronte delle caratteristiche del contesto socioeconomico del suo territorio: un ambiente culturale ancora intriso dei miti della bonifica integrale e di una concezione di quest'ultima come 'vittoria sulla natura', con una limitata consapevolezza delle problematiche ambientali del territorio<sup>5</sup>; una macchina amministrativa comunale con gravi problemi di efficienza legati a un forte deficit

di organico e abituata a operare per servizi compartimentati; un tessuto provinciale di aziende florovivaistiche promettente, ma anche molto scettico rispetto alla scarsa capacità delle Amministrazioni succedutesi negli ultimi decenni di incoraggiare lo sviluppo locale.

L'obiettivo principale del progetto, iniziato nel settembre 2019 e terminato nell'agosto 2023, consisteva nella realizzazione di tre parchi produttivi e di 8 siti dimostrativi in aree comunali abbandonate o degradate. I parchi produttivi, da affidare in concessione a imprese esperte e start-up con competenze florovivaistiche e di produzione-gestione di servizi, comprendono aree per la produzione di piante prevalentemente autoctone e aree destinate a servizi per gli abitanti e le scuole limitrofe. In particolare, l'area che costituirà il principale parco produttivo,



comprende un ex centro sportivo dotato di un campo di calcio e altre attrezzature, sequestrato ad un clan della criminalità organizzata presente nel territorio di Latina. Ai parchi produttivi sono associati i siti dimostrativi, destinati a ospitare le piante prodotte nei tre parchi con cui realizzare NBS finalizzate al miglioramento delle condizioni ambientali e alla salvaguardia della biodiversità. La gestione dei siti dimostrativi è affidata al Servizio Ambiente del Comune e, laddove possibile, agli abitanti mediante la stipula di patti di collaborazione<sup>6</sup>.

Per il progetto Upper, insieme al Comune di Latina, coordinatore, hanno operato 7 partner<sup>7</sup> cercando di sviluppare la progettazione e la realizzazione dei parchi produttivi e dei siti dimostrativi secondo gli obiettivi del progetto classificabili in ambientali, urbanistici, economici e sociali (Fig.3) e riconducibili a tre idee portanti:

1. concentrare l'attenzione sull'autoproduzione e sull'auto-manutenzione di NBS, con tecnologie che consentano Public-Private-People Partnerships (PPPP), nella prospettiva di ga-

rantire la sostenibilità a lungo termine e l'estensione delle buone pratiche a livello cittadino;

2. legare la realizzazione di NBS a benefici sociali come l'inclusione lavorativa di gruppi emarginati, la cura della salute mentale e la coesione sociale;-
3. promuovere attraverso i parchi produttivi la formazione di un mercato delle NBS, incentivando dal lato dell'offerta lo sviluppo di nuove imprese con nuovi modelli di business e stimolando la formazione della domanda di abitanti e stakeholder pubblici e privati.

In relazione alle tre idee portanti del progetto, le attività<sup>8</sup> sono state organizzate in altrettante direttrici di implementazione:

1. progettazione, realizzazione e monitoraggio dei parchi produttivi e dei siti dimostrativi, attraverso:
  - laboratori di coprogettazione con abitanti, associazioni e stakeholder delle aree di intervento (Tesseræ, Labirinto)

- analisi e progettazione tecnico-scientifica preliminare delle aree di intervento, selezionando le NBS più opportune (Ce.R.S.I.Te.S., Fondazione Caetani, PNC, Labirinto, Tesserae)
  - progettazione definitiva ed esecutiva delle aree di intervento (STC, Ce.R.S.I.Te.S.)
  - costruzione della rete di stazioni di monitoraggio<sup>9</sup>, analisi e modellazione ambientale ex ante ed ex post delle aree per la valutazione dello stato delle piante e degli impatti sull'ambiente urbano (Ce.R.S.I.Te.S., ENGIE);
2. inclusione sociale e formazione al lavoro per persone disaggiate mediante:
- incontri pubblici per la diffusione della conoscenza di NBS (PNC, Fondazione Caetani, Ce.R.S.I.Te.S.)
  - creazione di una 'banca delle aree verdi' per promuovere l'uso di NBS e di patti di collaborazione in aree comunali (Labirinto)
  - formazione di competenze e inserimento lavorativo come operatori di parchi produttivi di cittadini disagiati (Fondazione Caetani, Labirinto)
  - erogazione di servizi sociali innovativi basati sulla natura e di attività educative co-progettati con gli stakeholder (Labirinto, Tesserae)
3. stimolo dell'iniziativa imprenditoriale e definizione di modelli di business per la gestione dei Parchi Produttivi e delle tecnologie e servizi NBS in genere con:
- servizio di consulenza e supporto per gli aspiranti imprenditori nel settore NBS (Innovation Europe)
  - definizione di modelli di business legati a prodotti e servizi chiave che ne consentano l'affermazione sul mercato (Ce.R.S.I.Te.S., STC)
  - lancio di una sfida imprenditoriale tra imprese startup sui modelli di business con l'assegnazione di premi in denaro (Ce.R.S.I.Te.S., Innovation Europe).
- Le attività delle tre direttrici si sono sviluppate nel tempo parallelamente.

### **Approccio transdisciplinare e strategicità delle infrastrutture verdi e blu**

L'approccio seguito inizialmente dal Comune come capofila era orientato a ottenere risultati visibili di riqualificazione delle aree verdi e a coinvolgere gli abitanti nella ricerca di consenso attraverso l'educazione ambientale e la stimolazione delle iniziative imprenditoriali per i parchi produttivi. Le problematiche ambientali erano considerate in relazione al benessere degli abitanti e solo marginalmente rispetto alla tutela della biodiversità. Tale orientamento, evidente nella scelta delle aree di intervento da parte del Comune senza il coinvolgimento dei partner, presentava chiari limiti. Il Ce.R.S.I.Te.S., e in particolare la sua componente urbanistica, ha sollecitato i partner e il Comune ad adottare un approccio transdisciplinare sull'impostazione delle proposte di intervento. La maggior parte di

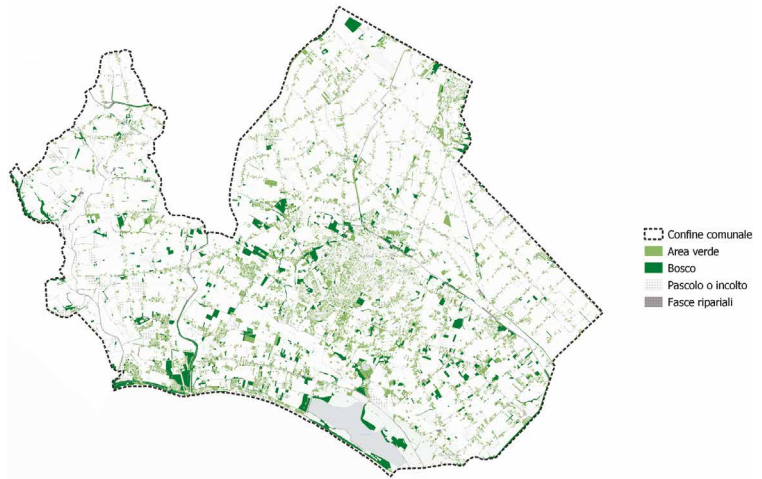
queste proposte comportava azioni che necessitavano non solo di coordinamento, ma soprattutto di progetti e interventi integrati, ovvero derivanti da un processo di co-progettazione frutto della collaborazione tra i diversi partner e, quanto più possibile, del coinvolgimento degli abitanti prossimi alle aree di intervento, nonché degli stakeholder e della cittadinanza nel suo complesso. Con questo cambio di approccio si è cercato di dare alla tutela della biodiversità lo spazio che merita attraverso l'assunzione delle infrastrutture verdi e blu (GBI) come elemento strategico del progetto e legante delle altre NBS, in riferimento alla definizione della Commissione Europea (European Commission, 2013, p.3) e al suo ruolo di più ampia rete di connessioni di cui sono spina dorsale le reti ecologiche (John et al., 2019). Le GBI costituiscono, come noto, una delle forme più coinvolgenti di gestione del paesaggio per i pianificatori (Mell, 2017), in particolare nella diminuzione dello stato di frammentazione degli habitat naturali indotto dalle dinamiche di urbanizzazione (De Montis et al., 2017) e nella riduzione degli effetti negativi indotti dal fenomeno dell'isola di calore. Adottando la visione bioregionale (Magnaghi, 2020; Fanfani, Ruiz, 2020), che più di altre consente di capire il ruolo di singole aree come quelle di Upper all'interno di una rete di infrastrutture verdi e blu che penetri anche all'interno del centro urbano, si è fatto riferimento agli studi svolti da componenti del Ce.R.S.I.Te.S. sulla Bioregione Pontina (Budoni et al., 2018; Budoni,

2018; Budoni, 2021). Da questi ultimi, a conferma di quanto già emerso negli studi della Provincia di Latina della fine degli anni 2000 (Giunti et al., 2009), si evidenzia che il territorio di Latina è caratterizzato da una forte frammentazione delle aree protette e di quelle inserite nella rete natura 2000, nonché delle aree verdi urbane e periurbane (Fig.4). L'espansione legale e abusiva, soprattutto quella degli ultimi tre decenni, ha generato un notevole consumo di suolo. Secondo i dati ISPRA 2021 la percentuale di suolo consumato nel Comune dal 2015 al 2020 è circa il doppio della media nazionale e per i dati ISPRA del 2022 Latina è la seconda città del Lazio dopo Roma per consumo di suolo (ISPRA 2021; ISPRA, 2022).

Sul fenomeno dell'isola di calore non esistono per il territorio comunale dati sistematici, tuttavia nel centro urbano, rispetto alle aree esterne non edificate, si sperimentano delle variazioni di temperatura significative dovute alla grande quantità di suolo impermeabilizzato e occupato da superfici riflettenti che risulta dall'analisi svolta in ambiente GIS sulla cartografia tecnica regionale (Fig. 5).

L'azione fondamentale per realizzare la rete delle infrastrutture verdi e blu consiste quindi nell'utilizzare e valorizzare in chiave ecologica il complesso reticolo idrografico della bonifica con interventi di forestazione e riqualificazione vegetazionale delle rive di canali e fossi, associati alla creazione di aree di laminazione per le piene e la ricarica delle falde, nonché alla predispo-





## Vegetazione del territorio del Comune di Latina

Fonte: ns. elaborazione su CTR Regione Lazio scala superfici pavimentate 1:5000 - 2014  
Fig. 4



## Il centro urbano di Latina con evidenziate in rosso chiaro le superfici pavimentate

Fonte: ns. elaborazione su CTR Regione Lazio scala 1:5000 - 2014  
Fig. 5



**In arancione le aree dei siti produttivi e dimostrativi di Upper; in verde le aree verdi urbane, il Canale delle acque medie sulla destra e il Fosso Gorgoglicino sulla sinistra, nell'ipotesi di un completo ripristino della sua continuità**

Fonte: ns. elaborazione  
Fig. 6

sizione di attrezzature e percorsi ciclopedonali di fruizione per il benessere degli abitanti e la valorizzazione turistica (Fig.6).

**Analisi, progettazione preliminare e monitoraggio delle aree di intervento**

Le analisi delle singole aree di intervento e del loro contesto territoriale sono state svolte con una sintesi degli studi esistenti, l'uso dei dati provenienti dalle stazioni di monitoraggio realizzate dal partner ENGIE, i rilievi sul campo di tutte le componenti disciplinari del Ce.R.S.I.Te.S. Sono stati eseguiti rilievi naturalistici sui caratteri vegetazionali e sulle presenze faunistiche, integrati con analisi sugli aspetti urbanistici, economici e sociali del contesto. Con sopralluoghi sia diurni che notturni e l'utilizzo di fototrappole e di un bat-detector, è emersa la presenza

di una comunità di vertebrati costituita da diverse decine di specie fra anfibi, rettili, uccelli e mammiferi, alcune delle quali di interesse conservazionistico.

Una parte del Gruppo ha impiegato tecniche *proximal* (Serranti et al., 2018) e *remote sensing* (Bonifazi et al., 2022), basate sull'utilizzo della spettroscopia nel visibile e nel vicino infrarosso (NIR) e dati telerilevati dalla costellazione di satelliti della missione Sentinel-2, con cui possono essere calcolati vari indici per valutare la copertura vegetale, l'apporto idrico della vegetazione dei vari siti oggetto di studio ed effettuare un monitoraggio multilivello della salute delle piante.

Parallelamente è stata definita la caratterizzazione ambientale dei siti attraverso le simulazioni basate su OpenFOAM, un solutore fluidodinamico open-source che consente di stimare come

il flusso d'aria relativo ai venti che investono l'intera città di Latina interagisce con le strutture presenti nell'area urbana. Grazie alla disponibilità di dati geo-spaziali delle aree urbanizzate è stato possibile ricostruire il modello tridimensionale degli edifici che, integrato con analisi sulle distribuzioni della temperatura dell'aria, ha permesso la realizzazione di un Modello di simulazione termo-fluidodinamico in grado di fornire indicazioni su alcune aree critiche per l'isola di calore e sul ruolo svolto dagli interventi di piantumazione realizzati o programmabili.

Tutte le analisi sono state inserite all'interno di un progetto GIS elaborato con software Qgis che ha consentito di elaborare un sistema informativo dei dati degli studi. Il progetto GIS è stato quindi pubblicato sul web attraverso la piattaforma WHiP (WebGIS Holding interactive Platform) implementata con software Lizmap<sup>10</sup>. Questa piattaforma, collegata con i dati delle stazioni di monitoraggio di Engie, consentirà al Ce.R.S.I.Te.S. di restituire al pubblico le valutazioni degli effetti degli interventi e approfondire la riflessione sulle tipologie di NBS proposte.

In relazione alle analisi svolte è stato definito un abaco delle NBS considerate nel corso del progetto (Tab.1). Alcune delle tipologie indicate non sono delle NBS normalmente classificate come tali, ma interventi ritenuti parte integrante delle soluzioni poiché coerenti in termini di impatto ambientale, di costo e soprattutto di cultura delle relazioni con la natura e con l'ambiente (ad es. panchine, sedute e tavoli realizzati con ma-

teriali di riciclo). L'abaco è articolato in sei categorie che racchiudono le soluzioni applicabili ai tessuti urbani e periurbani: Soluzioni per l'edilizia; Soluzioni di arredo delle aree verdi; Soluzioni per le infrastrutture della mobilità e lo spazio pubblico; Soluzioni per il sistema abiotico; Soluzioni per il movimento e la sosta della fauna; Soluzioni per utilità e socialità attraverso le piante. Le prime tre categorie sono legate principalmente agli interventi sulle infrastrutture grigie, sempre più inadeguate a fronteggiare il cambiamento climatico (Catalano et al., 2016; Life Metro Adapt, 2018; Garda, 2019). La quarta e la quinta categoria riguardano le NBS che più direttamente si occupano degli equilibri ecosistemici, relativi sia al sistema abiotico che a quelli connessi alla vegetazione e alla fauna (Luell et al., 2003). Infine, la sesta categoria comprende quelle tipologie di NBS che oltre a contribuire in modo significativo agli equilibri ecosistemici, possono dare un sostegno fondamentale alla coesione sociale e alla ripresa di un rapporto multidimensionale con la natura, uscendo dall'appiattimento del paradigma funzionalista della città come macchina, ancora di fatto dominante attraverso la versione aggiornata della smart city (Di Dato, 2012; Clayton, 2012; Del Monte, Sachsé, 2017; Kolokotsa et al., 2020).

Le proposte di assetto delle aree del progetto Upper hanno fatto riferimento all'abaco delle NBS e agli elementi del reticolo idrografico prima delineati. Nello stesso tempo sono state pensate per costituire un punto di connesio-

Categorie NBS	Tipologie	Obiettivi
Soluzioni per l'edilizia	Tetti verdi, green covering shelter, percorsi a pergolato verde sospeso, pareti verdi	Miglioramento del microclima, risparmio energetico e isolamento acustico, riduzione inquinamento atmosferico, riduzione della velocità di deflusso delle acque, conservazione della biodiversità, miglioramento dell'estetica di un edificio, miglioramento del paesaggio urbano a livello estetico-percettivo
Soluzioni di arredo delle aree verdi	Panchine, sedute e tavoli realizzati con materiali di riciclo, lampioni solari ed eolici	Miglioramento della fruizione delle aree verdi, favorire la partecipazione alla cura dei luoghi attraverso l'autocostruzione cultura del riciclo dei materiali, miglioramento del paesaggio urbano a livello estetico-percettivo
Soluzioni per le infrastrutture della mobilità e lo spazio pubblico	Barriere verdi, strade e parcheggi alberati, depaving e desealing, pavimentazioni drenanti e filtranti carrabili, percorsi ciclo-pedonali	Ripristino degli strati superficiali del suolo, miglioramento dei processi di evapotraspirazione, mitigazione dei fenomeni di allagamento, diminuzione del carico di inquinanti nelle acque in falda, riduzione dell'isola di calore, contributo all'adattamento ai cambiamenti climatici
Soluzioni per il sistema abiotico	Muri di contenimento, canali vegetati, trincee infiltranti, bacini di detenzione, stagni e zone umide/fitodepurazione, riapertura di corsi d'acqua, tombinati, cisterne superficiali o interrato, aree naturali o seminaturali di laminazione, rain garden, swale	Mitigazione dei fenomeni di allagamento, miglioramento della qualità delle acque, contrasto all'erosione del suolo, miglioramento del paesaggio urbano a livello estetico-percettivo
Soluzioni per il movimento e la sosta della fauna	Ecoponti ed ecotunnel, rampe di risalita dei pesci, ricoveri/siti riproduttivi con eventuali, dissuasori per animali domestici, silhouette di rapaci per superfici riflettenti, recinzione di protezione per gli anfibi, muro con cassette per l'osservazione della fauna, abbeveratoi per uccelli e insetti, punti di ricovero per animali domestici in pre-adozione, apicoltura urbana, aree dedicate al benessere dei cani e al miglioramento del rapporto uomo-cane	Tutela della fauna selvatica, sensibilizzazione sull'importanza della conservazione della biodiversità
Soluzioni per utilità e socialità attraverso le piante	Orti urbani, food forest, giardini terapeutici, prati fioriti, spazi e relazioni con gli animali, domestici nel contesto urbano, upper seeds-iniziativa di educazione, socialità, cultura e sport, basate sulla natura	Aumento del benessere psico-fisico dei cittadini, valorizzazione, mantenimento e conservazione dei prodotti vegetali tipici del territorio, tutela della biodiversità agricola, tutela della fauna selvatica, aumento della coesione sociale, inclusione categorie marginalizzate, creazione di una filiera corta e conseguenti risparmi per chi usufruisce dello spazio, diminuzione della produzione di rifiuti, riduzione dell'isola di calore, aumento del fenomeno di evapotraspirazione dell'acqua, contrasto all'erosione del suolo, contributo alla mitigazione dei cambiamenti climatici, miglioramento del paesaggio urbano a livello estetico-percettivo

ne con le aree verdi urbane del tessuto edilizio, con l'obiettivo di creare un connettivo che si ramifichi all'interno di tutto il centro urbano. Per contribuire significativamente alla salvaguardia della biodiversità, per le aree Upper sono state selezionate specie autoctone o storicizzate, riconosciute non solo per il loro valore ecologico ma anche per quello identitario-paesaggistico. Sono stati quindi proposti interventi di miglioramento delle connessioni con le aree esterne, anche attraverso la realizzazione di ecotunnel laddove l'area Upper sia confinata da infrastrutture viarie, e sono stati ipotizzati rifugi naturali (zone lasciate allo stato selvatico con limitazione degli interventi) e strutture, come nidi artificiali, per favorire la nidificazione/riproduzione.

Altri elementi fondamentali delle proposte di assetto sono il ripristino e la conservazione delle superfici permeabili, così come il contenimento del deflusso delle acque, la ricarica della falda, l'accumulo delle acque piovane per migliorare la vita delle piante. In particolare, nei parchi produttivi la coltivazione delle piante è organizzata in modo da coniugare la funzionalità produttiva con gli aspetti di connessione ecologica e di carattere paesaggistico, sia nei due parchi del centro urbano che in quello dell'area costiera, specializzato nella produzione di piante igrofile destinate alla fitodepurazione e costituente con i suoi laghetti un'area di interesse ambientale. Gli interventi nei siti dimostrativi si articolano in una fase iniziale dai costi limitati, legata alla preparazione delle superfici per la colloca-

zione delle piante e ai necessari movimenti di terra, nonché in indicazioni di successive fasi più onerose. Le sistemazioni sono pensate per richiedere la minima manutenzione, con auto-mantenimento legato alla natura stessa, o con azioni quanto più possibile non specializzate e affidabili anche ai cittadini attraverso PPPP. Uno spazio specifico merita il sito dimostrativo del Canale delle acque medie su cui il Ce.R.S.I.Te.S. ha sviluppato un'ipotesi di assetto che si propone come esempio di intervento complesso, riproducibile anche in altri tratti della rete idrografica del territorio Pontino. Il progetto, integrando la modellazione idraulica con interventi naturalistici, geotecnici e urbanistici, prevede la realizzazione di invasi di laminazione che non modificano l'alveo artificiale del Canale ma solo le sue sponde attraverso la modellazione del terreno. Si diminuisce in questo modo il rischio idrogeologico, migliorando la ricarica delle falde, creando ambienti idonei soprattutto per l'avifauna e di grande qualità per la fruizione pubblica, supportata da percorsi ciclopedonali e luoghi di incontro e di osservazione degli uccelli (Fig.7).

### **Partecipazione, inclusione sociale e stimolo dell'iniziativa imprenditoriale**

Le analisi e la progettazione preliminare delle aree di intervento sono state svolte in modo integrato con i laboratori di coprogettazione curati da Tesseræ e Labirinto, affiancati da convegni di studio aperti alla cittadinanza in cui sono stati invitati enti ed associazioni che hanno re-





alizzato NBS ritenute buone pratiche applicabili al contesto di Latina. Due esperienze sono risultate di particolare interesse. La prima, nel Comune di Lucca, uno dei 21 partner del progetto Horizon IN-HABIT (INclusive Health And wellBeing In small and medium size ciTies)<sup>11</sup>, in cui si prevede di co-progettare le 'animabili', percorsi che attraverseranno la città per favorire la relazione tra uomo e animale e processi di inclusione per persone fragili (Granai et al., 2022). La seconda esperienza, di Fruttorti di Parma, movimento spontaneo e informale di cittadini nato a Parma nel 2012, riguarda la Picasso Food Forest di Parma<sup>12</sup>, uno degli esempi più longevi e riusciti di come si possa migliorare l'ambiente creando uno spazio verde condiviso e affidato alle cure degli abitanti. Entrambe le esperienze hanno rappresentato un riferimento sia per l'elaborazione tecnica che per le iniziative *Upper Seeds*, svolte da Labirinto in alcune aree Upper e consistenti in attività gratuite per bambini e adulti: animazione sportiva, teatrale e naturalistica, passeggiate ecologiche, movimento e arte te-

rapia per over 50, nonché sport per cani accompagnati dal padrone. Un supporto significativo ai laboratori e alle iniziative *Upper Seeds* è stato fornito dalle piattaforme web. In particolare, la piattaforma WHIP è stata realizzata per consentire di visualizzare e interrogare con facilità i *layer* cartografici e le basi di dati emerse dagli studi. Permette di vedere e scaricare i *rendering* e i *video* elaborati per rappresentare le ipotesi di sistemazione delle aree di intervento. Il suo carattere interattivo si lega alla possibilità di inserire da parte di un utente commenti, documenti e, infine, di disegnare con strumenti molto semplici simboli e poligoni, utilizzando come base i *layer* della piattaforma, condividendo i disegni con gli altri utenti. Queste capacità la rendono uno strumento che può dare continuità ai processi partecipativi, permettendo, nel tempo che intercorre tra un incontro e l'altro di un laboratorio, di ampliare il numero dei partecipanti e di approfondire la discussione. Queste attività e strumenti hanno consentito di far emergere come la forestazione urbana e la tra-

# Rendering di un tratto del Canale delle acque medie in cui si notano un'area di laminazione esondata, il percorso ciclopedonale, un luogo di incontro e osservazione degli uccelli

Fonte: ns. elaborazione

Fig.7

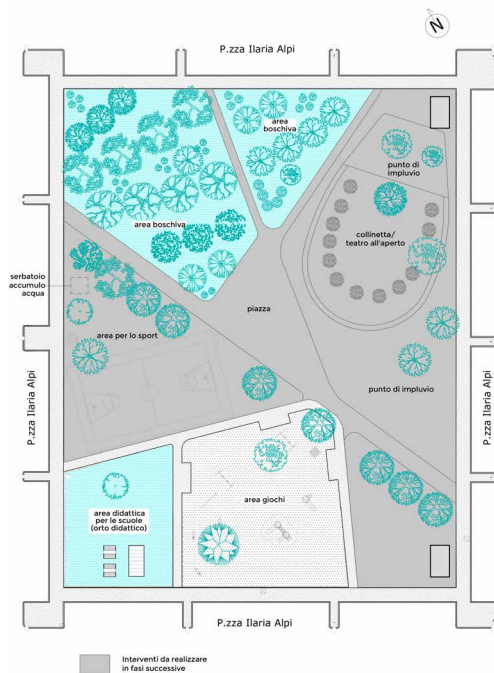
sformazione green delle città rappresentano ormai una prospettiva ineludibile in cui la produzione di piante potrà acquistare una maggiore rilevanza economica. Questa produzione, laddove ci sia una presenza significativa di imprese florovivaistiche, potrebbe diventare un fattore di sviluppo locale. È il caso del territorio pontino in cui è presente un tessuto di aziende florovivaistiche tecnologicamente avanzate che ha contribuito nel 2020 alla formazione dell'Associazione Filiera Florovivaistica del Lazio. Il Ce.R.S.I.Te.S. in collaborazione con gli altri partner ha svolto un'attività di ascolto e discussione con queste aziende, individuando gli elementi per consentire, attraverso l'affidamento di una concessione comunale, la produzione di piante autoctone e nello stesso tempo garantire, con l'eventuale associazione di altre imprese dedite ai servizi socioculturali, l'erogazione di servizi ricreativi e culturali agli abitanti. Parallelamente a queste attività, la Fondazione Caetani, con la collaborazione di Labirinto, ha formato 'operatori di parchi produttivi', Fig. ure professionali specializzate nella coltivazione e nella manutenzione del verde e delle piante, con competenze di accoglienza del pubblico, comunicazione ambientale, gestione e organizzazione dei parchi produttivi urbani. Questo modello di produzione delle piante ha una doppia valenza: da un lato avvicinare gli abitanti all'attività florovivaistica e alle diverse tipologie di NBS; dall'altro, far svolgere a Latina il ruolo di promotrice del processo di trasformazione green dei tessuti urbani delle città del territorio bioregionale.

## Conclusioni

Il progetto ha avuto un percorso travagliato e molte opere previste non sono state realizzate. Tre principali fattori esterni hanno inciso negativamente: la pandemia di COVID 19, che ha ostacolato l'interazione con i luoghi e gli abitanti; il conflitto tra Federazione Russa e Ucraina che con il rincaro dei costi delle materie prime ha reso inadeguati i budget programmati per la realizzazione degli interventi; il commissariamento per oltre sette mesi dell'Amministrazione comunale che aveva promosso il progetto, nella fase finale del lavoro, quella in cui era più necessaria la capacità di coinvolgimento degli stakeholder da parte dei politici.

Queste condizioni hanno comportato:

- un forte ritardo nella sistemazione delle aree dei parchi produttivi, solo un parco produttivo è stato cantierizzato;
- la riduzione dei siti dimostrativi da 8 a 5 e la posticipazione di una parte degli interventi al reperimento di altri fondi (Fig.8);
- le attività partecipative e di coprogettazione, a causa dello sfasamento nei tempi di realizzazione degli interventi nelle aree, non hanno consentito di costituire un legame più profondo degli abitanti con le NBS delle aree stesse;
- la mancanza nella fase finale del sostegno della politica alla comunicazione ha limitato il rapporto con le imprese florovivaistiche e la promozione di startup;
- il ritardo nella realizzazione della trasformazione delle aree da parte del Comune ha impe-



## Sito dimostrativo di Piazza Ilaria Alpi: a destra la sistemazione finale; a sinistra campite in celeste le aree realizzate nel giugno 2023 con i fondi del Progetto Upper

Fonte: ns. elaborazione

Fig.8

dito al Ce.R.S.I.Te.S. una completa valutazione degli effetti degli interventi sull'ambiente urbano.

Nonostante i problemi incontrati, il Progetto Upper nel suo complesso ha messo in evidenza le potenzialità dell'uso delle NBS, proprio in relazione al loro carattere di concetto ombrello che consente di declinarle secondo le specificità del contesto locale. Occorre però che ci sia un legante che ne consenta un'utilizzazione non frammentata; l'impostazione basata sulle infrastrutture verdi e blu appare idonea allo scopo, evitando inoltre di rendere marginale la tutela della biodiversità. Per promuovere questa impostazione non appare opportuno un nuovo strumento settoriale, si dovrebbe invece rilanciare la pianificazione urbanistica alla scala co-

munale, anche in considerazione dell'attuale tendenza che vede affermarsi la pianificazione strategica (Gabellini, 2020). I processi di pianificazione strategica possono costituire un ambito di intervento privilegiato per tutelare i beni comuni attraverso l'interazione. Occorre però che siano sostenuti da progetti di territorio e visioni di futuro ampie e coraggiose, capaci di analisi critica di una sostenibilità spesso retorica e vuota. La visione bioregionale può contribuire in modo significativo in questo senso, costituendo con l'apporto degli abitanti unità minime di area vasta (Magnaghi, 2020), riferimento di una nuova forma di cittadinanza più consapevole delle problematiche ambientali e dell'importanza delle NBS.



## Note

<sup>1</sup> Per valore assicurativo si intende il valore della capacità degli ecosistemi di mantenere il loro funzionamento e la loro produzione di benefici.

<sup>2</sup> L'iniziativa, volta a individuare e a sperimentare nuove soluzioni per affrontare problematiche relative allo sviluppo urbano sostenibile, richiedeva idee ambiziose e creative in prototipi testati in ambienti urbani reali, costituenti progetti pilota troppo rischiosi per essere finanziati attraverso fonti tradizionali. Il progetto doveva essere promosso da un'autorità urbana e cofinanziato con una quota della UE pari all'80%.

<sup>3</sup> La quota UE pari all'80% del progetto è di 3,947,760.00 euro, di cui 2,373,360.00 destinati al Comune di Latina e da impiegare in massima parte in appalti per la sistemazione dei parchi produttivi e dei siti dimostrativi.

<sup>4</sup> <https://www.upperlatina.eu/>

<sup>5</sup> Per l'ambiente culturale si rimanda al Disegno di legge del luglio 2023 per celebrare il prossimo centenario della

città di Latina (<https://www.senato.it/leg/19/BGT/Schede/FascicoloSchedeDDL/ebook/57267.pdf>) e, nel loro complesso, agli scritti di Antonio Pennacchi.

<sup>6</sup> I patti di collaborazione sono previsti dal vigente Regolamento comunale sulla collaborazione tra cittadini, cittadine e amministrazione per la cura, la rigenerazione e la gestione in forma condivisa dei beni comuni.

<sup>7</sup> ENGIE, azienda produttrice e distributrice di energia; Labirinto Cooperativa Sociale di progettazione ed erogazione di servizi e formazione; Fondazione Roffredo Caetani, gestisce il Giardino di Ninfa e gli altri beni della Famiglia Caetani nel territorio pontino; Innovaction Europe, Cooperativa Sociale di europrogettazione; Ente Parco Nazionale del Circeo (PNC); Tesserae, si occupa di educazione, arte, comunicazione in ambito urbano, territoriale e sociale; Ce.R.S.I.Te.S. (Centro di Ricerca e Servizi per l'Innovazione Tecnologica Sostenibile), centro interdipartimentale

che svolge la sua attività di ricerca nel polo di Latina di Sapienza ed è sostenuto da molti Dipartimenti della stessa Università, che ha costituito un Gruppo di lavoro a cui hanno contribuito docenti e giovani ricercatori delle discipline di Ingegneria delle materie prime, Idraulica, Sistemi per l'energia e l'ambiente, Fluidodinamica, Geotecnica, Tecnica Urbanistica, Ecologia, Botanica, Economia e gestione delle imprese.

<sup>8</sup> A lato di ogni attività sono riportati i principali partner responsabili. Il Comune, oltre al ruolo di coordinamento, ha collaborato con alcuni suoi servizi tecnici, indicati con la sigla STC.

<sup>9</sup> Si veda la piattaforma del partner ENGIE (<https://upper.aws.engie.it/home>)

<sup>10</sup> <https://lpdt.cersites.uniroma1.it/upper/whip>

<sup>11</sup> <https://www.inhabit-h2020.eu/>

<sup>12</sup> <http://www.fruttortiparma.it/foodforest.html>

# Bibliografia

- Adams C. et al. 2023, *Mainstreaming nature-based solutions in cities: A systematic literature review and a proposal for facilitating urban transitions*, Land Use Policy, vol.130, pp.1-14, <<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106661>>(10/23).
- Battisti L. et al. 2021, *NBS e biodiversità nelle aree urbane: il progetto Progireg a Torino*, Reticula, n.28, pp. 58-70.
- Bonifazi G. et al. 2022, *Data Fusion of PRISMA Satellite Imagery for Asbestos-containing Materials: An Application on Balangero's Mine Site (Italy)*, Proceedings of the 2nd International Conference on Image Processing and Vision Engineering (IMPROVE 2022), pp. 150-157.
- Budoni A., Martone M., Zerunian S. (a cura di) 2018, *La Bioregione Pontina: esperienze, problemi, linee di ricerca per scenari di futuro*, Collana Ricerche e Studi Territorialisti, SdT Edizioni, Firenze.
- Budoni A. 2018, *Il bioregionalismo nel contesto della regionalizzazione urbana. Il caso della bioregione pontina*, Contesti, n.1, pp 142-161.
- Budoni A. (a cura di) 2021, *Studi per il piano strategico della città e del territorio di Latina*, Aracne, Roma.
- Catalano C. et al. 2016, *I tetti verdi di tipo estensivo: biodiversità ad alta quota*, Reticula, n.12, pp. 1-10.
- Life Metro Adapt 2018, *Soluzioni naturalistiche (NBS) per la città metropolitana di Milano: Schede Tecniche*, <<https://www.lifemetroadapt.eu/it/>>(10/23).
- Clayton S. D. 2012, *The Oxford Handbook of Environmental and Conservation Psychology*, Oxford Library of Psychology, Oxford.
- Costanza R. et al. 2017, *Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?*, Ecosystem Services n.28, pp.1-16.
- CIRET 1994, *Charter of Transdisciplinarity*, <<https://ciret-transdisciplinarity.org/chart.php>>(12/23)
- De Montis A. et al. 2017, *Landscape fragmentation in Mediterranean Europe: A comparative approach*, Land Use Policy, vol. 64, pp.83-94.
- Di Dato F. 2012, *I giardini terapeutici: linee guida progettuali e casi di studio*, Università di Pisa, non pubblicato.
- Del Monte B., Sachsé V. 2017, *Coltivare la città. Gli orti urbani condivisi come pratica di riappropriazione dello spazio pubblico nel contesto romano*, Antropologia vol.4 n.3, pp.12-21.
- Dorst H. 2019, *Urban greening through nature-based solutions – Key characteristics of an emerging concept*, Sustainable Cities and Society, vol. 49, pp.1-8, <<https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101620>>(10/23).
- Dumitru A., Wendling L., (eds.) 2021, *Evaluating the Impact of Nature-based Solutions: A Handbook for Practitioners*, EUROPEAN COMMISSION - Directorate-General for Research and Innovation Healthy Planet - Climate and Planetary Boundaries.
- European Commission 2013, *Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions: Green Infrastructure (GI) – Enhancing Europe's Natural Capital*, COM (2013) 249 Final, European Commission, Brussels.
- European Commission 2015, *Towards an EU Research and Innovation Policy Agenda for Nature-based Solutions & Re-naturing Cities*, Final Report of the Horizon 2020 Expert Group, European Commission, Directorate General for Research and Innovation, Brussels.
- Fanfani D., Mataran Ruiz A. 2020, *Bioregional Planning and Design vol. I, vol. II*, Cham Springer Nature, Switzerland.
- Gabellini P. 2020, *Il nuovo piano di Bologna, più strategico che strutturale. Una radicalità su cui riflettere*, Territorio n.94, pp. 21-32.
- Garda E. 2019, *Let's get dirty! Le azioni di depaving dei suoli urbani per la multifunzionalità degli spazi sottoutilizzati*, Altre modernità, Milano.
- Giunti M. et al. (a cura di) 2009, *La Rete Ecologica della Provincia di Latina*, non pubblicato.

- Granai G. et al. 2022, *Between Participatory Approaches and Politics, Promoting Social Innovation in Smart Cities: Building a Hum-Animal Smart City in Lucca*, Sustainability, 14, 7956, pp.1-15, <<https://doi.org/10.3390/su14137956>>(10/23).
- Haines-Young R., Potschin M.B., 2018, *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*, <https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf>(12/23)
- ISPRA, 2021, *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*, Edizione 2021, <<https://www.snpambiente.it/2021/07/14/consumo-di-suolo-dinamiche-territoriali-e-servizi-ecosistemici-edizione-2021/>>(9/23)
- ISPRA, 2022, *Consumo di suolo, dinamiche territoriali e servizi ecosistemici*, Edizione 2022, <[www.consumosuolo.isprambiente.it](http://www.consumosuolo.isprambiente.it)>(09/23).
- IUCN 2016, *Resolution 69 on Defining Nature-based Solutions*, (WCC-2016-Res-069) IUCN Resolutions, Recommendations and Other Decisions 6-10 September 2016, World Conservation Congress Honolulu, Hawaii, USA, <[https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/resrecfiles/WCC\\_2016\\_RES\\_069\\_EN.pdf](https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/resrecfiles/WCC_2016_RES_069_EN.pdf)> (09/23).
- IUCN, 2020, *Guidance for using the IUCN Global Standard for Nature-based Solutions. A user-friendly framework for the verification, design and scaling up of Nature-based Solutions*, IUCN, Gland, Switzerland.
- luell B. et al.(eds.) 2003, *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*, <[https://www.iene.info/content/uploads/2013/09/COST341\\_Handbook.pdf](https://www.iene.info/content/uploads/2013/09/COST341_Handbook.pdf)> (09/23).
- John H., Marrs C., Neubert M. (eds.) 2019, *Manuale sulle Infrastrutture Verdi -Basi teoriche e concettuali, termini e definizioni*, Progetto Interreg Central Europe MaGICLandscapes, <<https://www.interreg-central.eu/Content.Node/MaGICLandscapes.html#Outputs>>(12/23)
- Johnson B.A. et al., 2022, *Nature-based solutions for climate change adaptation: A systematic review of systematic reviews Nature-Based Solutions*, Nature-Based Solutions, vol.2, pp. 1-14, <<https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2022.100042>>(09/23).
- Kolokotsa D. et al. 2020, *On the impact of nature-based solutions on citizens' health e-well being*, Energy and Buildings, vol. 229, pp.110527 <<https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2020.110527>>(09/23).
- Magnaghi A., 2001, *Una metodologia analitica per la progettazione identitaria del territorio*, in Id. Magnaghi A., *Rappresentare i luoghi. Metodi e tecniche*, Alinea Editrice, Firenze.
- Magnaghi A. 2020, *Il principio territoriale*, Bollati Boringhieri, Torino.
- Nesshöver C. et al. 2017, *The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective*, Science of the Total Environment, 579, pp.1215-1227.
- Mell I.C. 2017, *Green infrastructure: reflections on past, present and future praxis*, Landscape Research, vol. 42:2, 135-145, <<https://doi.org/10.1080/01426397.2016.1250875>>(10/23).
- Perjo L. 2016, *Public-Private-People partnerships a new concept to bring public and private actors and citizens together?*, Nordregio News n.4/2016, <[www.nordregio.se](http://www.nordregio.se)>(12/23).
- Rastelli V., Ciccacese L. 2021, *Nature Based Solutions o soluzioni basate sulla natura: concetto, definizioni e contesto internazionale*, Reticula, n.28, pp. 13-26.
- Regione Emilia Romagna 2020, *SOS 4 LIFE Liberare il suolo - linee guida per migliorare la resilienza ai cambiamenti climatici negli interventi di rigenerazione urbana*, <<https://territorio.regione.emilia-romagna.it/urbanistica/pubblicazioni/pubblicazioni>>(12/23)
- Serranti S., Bonifazi G., Gasbarrone R., 2018, *Olive fruit ripening evaluation and quality assessment by hyperspectral sensing devices*, Proc. SPIE 10665, Sensing for Agriculture and Food Quality and Safety X, 106650R, <<https://doi.org/10.1117/12.2297352>>(10/23).

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

## Andrea de Toni

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

## Riccardo Roganti

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

## Silvia Ronchi

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

## Stefano Salata

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

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

### keywords

ecosystem services  
sustainable planning  
resilient cities  
LULCC

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

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

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

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

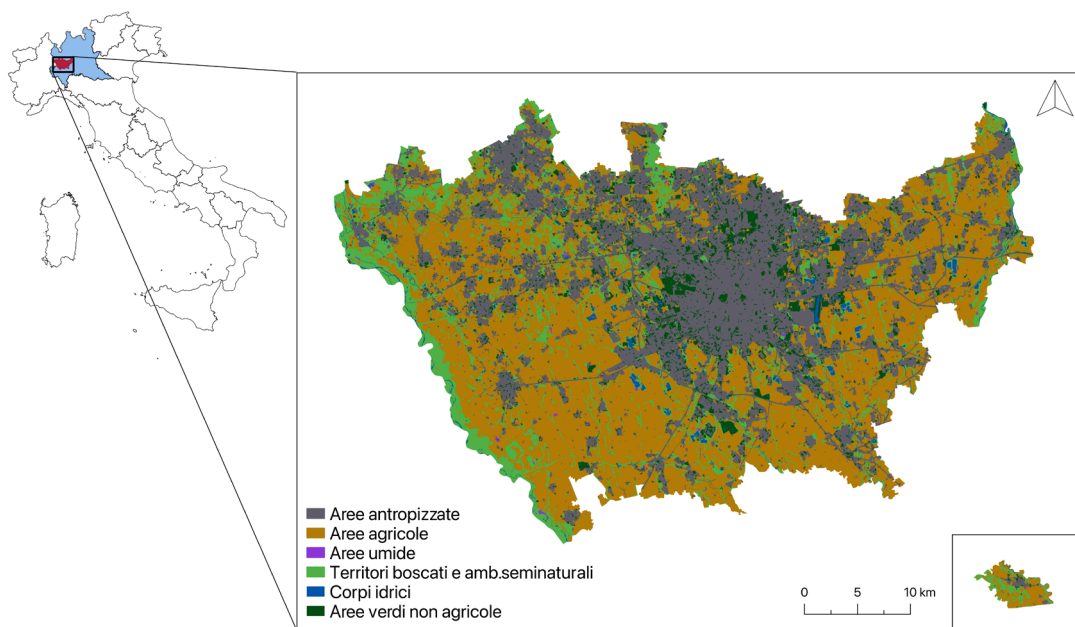
uso ma che, in fase recente, ha subito una variazione di uso e copertura del suolo (IPCC, 2023). I benefici dei processi di afforestazione sono ormai ampiamente documentati e riconosciuti quali strategie per ridurre e contrastare la perdita di biodiversità e il degrado degli ecosistemi, aumentare la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

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

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

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

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



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

Fonte: DUSAF 2018

Fig.1

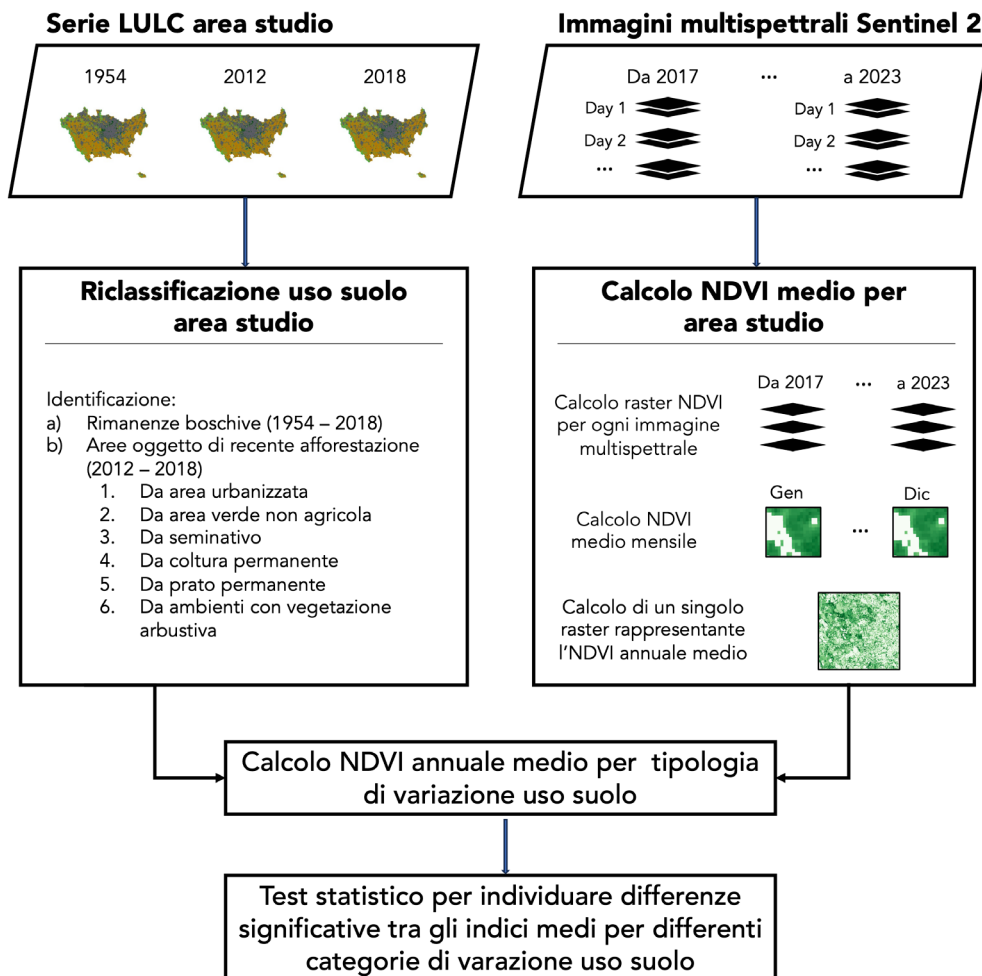
sistemi naturali (Fang et al., 2022). Nei casi in cui l'afforestazione si concluda con un recupero incompleto dello stato degli ecosistemi, ricerche e studi hanno evidenziato che tale esito è spesso dovuto alla scarsa conoscenza e comprensione delle dinamiche di uso e copertura del suolo e della relativa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

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

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

### Metodologia e risultati

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



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

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



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

Fig. 2

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

## Note

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

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

### Ringraziamenti

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

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

## Bibliografia

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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





# Un'infrastruttura verde regionale basata sui Bundles di Servizi Ecosistemici. Una sperimentazione per le Marche

## Matteo Giacomelli

Scuola di Architettura e Design,  
Università di Camerino  
German Centre for Integrative  
Biodiversity Research (iDiv)  
Dipartimento di Architettura e  
Studi Urbani, Politecnico di Milano  
[matteo.giacomelli@polimi.it](mailto:matteo.giacomelli@polimi.it)

## Ilenia Pierantoni

Scuola di Architettura e Design,  
Università di Camerino  
[ilenia.pierantoni@unicam.it](mailto:ilenia.pierantoni@unicam.it)

## Paolo Perna

Terre.it S.r.l.  
[paolo.perna@terresrl.it](mailto:paolo.perna@terresrl.it)

Received: October 2023 / Accepted: February  
2024 | © 2024 Author(s).

This article is published with Creative  
Commons license CC BY-SA 4.0 Firenze  
University Press.  
DOI: 10.13128/contest-14823

### Keywords

pianificazione paesaggistica  
ecologia del paesaggio  
sistemi socio-ecologici  
coesione territoriale

## Introduzione

I paesaggi contemporanei sono il risultato di una millenaria interazione umana con gli ecosistemi naturali, che ha portato alla creazione di sistemi socio-ecologici complessi. Questi sistemi oggi mantengono ricca la biodiversità delle regioni (Blondel, 2006) e offrono un'ampia gamma di benefici fondamentali per l'intera società (Balzan et al. 2020; Nieto-Romero et al. 2014; Giacomelli et al. 2024). Una sfida fondamentale della

pianificazione è quella di interpretare la complessità di questi sistemi al fine di supportare uno sviluppo sostenibile dei paesaggi futuri, attraverso la loro conservazione, ma anche favorendo nuove sinergie virtuose (Sargolini, 2016).

Nell'analisi dei sistemi socio-ecologici, diversi studi nella letteratura scientifica utilizzano la lente degli Ecosystem Services (ES), al fine di integrare in un unico frame diversi aspetti dell'interazione società-natura: dall'approvvigionamento di cibo e materie

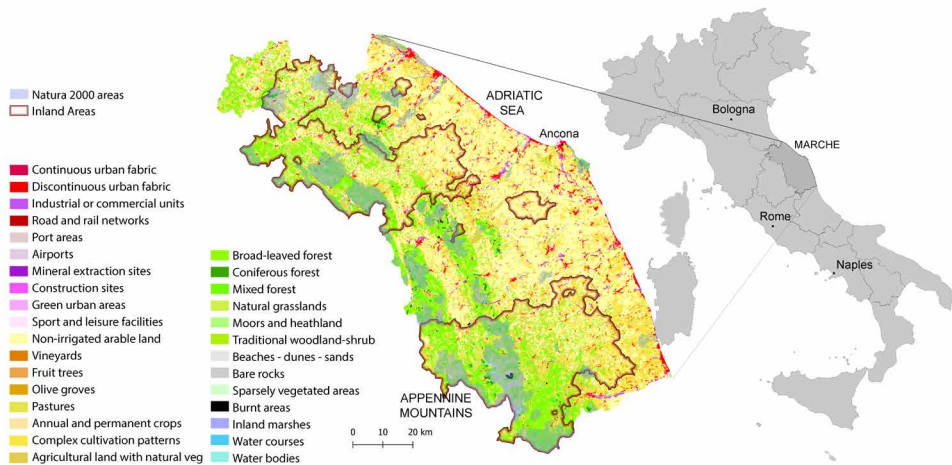
*Landscapes are the result of a continuous society-nature interaction, whose elements are interconnected to such an extent that they should be conceived as a single socio-ecological system. In this context, planning is faced with the challenge of reconciling competing sectoral interests in order to ensure the multifunctionality of landscapes and their sustainable development. In academic research, the concept of 'Bundles' is attracting interest for its ability to identify sets of Ecosystem Services (ES) that repeatedly appear together in time or space. To date, few applications take into account*

*the supply-demand perspective and there is a lack of evidence on how local system characteristics influence ES Bundles. This research proposes a new functional characterization of landscapes based on the demand and supply of ES Bundles, associating them with local socio-economic assets in the Marche Regional case study. The results provide a first step towards the construction of a regional Green Infrastructure that can assist the land-use management process and balance competing sectoral interests.*

prime, alla regolazione idraulica e climatica, ai valori intangibili culturali (Gebre et al. 2019). In particolare, le relazioni tra diversi ES possono essere analizzate attraverso il concetto di “Bundles”, definiti come un “insieme di ES associati che appaiono ripetutamente insieme nel tempo o nello spazio” (Raudsepp-Hearne et al., 2010). Un vantaggio fondamentale di questo approccio è che permette di valutare potenziali sinergie e trade-offs analizzando come i diversi ES in una determinata area sono associati positivamente o negativamente, supportando un’adeguata pianificazione e gestione paesaggistica (de Groot et al. 2010).

In questo campo la maggioranza degli studi analizzano caratteristiche regionali da una prospettiva urbana, valutando gli effetti della cre-

scita delle città sul resto della regione (Peng et al., 2020) o analizzando la domanda-offerta di ES lungo il gradiente urbano-rurale (Baró et al., 2017). Tuttavia, la dicotomia tra urbano e rurale non integra il ruolo dei territori, costituiti da una molteplicità di piccoli insediamenti che hanno plasmato le società nel corso di secoli (Antrop, 2005; Blondel, 2006). Ciò è particolarmente evidente nella regione mediterranea, uno dei principali hotspot mondiali di biodiversità (Myers et al., 2000), dove gli equilibri socio-ecologici sono minacciati dalla crescente pressione urbana e dallo spopolamento dei sistemi locali. Questi trend portano oggi a due scenari opposti: l’intensificazione agricola nelle aree periurbane e l’abbandono delle aree periferiche e montane (García-Llorente et al., 2012). Mentre l’intensificazione della produzione agricola può avere un impatto negativo sulla fornitura di servizi regolatori e culturali (Felipe-Lucia et al., 2014), il rimboschimento naturale successivo all’abbandono montano può contribuire a migliorare alcune funzioni e servizi ecologici, come il controllo dell’erosione e la qualità delle acque (Bruno et al., 2021). Tuttavia, l’abbandono delle pratiche tradizionali di gestione agricola e forestale (spesso associa-



te alla bassa intensità e alla semi-sussistenza) comporta anche importanti conseguenze sulla perdita delle conoscenze tradizionali locali e del senso dei luoghi (Iniesta-Arandia et al., 2015). Per questo è necessario che l'analisi territoriale affronti la complessità dei sistemi socio-ecologici, analizzando le diverse configurazioni delle interazioni della società con la natura, caratterizzate da diversi modelli di utilizzo delle risorse, traiettorie di sviluppo e rischi ambientali (Cumming et al., 2014; Binder et al., 2013; Quintas-Soriano., 2019; Pierantoni et al., 2020). Per affrontare questa complessità, il concetto di Bundles può essere efficace per identificare le aree di un paesaggio in cui la gestione degli ecosistemi ha prodotto cluster eccezionali di ES e può essere collegata a caratteristiche socio-ecologiche regionali distinte (Raudsepp-Hearne et al., 2010). Tuttavia, il campo di studio manca ancora di applicazioni regionali su come i fattori socio-economici influenzino la resilienza e la sostenibilità degli ES Bundles e su quali caratteristiche socio-ecologiche siano correlate all'offerta e alla domanda di ES (Bennett et al., 2015).

Nell'ambito del progetto Vautereco<sup>1</sup>, finalizzato al supporto della definizione della Strategia di Sviluppo Sostenibile della Regione Marche, il presente studio esplora i paesaggi regionali come sistemi socio-ecologici, combinando le caratteristiche socio-economiche con i modelli di domanda e offerta di ES. Basandosi sulla metodologia di Raudsepp-Hearne et al. (2010) per la costruzione di Bundles, l'obiettivo dello studio è di sviluppare e testare un approccio per la mappatura dei sistemi socio-ecologici in un caso di studio mediterraneo e fornire uno strumento analitico concreto per la pianificazione paesaggistica regionale.

## Materiali e metodi

### *Area di studio: la Regione Marche*

Lo studio è condotto nelle Marche, regione (9.344 km<sup>2</sup>) dell'Italia centrale delimitata a est dal Mare Adriatico e a ovest dalla catena appenninica. Caratterizzata da un'elevata diversità paesaggistica, rappresenta una tipica regione mediterranea, costituendo un caso di studio otti-

# Carta regionale dell'uso del suolo delle Marche e delimitazione Aree Interne SNAI

Fonte: elaborazione dell'autore

Fig.1

male che consente di estendere i risultati ad altre aree mediterranee (Bevilacqua, 2013). In termini di morfologia, le Marche comprendono una zona montuosa occidentale, una fascia collinare centrale caratterizzata da paesaggi rurali che circondano piccoli insediamenti e una zona costiera costituita da un continuum urbano lungo la costa adriatica (Fig. 1). Dalla fascia costiera, l'urbanizzazione si espande lungo le valli, dove assi stradali veloci penetrano nella parte interna della regione verso le città principali e permettono il collegamento con il versante occidentale dell'Appennino.

Le aree interne marchigiane sono da anni al centro del dibattito accademico e politico in termini di politiche di sviluppo e lotta ai fenomeni di spopolamento. A questo si sommano gli effetti del grave terremoto che ha colpito nel 2016-2017 l'Italia centrale. Provocando 41 000 sfollati, 388 feriti e 303 morti, l'evento ha avuto effetti catastrofici sul patrimonio edilizio ma anche nell'esacerbare dinamiche di abbandono. Mentre la ricostruzione fisica è oggi stata avviata, la governance regionale discute approcci per sostenere la rigenerazione e il ripopolamento nell'area, in raccordo e coordinamento con la Struttura del Commissario Straordinario alla Ricostruzione e alla Riparazione sisma 2016.

Il *Piano Paesistico Ambientale Regionale (PPAR)* fa riferimento all'intero territorio delle Marche, comprese le aree naturali di valore culturale, ma anche le aree urbane o degradate. Informazioni

sulle aree che forniscono ES, sui potenziali beneficiari e sulla loro interazione possono fornire spunti rilevanti per l'integrazione della prospettiva delle infrastrutture verdi nei futuri strumenti di pianificazione paesaggistica.

### *La mappatura dei Servizi Ecosistemici*

L'identificazione degli indicatori dei ES rilevanti per il contesto è il primo passo per l'analisi dei sistemi socio-ecologici (Burkhard et al., 2012). All'interno di Vautereco, abbiamo selezionato con le autorità regionali 12 ES e 9 caratteristiche socioeconomiche che meglio rappresentano l'interazione società-natura nel territorio. Gli indicatori sono stati scelti per la loro capacità di descrivere la diversità di paesaggio e in base alla disponibilità dei dati per i 227 comuni mappati. Gli ES sono ripartiti secondo la classificazione CICES in 5 servizi di approvvigionamento, 4 servizi di regolazione e 3 servizi culturali (Haines-Young e Potschin-Young, 2018). La Tab. 1 mostra l'elenco di ES e i relativi indicatori di offerta (ovvero la capacità degli ecosistemi di fornire SE) e di domanda (ovvero la quantità di ES richiesta o desiderata dalla società) (Villamagna et al., 2013).

I singoli indicatori sono stati scelti per visualizzare e confrontare i valori comunali nella Regione. Nonostante l'elevata variabilità delle dimensioni delle aree comunali (da 272,08 a 3,85 km<sup>2</sup>), le unità comunali hanno consentito un'elevata disponibilità di dati e un'enfasi sulle azioni amministrative locali in quanto i comuni - e i siste-

Servizi Ecosistemici	Unità	Indicatore di offerta	Fonte dati	Indicatore di domanda	Fonte dati
P1 Prodotti cerealicoli	Ton/anno/km <sup>2</sup>	Produzione cerealicola per comune	ISTAT 2019	Consumo cerealicolo medio per comune	ISMEA 2020
P2 Prodotti vinicoli	Ton/anno/km <sup>2</sup>	Produzione vinicola per comune	ISTAT 2019	Consumo di vino medio per comune	OIV 2014
P3 Prodotti caseari	L/anno/ km <sup>2</sup>	Produzione casearia per comune	ISTAT 2019	Consumo caseario medio per comune	CLAL 2020
P4 Acqua potabile	1000 m <sup>3</sup> / anno/ km <sup>2</sup>	Captazioni idriche da acquedotti per comune	"Piano Regolatore Acquedotti" Marche	Acqua erogata dalle reti comunali	ISTAT 2019
P5 Energia idroelettrica	Gwh/year/ km <sup>2</sup>	Produzione idroelettrica nominale delle centrali locali	SIGERI 2020	Consumo di energia elettrica media per abitazioni e industrie	TERNA 2019
Servizi Ecosistemici	Unità	Indicatore di offerta	Fonte dati	Indicatore di domanda	Fonte dati
R1 Regolazione idraulica	K (0-100) (O) Km <sup>2</sup> /Km <sup>2</sup> (D)	Acqua trattenuta su precipitazioni totali (1-CN)	SCS Metodo del Curve Number (CLC 2018)	Aree a rischio idraulico sul totale della superficie comunale (%)	ISTAT 2017
R2 Protezione del suolo	Ton/Km <sup>2</sup> / anno	Sedimenti potenziali trattenuti dal suolo	InVEST Sediment Delivery Ratio model (CLC 2018)	Perdita annuale di suolo per erosione idrica	EU dataset (JRC 2016)
R3 Impollinazione delle colture	K (0-1) (O) K (D)	Potenziale di impollinazione relativo delle superfici comunali	EU dataset (MAES, 2010)	Dipendenza delle colture dagli impollinatori	Capri model (ESTIMAP 2013)
R4 Regolamentazione del cambiamento climatico	Mg CO <sup>2</sup> /km <sup>2</sup> / anno	Assorbimento di CO <sub>2</sub> per comune	Dati emissioni (Marche 2019)	Emissioni di CO <sub>2</sub> per comune	Dati emissioni (Marche 2019)
Servizi Ecosistemici	Unità	Indicatore di offerta	Fonte dati	Indicatore di domanda	Fonte dati
C1 Eco-Tourismo	Km/km <sup>2</sup> (O) pp/ km" (D)	Percorsi pedonali OSM mappati per comune	OSM (2021)	N. di ospiti presso strutture ecoturistiche	Marche dataset (2019)
C2 Educazione ambientale	K/km <sup>2</sup> (O) Abt / Km <sup>2</sup> (D)	Numero di centri educativi per comune	Marche dataset (2019)	Popolazione in età scolare per comune	ISTAT 2019
C3 Raccolta di funghi	Ton/km <sup>2</sup> / year (S) Lic/km <sup>2</sup> (D)	Superfici adatte per i comuni	Corine Land Cover (2018)	Numero di licenze per comune	Marche dataset

## Elenco dei Servizi Ecosistemici selezionati e degli indicatori per la domanda e l'offerta

Quando non è specificato, l'unità è la stessa per l'offerta

(O) e la domanda (D). Abbreviazioni: "pp"=persone;

"Abt"=abitanti; "Lic"= licenze

Tab. 1

mi di comuni - sono considerati attori principali nei processi di trasformazione territoriale a scala locale (Barca, 2009; Calafati, 2015; Felipe-Lucia et al., 2014, Giacomelli e Calcagni, 2022).

Le mappe dell'offerta e della domanda dei singoli ES sono state sviluppate utilizzando QGIS 3.10.11 A Coruña. Per le categorie di approvvigionamento, l'offerta si riferisce ai beni tangibili prodotti, mentre la domanda si riferisce al consumo effettivo da parte della popolazione. Per i servizi di regolazione, l'offerta si riferisce all'offerta potenziale e la domanda è legata al rischio derivante dalla carenza del servizio in base alle norme e alle politiche ambientali vigenti. Per quanto riguarda i servizi culturali, sia l'offerta che la domanda si riferiscono ai valori potenziali, ad esempio attraverso l'esistenza di infrastrutture (offerta) o la presenza di richiesta per una specifica attività (domanda).

Vengono di seguito riassunti gli indicatori degli ES selezionati. Per la descrizione completa si invita a consultare i materiali supplementari.

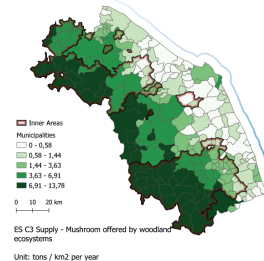
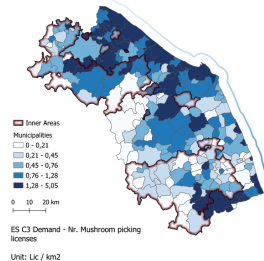
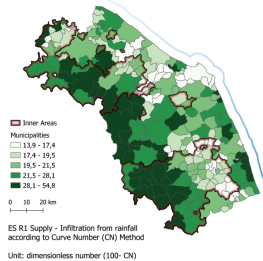
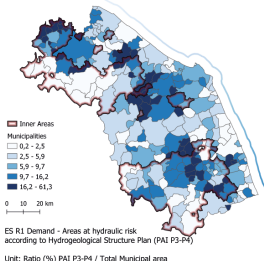
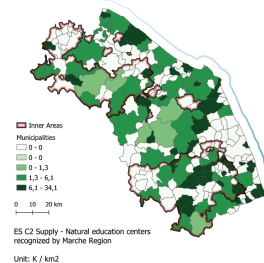
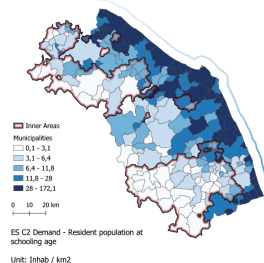
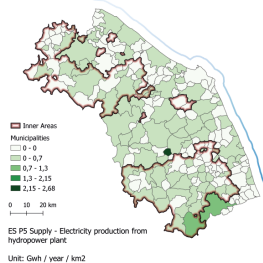
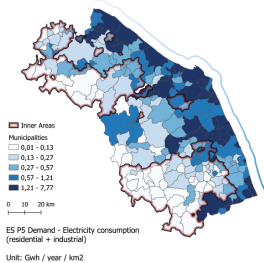
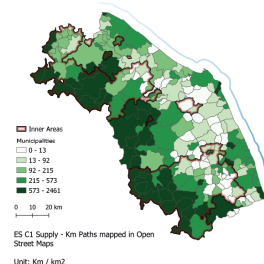
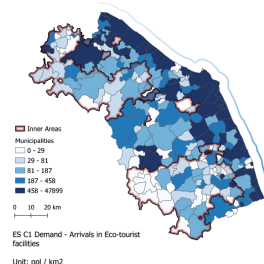
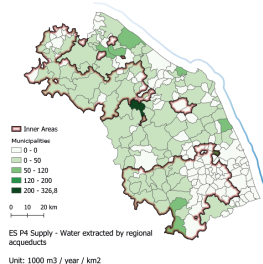
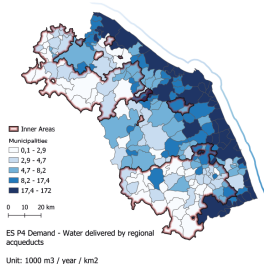
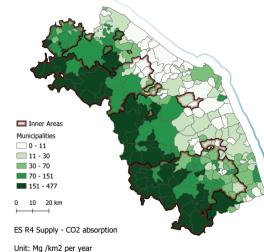
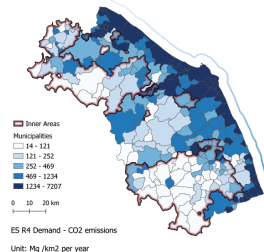
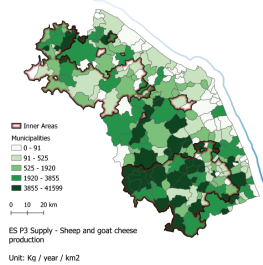
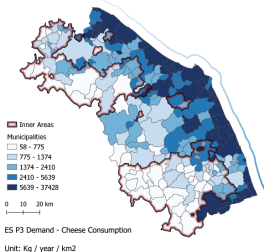
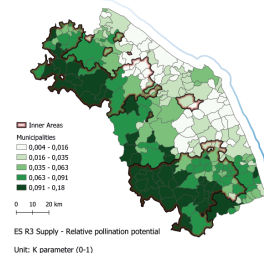
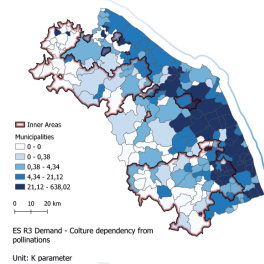
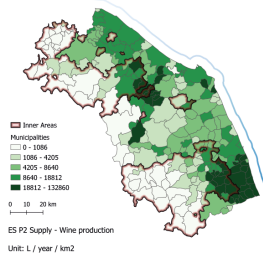
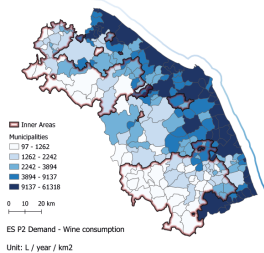
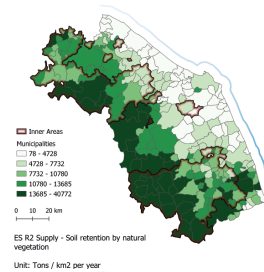
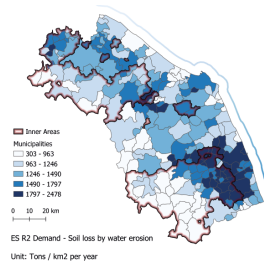
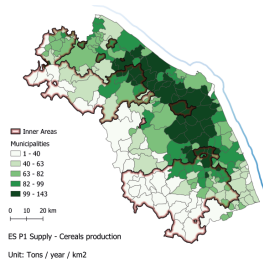
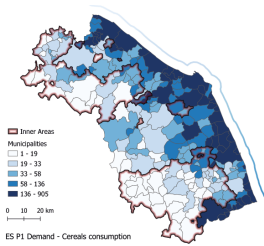
*Servizi di approvvigionamento:* Gli indicatori P1 (Prodotti cerealicoli) e P2 (Prodotti vinicoli) rappresentano rispettivamente l'offerta e la domanda di prodotti agricoli, mentre P3 riguarda la produzione e la domanda di prodotti caseari. P4 si occupa dell'acqua potabile, considerando l'offerta dagli acquedotti regionali e la domanda basata sull'acqua erogata. P5 (Energia idroelettrica) valuta l'elettricità prodotta da impianti idrici (offerta) e i consumi residenziali e industriali (domanda).

*Servizi di regolazione:* R1 (Regolazione idraulica) si focalizza sul ruolo degli ecosistemi nel trattenerne l'acqua per ridurre il rischio di alluvioni. R2 (Protezione del suolo) valuta la capacità degli ecosistemi di prevenire la perdita di suolo e nutrienti. R3 (Impollinazione delle colture) analizza la fornitura di habitat per impollinatori (offerta) e la dipendenza delle colture dall'impollinazione (domanda). R4 (Regolazione dei cambiamenti climatici) valuta l'assorbimento di CO2 da parte degli ecosistemi (offerta) e le emissioni del settore produttivo (domanda).

*Servizi culturali:* C1 (Ecoturismo) analizza la capacità degli ecosistemi di fornire opportunità di turismo, e utilizza come dato i percorsi di trekking esistenti. C2 (Educazione ambientale) considera la popolazione in età scolare (domanda) e la localizzazione di Centri di Educazione Ambientale e Fattorie Didattiche (offerta). C3 (Raccolta funghi) esamina la distribuzione delle licenze per la raccolta di funghi (domanda) e l'offerta è basata sulla produzione stimata di funghi nelle aree boschive.

### *Caratterizzazione socioeconomica*

Per la caratterizzazione socio-economica dei sistemi socio-ecologici sono stati scelti tre gruppi di indicatori: Indicatori sociali, economici e di uso del suolo. Gli indicatori sociali evidenziano componenti chiave dei sistemi territoriali: S1, indice demografico, rapporta la popolazione anziana a quella giovane; S2, vulnerabilità sociale e materiale, misura il rischio di disagio territoriale ba-





# Distribuzione dell'offerta (verde) e della domanda (blu) di servizi ecosistemici nella Regione Marche

Fonte: elaborazione dell'autore

Fig. 2

sato su 7 dimensioni; S3 Reddito indica il reddito pro capite comunale. Gli indicatori economici seguono i tre settori: E1, primario, considera gli occupati in agricoltura ed attività estrattive; E2, secondario, si focalizza sull'industria manifatturiera; E3, terziario, valuta gli occupati nei servizi di alloggio, ristorazione, e attività artistiche. Infine, gli indicatori di Uso del suolo leggono il territorio tramite i dati CLC. L1 Superfici artificiali misura l'incidenza suolo urbanizzato, L2 Superfici agricole rileva l'uso agricolo e L3 Foreste e aree seminaturali indica la copertura forestale. Informazioni aggiuntive sugli indicatori socio-economici possono essere visualizzate nel materiale supplementare.

## *Analisi dei dati*

Per agevolare il confronto, sia gli indicatori socio-economici che socio-ecologici sono stati standardizzati spazialmente, normalizzati ulteriormente in base al massimo e minimo, escludendo i valori estremi. Le mappe sono state create con QGIS, mostrando i modelli di domanda e offerta degli indicatori. L'analisi di hotspot e coldspot ha evidenziato comuni con valori estremi di SE, integrando allo studio la componente della multifunzionalità. L'operazione di raggruppamento ha definito diverse tipologie di Bundles utilizzando clustering K-means e PCA Analysis per identificare i fattori chiave nelle differenze tra gruppi. La correlazione spaziale è stata eseguita con il pacchetto Corrplot in R, identificando relazioni tra coppie di ES tramite il test di Pearson.

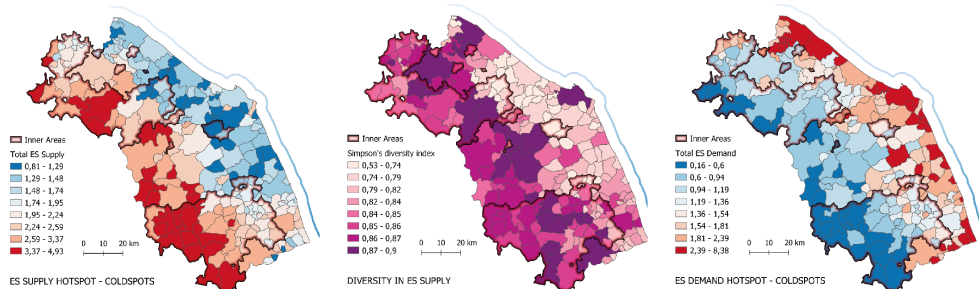
La caratterizzazione socio-economica è stata ottenuta calcolando i valori medi nei Bundles e visualizzata attraverso un grafico a barre che ha seguito caratteristiche sociali, economiche e di uso del suolo. I dettagli sulla metodologia per l'analisi dei dati sono descritti nel dettaglio nei materiali supplementari.

## **I risultati**

### *Modelli di domanda e offerta di Servizi Ecosistemici*

Le elaborazioni di questo studio si basano sull'analisi dei modelli di offerta e domanda di ES nel caso studio della Regione Marche, mostrati in Fig. 2. Una lettura sintetica dei risultati mostra nel settore dell'approvvigionamento la produzione cerealicola (P1) predominante nelle aree collinari medio-basse, mentre la produzione vitivinicola (P2) è concentrata nelle zone DOC e DOP. Le attività casearie (P3) sono evidenti nelle aree montane e settentrionali e le risorse idriche (P4) mostrano un approvvigionamento uniforme al nord e dalle aree montane al sud. Infine, l'energia idroelettrica (P5) caratterizza hotspot di produzione che interessano principalmente le zone montane del sud-ovest. La domanda di ES mostra picchi nelle zone costiere e urbane.

Per quanto riguarda l'offerta di servizi di regolazione, le aree forestate svolgono un ruolo fondamentale, con regolazione idraulica (R1) e difesa del suolo (R2) caratterizzanti prevalentemente le aree montane. Similmente, la mappa R3



## Hotspots-coldspots dell'offerta di ES (sinistra), diversità nell'offerta di ES (centro), hotspots-coldspots della domanda di ES (destra)

Elaborazione dell'autore

Fig 3

concentra il potenziale di impollinazione nelle zone interne, mentre la domanda di regolazione evidenzia pressioni nelle zone collinari instabili. Per i servizi culturali, l'ecoturismo (C1) si concentra nelle zone montane, l'educazione ambientale (C2) è equamente distribuita, anche grazie alla presenza di centri educativi e fattorie didattiche nel territorio regionale, mentre l'attività di raccolta di funghi (C3) è più elevata nelle aree montane interne. La domanda per servizi culturali è più marcata nelle aree costiere e in alcuni altri hotspot territoriali distribuiti.

L'analisi Hotspots-Coldspots esplora i valori aggregati della domanda e dell'offerta di SE, evidenziando le aree che maggiormente forniscono servizi e quelle che maggiormente li richiedono. La Fig. 3 suggerisce una forte disuguaglianza territoriale in termini di domanda-offerta, distribuita lungo il gradiente interno-costiero. I punti caldi dell'offerta si trovano nei comuni sud-occidentali, in parte coincidenti con il Parco Nazionale dei Sibillini, e nella parte settentrionale che segue la catena appenninica. I comuni con bassi valori di offerta si trovano nelle aree costiere

e nella prima fascia collinare. Contemporaneamente, i comuni costieri presentano una domanda molto elevata, con gradiente decrescente verso la montagna.

Abbiamo inoltre mappato la multifunzionalità di ogni unità comunale calcolando la diversità di Simpson negli ES forniti. Come mostra la mappa al centro di Fig. 3, i principali paesaggi multifunzionali non coincidono sempre con gli hotspot di fornitura di SE, ma coprono principalmente le zone alto collinari e pedemontane. Altri comuni caratterizzati da un'elevata multifunzionalità sono quelli che ospitano aree protette lungo la costa, dove i servizi di fornitura sono combinati con servizi culturali e di regolazione. La bassa multifunzionalità è invece associata alla prima fascia collinare, che coincide con l'area a forte produzione cerealicola.

### *I Bundles: raggruppamento della domanda e dell'offerta*

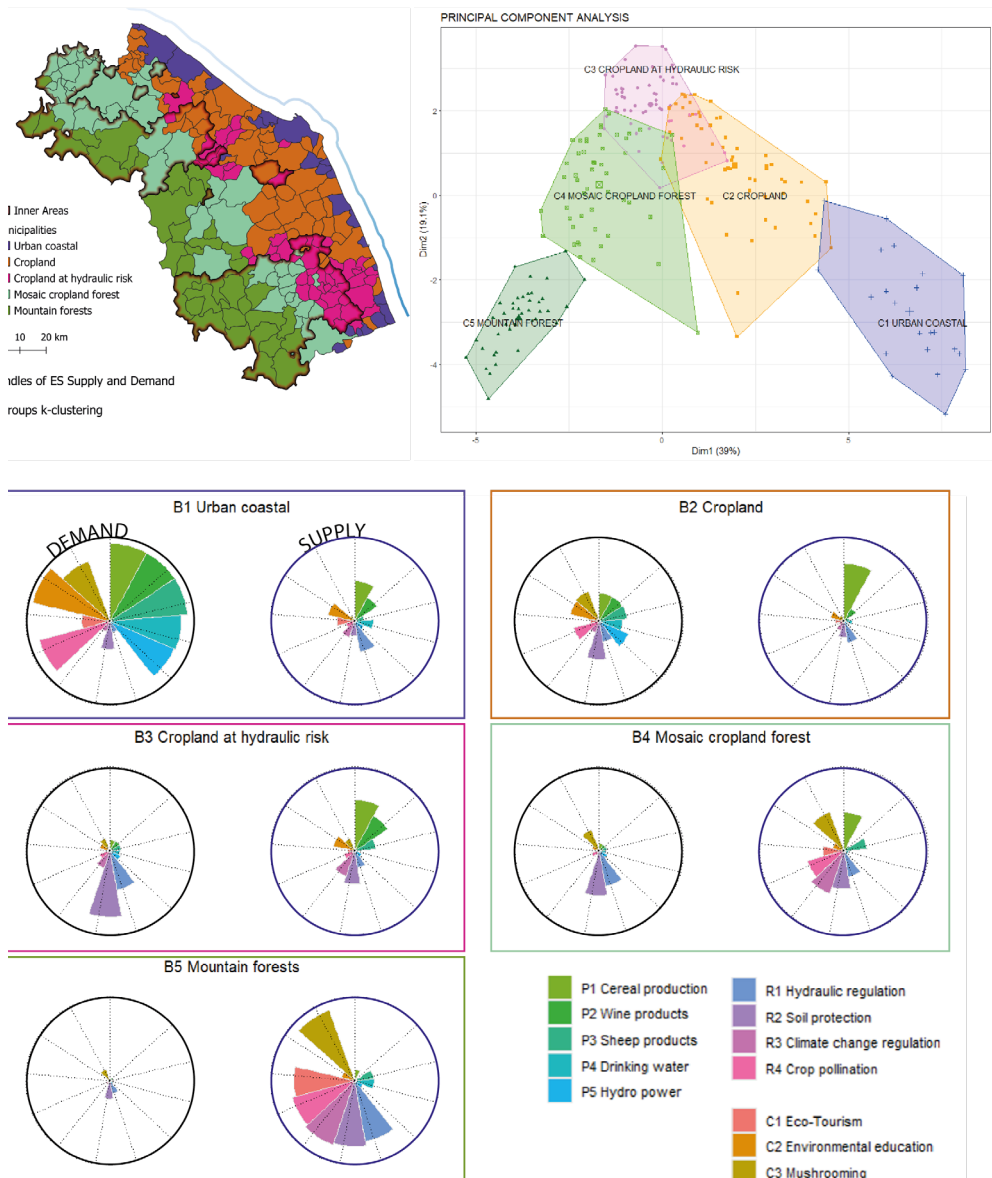
L'analisi dei Bundles di ES ha permesso di raggruppare i 228 comuni marchigiani in 5 cluster, caratterizzati da simili modelli di domanda e of-

ferta (Fig. 4). Nel tentativo di spiegarne la distribuzione spaziale legata al gradiente costa-entroterra, l'Analisi delle Componenti Principali (PCA) mostra un forte peso dell'altitudine e della densità di popolazione, seppur in parte minore. Si descrivono di seguito i Bundle evidenziati: Il Bundle 1 ("Urban coastal") comprende 22 Comuni corrispondenti ai principali insediamenti urbani sulla costa, insieme a piccoli comuni della "Valle del Tronto", area altamente urbanizzata nella parte meridionale della regione. Il Bundle è caratterizzato da un'elevata domanda, che raggiunge il valore medio più alto per tutti gli ES, ad eccezione di R1 Regolazione idraulica e R3 Regolazione dei cambiamenti climatici. I valori dell'offerta sono generalmente bassi, con l'eccezione di P1 Produzione cerealicola, che raggiunge un valore medio di 0,48. È interessante notare che l'offerta di C2 Educazione ambientale, mappata attraverso l'indicatore delle strutture educative ufficialmente riconosciute dalla regione, ha il valore più alto tra i cinque cluster (0,32). Il Bundle 2 comprende 58 comuni ed è denominato "Cropland" a causa dei valori più alti in P1 Prodotti cerealicoli (0,69). Esso è costituito da unità rurali collinari insieme a Comuni suburbani, anch'essi situati lungo la costa, ma con una densità di popolazione inferiore a quella del Bundle 1. In termini di domanda, presenta valori moderatamente alti per tutti gli ES, tranne che per P4 Acqua potabile, R1 Regolazione idraulica, R3 Regolazione dei cambiamenti climatici e C1 Ecoturismo (inferiori a 0,30). In termini di offerta, pre-

senta una condizione simile a quella del litorale urbano, con un valore più alto in P1 (0,69) e valori leggermente inferiori per gli altri SE.

Il Bundle 3 ("Cropland at hydraulic risk") comprende un numero di comuni simile a quello del cluster 2 (57) e si differenzia da esso soprattutto per la presenza di una forte domanda di R2 Protezione del suolo e, in misura minore, di R1 Regolazione idraulica. Ad eccezione dei tre servizi di regolazione, l'intera domanda di ES presenta valori più bassi rispetto ai primi due cluster (tutti inferiori a 0,20). Questo è riconducibile per lo più alla minore densità di popolazione. In termini di offerta, la leggera diminuzione di P1 Prodotti agricoli è accompagnata da un forte aumento di P2 Prodotti vinicoli. Ciò suggerisce una connessione tra la coltivazione di vigneti e dissesto idraulico.

Il Bundle 4, denominato "Mosaic cropland forest", raggruppa i comuni (n=51) situati in alta collina e nelle zone pedemontane delle regioni. In termini di domanda, i valori diminuiscono per quasi tutti gli ES, ad eccezione della raccolta di funghi C3 (0,27) e dei servizi di regolazione. Questi servizi diminuiscono rispetto al Bundle 2 ma rimangono elevati, con un valore di 0,45 per R1 Regolazione idraulica e 0,53 per R2 Protezione del suolo. Per quanto riguarda l'offerta, alla diminuzione di P1 Prodotti agricoli (che comunque presenta un livello moderato (0,46) si associa un aumento di tutti i servizi di regolazione (tutti superiori a 0,30), insieme a C1 Ecoturismo (0,25) e C3 Raccolta funghi (0,49).



**Mappa regionale degli ES Bundle (in alto a sinistra), Analisi delle Componenti Principali - PCA (in alto a destra) e grafici a rosa dei venti degli indicatori di ES (in basso). I grafici indicano i valori normalizzati dell'offerta (cerchio di destra) e della domanda (cerchio di sinistra)**

Fonte: elaborazione dell'autore

Fig. 4

Infine, il Bundle 5 è denominato “Mountain forests” (n = 40), poiché raggruppa Comuni caratterizzati da un'elevata altitudine e da una grande quantità di boschi e aree naturali. Quest'area ospita solo pochi grandi insediamenti urbani e l'agricoltura è assente o comunque minoritaria. Questo gruppo mostra i valori di offerta di gran lunga più elevati per tutti i servizi di regolazione (tutti superiori a 0,70) e per i servizi ricreativi come C3 Raccolta di funghi (0,89) e C1 Ecoturismo (0,72). I servizi legati all'acqua rivelano l'offerta più alta per P4 Acqua potabile (0,23) e la seconda più alta per P5 Energia idroelettrica (0,10). In termini di domanda, i valori sono i più bassi per tutti gli ES.

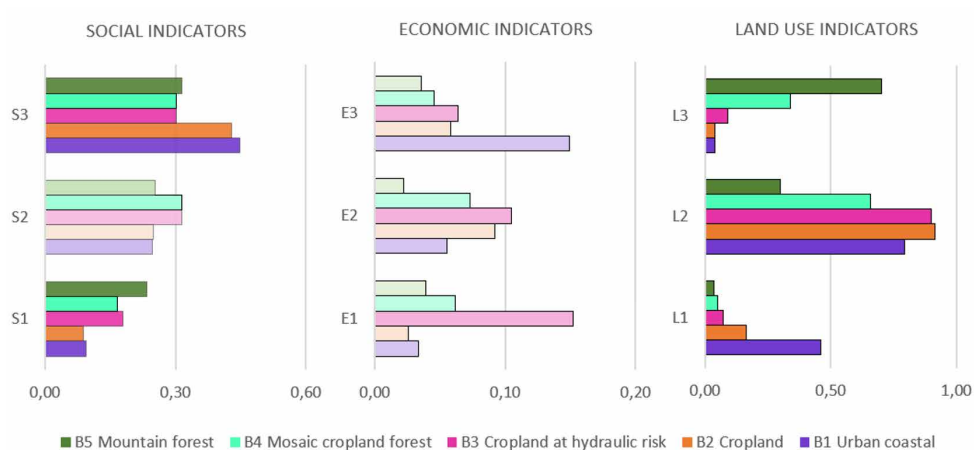
#### *Caratterizzazione socio-economica*

Questa sezione presenta i modelli spaziali degli indicatori socio-economici, evidenziando disuguaglianze tra aree interne e urbane. Le mappe e descrizioni dettagliate delle distribuzioni spaziali possono essere trovate nei materiali supplementari. L'indice demografico (S1) mostra la popolazione più giovane concentrarsi nelle zone costiere, mentre le aree interne a rischio spopolamento. La vulnerabilità sociale e materiale (S2) risulta più elevata nel centro-meridionale, mentre S3 suggerisce una correlazione tra reddito e aree interne. Per quanto riguarda gli indicatori economici, E1 evidenzia la predominanza agricola di una fascia nel meridione della regione, E2 evidenzia attività manifatturiere nei sobborghi urbani, e E3 riflette attività ricettive soprattutto

nelle località costiere meridionali, oltre che hotspot territoriali sparsi. Guardando all'Uso del suolo, L1 mostra superfici artificiali prevalentemente sulla costa, l'uso agricolo (L2) si concentra in una fascia centrale collinare vicina al mare, mentre L3 restituisce boschi montani e singole aree protette lungo la costa.

Guardando all'analisi delle correlazioni, gli indicatori socio-economici presentano una buona significatività nel caratterizzare i cinque Bundle individuati. In particolare, tra gli indicatori sociali, la correlazione più significativa si riscontra in S1 Demografia (cor = 0,45) e S3 Reddito (-0,31). La correlazione positiva tra i Bundle e l'indice di invecchiamento mostra una tendenza all'invecchiamento della popolazione lungo il gradiente costa-montagna, mentre la correlazione negativa del reddito conferma come la ricchezza diminuisca verso le aree montane. Dall'altra parte, S2 Vulnerabilità non mostra una correlazione significativa con la struttura dei Bundles (p-value > 0,05). Per quanto riguarda gli indicatori economici, E1 Agricoltura non presenta una correlazione significativa, e E2 Attività manifatturiere con E3 Alloggio e attività ricreative presentano una correlazione meno significativa (rispettivamente cor = -0,14 e cor = -0,22).

Infine, gli indicatori di Uso del suolo mostrano valori di correlazione superiori a 0,6 e si rivelano utili per caratterizzare i Bundles di ES. I valori di L1 Aree artificiali caratterizzano soprattutto il Bundle B1 (46% dell'uso del suolo), con valori inferiori per tutti gli altri Bundle. L2 Aree agri-



## Caratterizzazione socio-economica dei Bundles. Le barre indicano i valori medi normalizzati degli indicatori. La trasparenza indica una bassa correlazione tra l'indicatore e Bundles

Fonte: elaborazione dell'autore

Fig. 5

cole descrive al meglio i Bundle B2 e B3 (rispettivamente 91% e 90%), ma evidenzia anche valori moderati in B1 (79%) e B4 (66%). Infine, la L3 Aree boschive e seminaturali fornisce i valori più alti nella B5 (70%), seguita dalla B4 (34%). Fig. 4 mostra i dati socio-economici in base alla significatività dell'indicatore nella caratterizzazione del Bundle.

Il test parametrico di Pearson tra coppie di indicatori di ES ha mostrato correlazioni significative tra molti ES nel caso di studio delle Marche. In particolare, abbiamo osservato un modello di trade-off (correlazione negativa), innanzitutto tra l'offerta di prodotti agricoli P1 e tutti i servizi di regolazione, insieme a C1 Ecoturismo e C3 Raccolta funghi. Una correlazione negativa minore è stata rilevata anche tra questi servizi e i Prodotti vinicoli P2. In termini di domanda, si notano leggeri trade-off tra la domanda di R1 Re-

golazione idraulica e i servizi di approvvigionamento, e anche tra la domanda di R1 Regolazione idraulica e R2 Difesa del suolo e i servizi culturali e R4 Impollinazione delle colture.

Per quanto riguarda le sinergie, è stata riscontrata una forte correlazione positiva tra l'offerta di tutti i servizi di regolazione, insieme a C1 Ecoturismo e C3 Raccolta funghi. Forte sinergia è presente inoltre tra la domanda di tutti i servizi di approvvigionamento, R4 Regolazione dei cambiamenti climatici e C2 Educazione ambientale, legata alle aree di maggiore densità di popolazione. Se si confrontano le aree di offerta con quelle di domanda, la correlazione è spesso assente o molto bassa, a dimostrazione di come le aree di forte domanda differiscano da quelle di offerta. Per quanto riguarda l'indice di diversità, si evidenzia una correlazione negativa più forte in relazione a P1, rafforzando i risultati che denotano

la produzione agricola come fattore limitante per l'offerta di altri servizi. D'altro canto, si evidenzia una correlazione positiva tra l'offerta di servizi di regolazione, C1 Ecoturismo e C3 Raccolta funghi.

### Discussione

Lo studio esamina i paesaggi regionali come sistemi socio-ecologici, integrando l'analisi degli ES con indicatori socio-economici, e identificando così 5 sistemi paesaggistici basati su domanda e offerta di ES (Antrop, 2005; Blondel, 2006). Nel caso studio della Regione Marche il gradiente costa-montagna rivela una distribuzione urbana policentrica, sfidando la tradizionale dicotomia urbano-rurale che spesso caratterizza l'analisi domanda-offerta degli ES (Baró et al., 2017; Grêt-Regamey et al., 2014). Lo strumento degli ES Bundles evidenzia trade-off tra produzione agricola e servizi di regolazione, sottolineando l'importanza di collegare i modelli socio-economici con le relative funzionalità ecosistemiche (Balzan et al., 2020; Felipe-Lucia et al., 2020; Turkelboom et al., 2018).

Questo studio offre elementi chiave per lo sviluppo sostenibile dei paesaggi, poiché le informazioni sui modelli di ES si dimostrano utili per integrare i diversi settori della pianificazione (Albert et al., 2014; Mascarenhas et al., 2014). Il valore aggiunto risiede nelle migliori opportunità di integrare gli asset locali nelle misure di gestione, di esplicitare trade-off e sinergie e di sviluppare misure di risposta mirate (Albert et al., 2016). In questa sezione evidenziamo tre elementi chiave

per la pianificazione paesaggistica regionale relativi rispettivamente a i) la conservazione dell'identità dei sistemi interni sostenendo la gestione degli ecosistemi locali e le strategie di ecoturismo responsabile, ii) la valorizzazione dell'agricoltura sostenibile attraverso pratiche agricole di piccola scala e sostenibili (anche in relazione alla PAC), iii) una particolare attenzione alle pratiche di gestione multifunzionale del paesaggio, come la pastorizia.

Il primo elemento riguarda la gestione dei sistemi interni in condizioni di instabilità economica e demografica. Da un punto di vista socio-economico, il presente studio mostra sistemi interni caratterizzati da un alto tasso di invecchiamento e da bassi redditi. Queste tendenze sono confermate in altre regioni del Mediterraneo (Balzan et al., 2020) e pongono sfide importanti alla pianificazione regionale per il loro impatto sulla gestione del territorio (Bruno et al., 2021). Se da un lato l'abbandono negli ecosistemi remoti porta con sé la riforestazione e un conseguente aumento dei servizi regolatori, come la regolazione delle acque e la ritenzione del suolo, dall'altro è importante garantire la gestione delle foreste per aumentare l'eterogeneità strutturale e quindi la fornitura di molteplici ES (Queiroz et al., 2015; Felipe-Lucia et al., 2018). Nella nostra mappatura per le Marche, alti valori di offerta nei servizi ricreativi possono indicare un potenziale sviluppo eco-turistico confermato anche dalle strategie nazionali (MIBACT, 2017). Tuttavia, tale sviluppo deve tenere conto dei possibili effetti

identitari per l'area, insieme al possibile degrado dei sistemi naturali dovuto all'impatto delle relative infrastrutture (Gössling, 2002).

Il secondo elemento riguarda la gestione sostenibile dei terreni agricoli. Come è noto, la massimizzazione dei servizi di approvvigionamento può portare a cambiamenti nel funzionamento degli ecosistemi e alla perdita di biodiversità (Felipe-Lucia et al., 2020). Queste tendenze sono in parte mitigate nel caso di studio regionale delle Marche dai crescenti tassi di produzione in biologico (SINAB, 2020) e dal sistema di piccola scala che caratterizza l'agricoltura locale (Bevilacqua, 2013). Quest'ultimo fattore è sempre più rilevante nella letteratura come fattore cruciale per sostenere la biodiversità. Tschardt et al. (2021) sostengono che l'aumento dell'eterogeneità dei terreni coltivati, con almeno il 20% di habitat seminaturali per paesaggio, dovrebbe essere una raccomandazione chiave negli attuali quadri di riferimento per la biodiversità. Questo tema è oggi al centro di un importante dibattito politico legato alla Politica Agricola Comune (PAC) 2021-27. Nonostante gli scarsi benefici previsti in termini di protezione dell'ambiente e di mitigazione dei cambiamenti climatici (Pe'er et al., 2019), la nuova PAC abbraccia eco-schemi basati sulle esigenze e sulle priorità identificate a livello nazionale/regionale. In questo senso, la governance regionale può muoversi nella direzione di integrare gli asset locali nella nuova programmazione. Infine, il terzo elemento di discussione guarda alla multifunzionalità del paesaggio, considera-

ta cruciale per la conservazione della biodiversità e il benessere umano (Balzan et al., 2020). Sebbene i paesaggi montani abbiano maggiore disponibilità di ES, l'analisi regionale associa ai paesaggi pedemontani il maggior tasso di diversità. Oltre agli approcci di conservazione, già implementati nella regione, dovrebbero essere sostenute pratiche che bilanciano produttività agricola con benefici socio-ecologici, come misure agro-ambientali (Iniesta-Arandia et al., 2015). Questo è il caso della pastorizia, che nello studio caratterizza fortemente i sistemi interni. Questa pratica è considerata una forte componente identitaria dei paesaggi culturali, oltre che una pratica di protezione della biodiversità (Oteros-Rozas et al., 2014). In declino a livello globale (Dong et al., 2011), i sistemi caseari sono considerati vulnerabili e dovrebbero essere sostenuti per la varietà di servizi che forniscono, compresa la sicurezza alimentare in un contesto di cambiamento climatico (Krätli et al., 2013).

### Conclusioni

La lente degli ES si rivela un potente strumento per analizzare i paesaggi come sistemi socio-ecologici. Lo studio ha evidenziato Bundles di domanda e offerta caratterizzati come unità paesaggistiche associate ad asset socioeconomici locali. Ciò ha permesso di proporre pratiche di gestione per uno sviluppo sostenibile dei paesaggi. Questo studio rappresenta una prima pietra per la costruzione di un'Infrastruttura verde regionale per le Marche, in cui i dati sull'offerta e



domanda di ES possono supportare la creazione di strumenti per facilitare il processo di gestione dell'uso del suolo, e bilanciare interessi settoriali concorrenti. Un confronto tra i Bundles di ES e la Rete ecologica regionale esistente (REM) potrebbe approfondire ulteriormente il tema della biodiversità e della connettività ecologica.

### **Acknowledgments**

Il presente studio è stato sviluppato all'interno del progetto Vautereco - Valutazione degli assetti urbani e territoriali per la resilienza delle comunità, coordinato per la parte territoriale dal Prof. Massimo Sargolini, Università di Camerino, e finanziato dal Ministero dell'Ambiente. Della Regione Marche si ringrazia la Dott.ssa Patrizia Giacomini, che ha fornito i dati e i contatti con gli uffici competenti, il Dott. Fulvio Tosi e la Dott.ssa Gaia Galassi per l'identificazione degli indicatori di ES. Si ringraziano inoltre i Dott. Fabrizio Cerasoli e Alessandro Zepponi, Alessandro Battoni del CEA di Macerata, l'agronoma Oriana Porfiri e l'Osservatorio Regionale del Suolo di Treia. Parte delle analisi sono state svolte presso il centro iDiv di Lipsia, il cui soggiorno è stato finanziato dal DAAD German Academic Exchange Service.

## Note

<sup>1</sup>Progetto Vautereco (Valutazione degli assetti urbani e territoriali per la resilienza delle comunità) a supporto della definizione della Strategia Regionale di Sviluppo Sostenibile della Regione Marche. 2020-2022

## Bibliografia

- Albert, C., Aronson, J., Fürst, C., Opdam, P., 2014. *Integrating ecosystem services in landscape planning: requirements, approaches, and impacts*. *Landscape Ecol* 29, 1277-1285. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0085-0>
- Albert, C., Galler, C., Hermes, J., Neuendorf, F., von Haaren, C., Lovett, A., 2016. *Applying ecosystem services indicators in landscape planning and management: The ES-in-Planning framework*. *Ecological Indicators* 61, 100-113. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.029>
- Antrop, M., 2005. *Why landscapes of the past are important for the future*. *Landscape and Urban Planning, Rural Landscapes: past processes and future strategies* 70, 21-34. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2003.10.002>
- Balzan, M.V., Sadula, R., Scalvenzi, L., 2020. *Assessing Ecosystem Services Supplied by Agroecosystems in Mediterranean Europe: A Literature Review*. *Land* 9, 245. <https://doi.org/10.3390/land9080245>
- Barca, F., 2009. *An agenda for a reformed cohesion policy: A place-based approach to meeting European Union challenges and expectations (Barca Report)*. European parliament, Bruxelles.
- Baró, F., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., 2017. *Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management*. *Ecosystem Services* 24, 147-159. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.02.021>
- Bennett, E.M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh, B.N., Geijzendorffer, I.R., Krug, C.B., Lavorel, S., Lazos, E., Lebel, L., Martín-López, B., Meyfroidt, P., Mooney, H.A., Nel, J.L., Pascual, U., Payet, K., Harguindeguy, N.P., Peterson, G.D., Prieur-Richard, A.-H., Reyers, B., Roebeling, P., Seppelt, R., Solan, M., Tschakert, P., Tschardtke, T., Turner, B., Verburg, P.H., Viglizzo, E.F., White, P.C., Woodward, G., 2015. *Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability*. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, 76-85. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.007>
- Bevilacqua, P., 2013. Marche, in: Agnoletti, M. (Ed.), *Italian Historical Rural Landscapes: Cultural Values for the Environment and Rural Development*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 343-361. [https://doi.org/10.1007/978-94-007-5354-9\\_15](https://doi.org/10.1007/978-94-007-5354-9_15)
- Binder, C., Hinkel, J., Bots, P., Pahl-Wostl, C., 2013. *Comparison of Frameworks for Analyzing Social-ecological Systems*. *Ecology and Society* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05551-180426>
- Blondel, J., 2006. *The 'Design' of Mediterranean Landscapes: A Millennial Story of Humans and Ecological Systems during the Historic Period*. *Hum Ecol* 34, 713-729. <https://doi.org/10.1007/s10745-006-9030-4>
- Bruno, D., Sorando, R., Álvarez-Farizo, B., Castellano, C., Céspedes, V., Gallardo, B., Jiménez, J.J., López, M.V., López-Flores, R., Moret-Fernández, D., Navarro, E., Picazo, F., Sevilla-Callejo, M., Tormo, J., Vidal-Macua, J.J., Nicolau, J.M., Comín, F.A., 2021. *Depopulation impacts on ecosystem services in Mediterranean rural areas*. *Ecosystem Services* 52, 101369. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101369>

- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., Müller, F., 2012. *Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. Ecological Indicators, Challenges of sustaining natural capital and ecosystem services* 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Calafati, A., 2015. *Città tra sviluppo e declino*, Saggi. Natura e artefatto. Donzelli Editore.
- Cumming, G.S., Buerkert, A., Hoffmann, E.M., Schlecht, E., von Cramon-Taubadel, S., Tschardtke, T., 2014. *Implications of agricultural transitions and urbanization for ecosystem services. Nature* 515, 50–57. <https://doi.org/10.1038/nature13945>
- de Groot, R.S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., Willemsen, L., 2010. *Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. Ecological Complexity* 7, 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- Dong, S., Wen, L., Liu, S., Zhang, X., Lassoie, J., Yi, S., Li, X., Li, J., Li, Y., 2011. *Vulnerability of Worldwide Pastoralism to Global Changes and Interdisciplinary Strategies for Sustainable Pastoralism. Ecology and Society* 16. <https://doi.org/10.5751/ES-04093-160210>
- Felipe-Lucia, M., Comín, F., Bennett, E., 2014. *Interactions Among Ecosystem Services Across Land Uses in a Floodplain Agroecosystem. Ecology and Society* 19. <https://doi.org/10.5751/ES-06249-190120>
- Felipe-Lucia, M.R., Soliveres, S., Penone, C., Fischer, M., Ammer, C., Boch, S., Boeddinghaus, R.S., Bonkowski, M., Buscot, F., Fiore-Donno, A.M., Frank, K., Goldmann, K., Gossner, M.M., Hölzel, N., Jochum, M., Kandeler, E., Klaus, V.H., Kleinebecker, T., Leimer, S., Manning, P., Oelmann, Y., Saiz, H., Schall, P., Schloter, M., Schöning, I., Schruppf, M., Solly, E.F., Stempfhuber, B., Weisser, W.W., Wilcke, W., Wubet, T., Allan, E., 2020. *Land-use intensity alters networks between biodiversity, ecosystem functions, and services. Proceedings of the National Academy of Sciences* 117, 28140–28149. <https://doi.org/10.1073/pnas.2016210117>
- Felipe-Lucia, M.R., Soliveres, S., Penone, C., Manning, P., van der Plas, F., Boch, S., Prati, D., Ammer, C., Schall, P., Gossner, M.M., Bauhus, J., Buscot, F., Blaser, S., Blüthgen, N., de Frutos, A., Ehbrecht, M., Frank, K., Goldmann, K., Hänsel, F., Jung, K., Kahl, T., Nauss, T., Oelmann, Y., Pena, R., Polle, A., Renner, S., Schloter, M., Schöning, I., Schruppf, M., Schulze, E.-D., Solly, E., Sorkau, E., Stempfhuber, B., Tschapka, M., Weisser, W.W., Wubet, T., Fischer, M., Allan, E., 2018. *Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. Nat Commun* 9, 4839. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07082-4>
- García-Llorente, M., Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., López-Santiago, C.A., Aguilera, P.A., Montes, C., 2012. *The role of multi-functionality in social preferences toward semi-arid rural landscapes: An ecosystem service approach. Environmental Science & Policy* 19–20, 136–146. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2012.01.006>
- Gebre, T., Gebremedhin, B., 2019. *The mutual benefits of promoting rural-urban interdependence through linked ecosystem services. Global Ecology and Conservation* 20, e00707. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00707>
- Giacomelli M, Calcagni F (2022) Borgofuturo+. *Un progetto locale per le aree interne*. Quodlibet, Macerata.

- Giacomelli, M., Sargolini, M. & Felipe-Lucia, M.R., 2024. *Including the perspective of stakeholders in landscape planning through the Ecosystem Services co-production framework: an empirical exploration in Le Marche, Italy*. Reg Environ Change 24, 24 <https://doi.org/10.1007/s10113-024-02184-w>
- Gössling, S., 2002. *Global environmental consequences of tourism*. Global Environmental Change 12, 283–302. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(02\)00044-4](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(02)00044-4)
- Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Bagstad, K.J., Ferrari, M., Geneletti, D., Klug, H., Schirpke, U., Tappeiner, U., 2014. *On the Effects of Scale for Ecosystem Services Mapping*. PLOS ONE 9, e112601. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112601>
- Haines-Young, R., Potschin-Young, M.B., 2018. *Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): A Policy Brief*.
- Iniesta-Arandia, I., del Amo, D.G., García-Nieto, A.P., Piñeiro, C., Montes, C., Martín-López, B., 2015. *Factors influencing local ecological knowledge maintenance in Mediterranean watersheds: Insights for environmental policies*. AMBIO 44, 285–296. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0556-1>
- Kräтли, S., Huelsebusch, C., Brooks, S., Kaufmann, B., 2013. *Pastoralism: A critical asset for food security under global climate change*. Animal Frontiers 3, 42–50. <https://doi.org/10.2527/af.2013-0007>
- Mascarenhas, A., Ramos, T.B., Haase, D., Santos, R., 2014. *Integration of ecosystem services in spatial planning: a survey on regional planners' views*. Landscape Ecol 29, 1287–1300. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0012-4>
- MIBACT, 2017. *Piano Strategico Di Sviluppo Del Turismo*. Rome.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G.A.B., Kent, J., 2000. *Biodiversity hotspots for conservation priorities*. Nature 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Nieto-Romero, M., Oteros-Rozas, E., González, J.A., Martín-López, B., 2014. *Exploring the knowledge landscape of ecosystem services assessments in Mediterranean agroecosystems: Insights for future research*. Environmental Science & Policy 37, 121–133. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.09.003>
- Oteros-Rozas, E., Martín-López, B., González, J.A., Plieninger, T., López, C.A., Montes, C., 2014. *Socio-cultural valuation of ecosystem services in a transhumance social-ecological network*. Reg Environ Change 14, 1269–1289. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0571-y>
- Pe'er, G., Zinngrebe, Y., Moreira, F., Sirami, C., Schindler, S., Müller, R., Bontzorlos, V., Clough, D., Bezák, P., Bonn, A., Hansjürgens, B., Lomba, A., Möckel, S., Passoni, G., Schleyer, C., Schmidt, J., Lakner, S., 2019. *A greener path for the EU Common Agricultural Policy*. Science 365, 449–451. <https://doi.org/10.1126/science.aax3146>
- Peng, J., Wang, X., Liu, Y., Zhao, Y., Xu, Z., Zhao, M., Qiu, S., Wu, J., 2020. *Urbanization impact on the supply-demand budget of ecosystem services: Decoupling analysis*. Ecosystem Services 44, 101139. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101139>
- Queiroz, C., Meacham, M., Richter, K., Norström, A.V., Andersson, E., Norberg, J., Peterson, G., 2015. *Mapping bundles of ecosystem services reveals distinct types of multifunctionality within a Swedish landscape*. Ambio 44 Suppl 1, S89–101. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0601-0>
- Quintas-Soriano, C., García-Llorente, M., Norström, A., Meacham, M., Peterson, G., Castro, A.J., 2019. *Integrating supply and demand in ecosystem service bundles characterization across Mediterranean transformed landscapes*. Landscape Ecol 34, 1619–1633. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00826-7>
- Pierantoni I., Sargolini M., 2020. *Protected areas and local communities: a challenge for inland development*. ListLab Publisher, Trento. ISBN: 9788832080414

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Bennett, E.M., 2010. *Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes*. Proceedings of the National Academy of Sciences 107, 5242–5247. <https://doi.org/10.1073/pnas.0907284107>

SINAB, 2020. *Biologico in cifre*. <https://www.sinab.it/>

Tscharntke, T., Grass, I., Wanger, T.C., Westphal, C., Batáry, P., 2021. *Beyond organic farming – harnessing biodiversity-friendly landscapes*. Trends in Ecology & Evolution 36, 919–930. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.06.010>

Turkelboom, F., Leone, M., Jacobs, S., Kelemen, E., García-Llorente, M., Baró, F., Termansen, M., Barton, D.N., Berry, P., Stange, E., Thoonen, M., Kalóczkai, Á., Vadineanu, A., Castro, A.J., Czúcz, B., Röckmann, C., Wurbs, D., Odee, D., Preda, E., Gómez-Baggethun, E., Rusch, G.M., Pastur, G.M., Palomo, I., Dick, J., Casaer, J., van Dijk, J., Priess, J.A., Langemeyer, J., Mustajoki, J., Kopperoinen, L., Baptist, M.J., Peri, P.L., Mukhopadhyay, R., Aszalós, R., Roy, S.B., Luque, S., Rusch, V., 2018. *When we cannot have it all: Ecosystem services trade-offs in the context of spatial planning*. Ecosystem Services 29, 566–578. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.011>

Villamagna, A.M., Angermeier, P.L., Bennett, E.M., 2013. *Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery*. Ecological Complexity. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004> Sargolini, M., Gambino, R., 2016. Mountain landscapes. List.

# Mapping the vulnerability to urban heat island combining satellite and ecosystem service data: a case study in Udine (Italy)

**Davide Longato**

Department of Architecture and Arts,  
IUAV University of Venice  
[dlongato@iuav.it](mailto:dlongato@iuav.it)

**Denis Maragno**

Department of Architecture and Arts,  
IUAV University of Venice  
[dmaragno@iuav.it](mailto:dmaragno@iuav.it)

Received: October 2023

Accepted: March 2024

© 2024 Author(s).

This article is published  
with Creative Commons  
license CC BY-SA 4.0

Firenze University Press.

DOI: 10.13128/contest-14816

## keywords

land surface temperature  
urban green spaces  
ecosystem service  
assessment  
ecosystem service flows  
remote sensing

## Introduction

Urban environments, especially the denser ones, are likely to experience higher temperatures than their rural surroundings, a phenomenon known as urban heat island (UHI) (Oke et al., 2017). Artificial infrastructure, buildings, and man-made structures having a high proportion of impervious paved surfaces (e.g., asphalt, concrete), which are mostly concentrated in urban areas, contribute to temperature increase by absorbing and re-emitting the Sun's

heat more than natural and semi-natural areas landcover such as forests, water bodies, cropland, and urban green spaces (e.g., various authors in Yu et al., 2020). Furthermore, human activities (e.g., heating buildings, driving cars, heat released during industrial processes) also contribute to warming the surroundings, while narrow streets with a low sky view factor can trap heat by reducing air flow (Kim et al., 2022). All these factors contribute to the formation of UHI, which is most pro-

*Urban environments tend to experience higher temperatures than their rural surroundings, a phenomenon called urban heat island (UHI). Land Surface Temperature (LST) measurements are widely used to monitor surface UHI. Despite this, they are considered unsuitable to support effective UHI mitigation strategies since they cannot capture air mixing mechanisms contributing to determining the variability of urban air temperatures, which is the main parameter depicting urban thermal discomfort associated with UHI. Options to spatially assess air UHI exist but are based on*

*fine-scale local data observations or complex climate models. This study presents a simple and quick method to assess the vulnerability to UHI of urban areas that combines measurements of LST and an assessment of the cooling effects provided by ecosystems. The method is applied in the city of Udine (Italy). Results show the urban areas that are potentially more vulnerable to UHI and reveal the potentialities of the method in improving LST-based assessments to support UHI mitigation strategies. The method is then discussed in light of its advantages, limitations, and future improvements.*

nounced at night when temperatures in urban areas can be significantly higher than in rural areas (e.g., Steigerwald et al., 2022). This is because during the night artificial structures such as buildings and roads slowly release back to the atmosphere the heat accumulated during the day; this process limits the natural decrease of temperatures during night hours in urban areas (Azevedo et al., 2016; Parker, 2010).

The UHI phenomenon is an important issue in cities since it exacerbates the negative impacts of high temperatures on human health, including cardiovascular and respiratory disorders, as well as heat stroke (Reiners et al., 2023). Living

in a city during a heatwave is therefore particularly dangerous as people have to deal with the aggravating heat-related health consequences of this phenomenon. Hence, it becomes crucial to lower heat stress in urban environments by mitigating its effects.

Urban planners and local governments are called to design strategies and implement solutions to reduce this heat stress in cities (Aflaki et al., 2017). But to provide more effective outcomes and target the urban areas that are most in need of these solutions, they have to be informed about what areas should be prioritized because of more vulnerable to UHI effects.

The only rather simple, quick, and low-cost method to assess UHI effects at large spatial and temporal scales is through remotely-sensed spatially-explicit measurements of Land Surface Temperature (LST), which capture the land surface's contribution in determining the UHI phenomenon (i.e., the so-called surface UHI) and its spatially varying intensity (Reiners et al., 2023). Especially during heatwaves, and the summer period in general, the temperature of the land surface tends to be hotter than the temperature of the air, with building and pavement areas showing the highest surface temperatures, while water and green patches the

lowest (e.g., Tang et al., 2023; Wei and Wang, 2022). LST is often used as a relevant proxy to assess air UHI (Bird et al., 2022), also known as ‘canopy UHI’ or ‘near-surface UHI’ (e.g., Xiang et al., 2023; Azevedo et al., 2016). The urban canopy represents “the thin layer of the atmosphere between ground level and rooftop height and is strongly influenced by urban geometry and microscale energy exchange” (Azevedo et al., 2016). Measurements of air UHI are thus the primary information to support effective planning of solutions to mitigate UHI, since it is the most direct indicator of residents’ perception and a crucial factor in evaluating urban thermal discomfort associated with UHI (Xiang et al., 2023) and, consequently, to health risks (Venter et al., 2021a).

However, despite the plenty of studies that focus on spatially-explicit assessments of surface UHI (e.g., Park and Cho, 2016), measurements of LST are often considered unsuitable to properly reflect the air UHI of a city and its spatially varying intensity (e.g., Shiflett et al., 2017). This is because LST data is not able to fully capture the thermal dynamics and air mixing mechanisms occurring in the air layers above the surface, which are driven by the complex thermal interactions between urban and vegetated land covers (Sun et al., 2020). Establishing a relationship between LST and air temperature, and consequently between surface UHI and air UHI, is therefore not so straightforward, given that LST measurements often neglect the micro-advect-

tion processes in the near-surface air layer that promote the mixing of the different thermal properties (i.e., warming and cooling air fluxes) generated across a wider area surrounding a specific location (various authors in Shiflett et al., 2017). Several authors (e.g., Xiang et al., 2023; Venter et al., 2021a) warn that using surface UHI as a proxy to evaluate air UHI with the ultimate objective of producing urban heat risk assessments and inform effective UHI mitigation strategies could be misleading given their non-linear relationship that leads to frequent overestimations of UHI effects by LST (e.g., Pena Acosta et al., 2023; Venter et al., 2021a).

On the other side, measurements of air temperature that can be directly used to assess UHI effects in cities are rather unlikely due to the limited distribution of urban weather stations, among others (Xiang et al., 2023). Other methods for measuring air temperature exist, but they are based on (occasional) field measurement campaigns requiring specific instruments, e.g., through mobile measurements (Schwarz et al., 2012), thus they are difficult to replicate in space and time.

To overcome the abovementioned issues related to LST and air temperature measurements for characterizing UHI risk in cities, during the last years several climate modeling tools (e.g., WRF model) integrating air temperature measurements and remotely-sensed LST data have been developed to estimate temperature variations in urban areas with high spatial resolution,



thus being able to capture UHI effects (Azevedo et al., 2016). However, the successful implementation of climate models depends on the availability of local observation data and time for initialization and verification meaning, as well as rather complex technical skills for setting and using the modeling tools; all aspects that often do not align with the decision-making context where urban planning decisions are formulated. As anticipated, green areas made of natural and seminatural ecosystems and, more in general, vegetation, play a key role in mitigating UHI effects in cities by providing cooler air flows that can cool down temperatures in warmer urban environments. Depending on their typology and structure, green areas can provide more or less intense cooling effects that contribute to reducing temperatures locally. This benefit can also be denominated as ‘local climate regulation’ or ‘microclimate regulation’ service, among others, and is one among the regulating ecosystem services (ES) that most natural and seminatural ecosystems, with different intensities, can supply (e.g., Goldenberg et al., 2021; Zardo et al., 2017). These cooling effects are mainly delivered thanks to the shading and evapotranspiration processes of vegetation that mask downward solar radiation and absorb latent heat (Park et al., 2021). From the areas of ES provision, the cooling effects can flow (through natural air movement) towards and benefit the nearby areas (Goldenberg et al., 2021), through the so-called (distance) decay effect or function (e.g.,

Geneletti et al., 2016; Zardo et al., 2017), which is a critical factor to consider when supporting strategies to mitigate UHI effects in cities (e.g., green space planning/design) (e.g., Longato et al., 2023).

This study proposes a method that can be rather easily and quickly deployed at no cost to spatially assess the vulnerability of urban areas in relation to their propensity to suffer from more or less intense UHI effects by combining LST measurements with a simple spatial simulation of the ecosystem’s cooling benefits. The study aims to provide a step-by-step procedure that can be used in the absence of more sophisticated methods (e.g., air temperature measurements or climate modeling tools). It attempts to enhance the quality of satellite-based proxy information for assessing UHI vulnerability in cities by capturing some of the possible near-surface air mixing processes that are not fully accounted for in the assessment that uses the LST data only. The method is applied in the city of Udine (Italy) but is potentially replicable worldwide.

### **Case study**

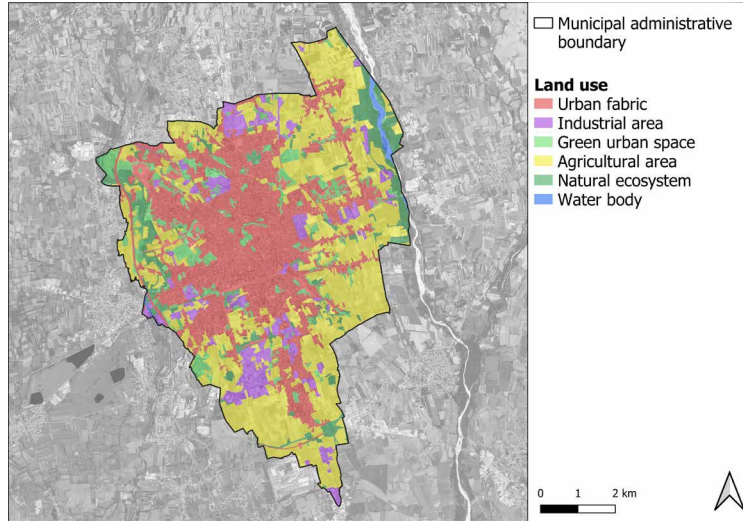
The case study is represented by the city of Udine (Italy), a medium-sized city of 97,887 inhabitants (ISTAT, 2023) located in the Friuli Venezia Giulia region, at the north-eastern borders of the Po Valley area.

According to the land use and cover map (Figure 1), Udine is characterized by a rather compact ur-

## Overview of the main land use and cover classes in the municipal area of Udine

Credits: elaboration of the authors

Fig. 1



ban structure with dense urban fabric and scattered urban green areas, which are not evenly distributed but mainly located north of the city center. Industrial areas are especially located in the southern and northern peri-urban borders. Few natural areas are disseminated within the rural surroundings, often characterized by high fragmentation and small size. Only the areas lying along the two rivers flowing east and west of the city are characterized by a more significant presence of natural ecosystems.

Concerning the climatic profile of the city we can observe the following characteristics according to the regional climate report (ARPA FVG, 2023). The city is located in one of the regional areas with the highest annual temperature variation and the hot days (i.e., days in which the

temperature reaches 30°) are usually between 40 and 50 in a year. Maximum temperature values are typically registered during July and August. There are two precipitation peaks in a year: one in late-spring/early-summer (May and June) and one in autumn (especially November). However, all over the year, the precipitations are not scarce with an average of 1,500 mm and a minimum registered in February (60-90 mm). However, during the summer season, precipitations are mainly originated from rainstorm events with heavy rain in a relatively short time, which alternate with dry periods that can last up to two weeks without rain.

### Data and methods

The spatially explicit assessment of the vulnerability of the urban area of Udine in relation to

its propensity to suffer from UHI effects is carried out by combining two major factors contributing to the UHI spatially varying intensity: i) the first is related to the urban land surface's contribution in determining the UHI phenomenon; ii) the second is related to the possibility to benefit from cooling effects flowing from nearby ecosystems that can locally cool down temperatures. According to the IPCC risk assessment framework, the vulnerability of a system can be described as its "propensity or predisposition to be adversely affected. Vulnerability encompasses a variety of concepts and elements including sensitivity or susceptibility to harm and lack of capacity to cope and adapt" (IPCC, 2014). Among the two factors considered in the proposed vulnerability assessment, the first can be considered as a factor depicting the sensitivity (i.e., "the degree to which a system is affected [...] by climate-related stimuli" (IPCC, 2007)) of the urban area to UHI. The second can be considered as a factor depicting the coping capacity (i.e., "the ability [...] to manage adverse conditions" (UN, 2016)), namely the capacity to cope with the adverse effects of UHI thanks to the ecosystem's ability to mitigate high temperatures.

To assess the factor related to the urban land surface's contribution in determining the UHI phenomenon, the remotely-sensed data of Land Surface Temperature (LST) was used. The LST is derived from satellite images acquired by the platform Landsat 8, which - to date - pro-

vides the most accurate (in terms of spatial resolution, corresponding to 30x30 meters) thermal data that is freely accessible among the ongoing satellite missions.

The LST data used in the assessment was elaborated using the Google Earth Engine platform, which allows the elaboration of a large amount of (satellite) data in a relatively small amount of time taking advantage of the elaboration power of Google servers. This way, it was possible to use the whole time series of available Landsat 8 images covering the case study area (from 2013 - launch of the Landsat 8 mission - to 2022) to calculate the average LST during the summer season (i.e., months of June, July, and August).

The average LST summer values were subsequently re-classified into five classes depicting the different sensitivity to UHI. To do so, five different ranges of LST values (subsequently called 'LST classes') were obtained by categorizing the LST values into five quantiles in a GIS environment (i.e., using the "Natural breaks (Jenks)" statistical method that clusters data into groups that minimize the within-group variance and maximize the between-group variance). Scores from 1 to 5 - corresponding to the increasing sensitivity condition - were assigned to the LST classes according to the increasing LST values (Table 1).

To assess the factor related to the possibility of benefiting from cooling effects flowing from

LST class (quantiles)	Sensitivity	Score
> 41.82°	Highest	5 (worst condition)
39.55° - 41.82°		4
38.06° - 39.55°		3
36.57° - 38.06°		2
< 36.57°	Lowest	1 (best condition)

## LST classes and associated sensitivity conditions with corresponding scores

Tab. 1

Cooling benefits (qualitative score)	Coping capacity	Score
Not benefitting from any cooling effect (0)	Null	5 (worst condition)
Benefitting from cooling effects with low (1) to moderate (2) cooling intensity potential		4
Benefitting from cooling effects with medium (3) cooling intensity potential		3
Benefitting from cooling effects with high (4) cooling intensity potential		2
Benefitting from cooling effects with very high (5) cooling intensity potential	Highest	1 (best condition)

## Cooling benefits according to cooling intensity potential and associated coping capacity conditions with corresponding scores

Tab. 2

nearby ecosystems, thus the capacity to cope with the adverse effects of UHI, the following procedure was adopted.

First, the potential to provide the local climate regulation service by ecosystems was assessed by using the matrix developed by Burkhard and colleagues (2014), in which for each Corine Land Cover class a qualitative score (from 0, null, to 5, highest potential; elaborated starting from expert judgments) depicting ES potential (supply) is assigned for provisioning, regulating, and cultural ES. Concerning the local climate regulation service, the highest ES potential is provided by woodland areas, followed by shrubland, agricultural areas with significant natural elements, arable land and natural grassland, pastures, and permanent crops (for more details see the ES potential matrix in Burkhard et al. (2014)). To this aim, the regional Habitat Map (updated in 2021) was used, being preferred to the Corine Land Cover map since more updated and with higher spatial resolution. To apply the matrix and assign the scores in the case study area, the habitat categories of the Habitat Map were converted into the corresponding Corine Land Cover classes using the conversion matrix elaborated by the European Environment Agency.

Second, the urban areas potentially benefitting from this ES – which spatially radiates omnidirectionally from the ecosystem patches providing cooling effects towards the surrounding areas (e.g., Longato et al., 2023) – were identified, also denominated as service benefitting areas

(Dworczyk and Burkhard, 2021). Since the spatial extent of these cooling effects is rather limited in terms of linear distance from the ES providing areas (Geneletti et al., 2022), the service benefitting areas are those located in the immediate surroundings of the ecosystem patches. In this study, standard distances retrieved from the literature were used to map the service benefitting areas, namely 100 linear meters from ecosystem patches with a size of less than 2 ha and 250 linear meters from the bigger ones (Geneletti et al., 2016). This size threshold is typically used to discriminate between smaller ecosystems with a shorter cooling decay effect and the bigger ones being characterized by a larger decay effect (e.g., Majekodunmi et al., 2020; Zardo et al., 2017).

To all the ecosystem patches located within at such a distance that urban areas can benefit from their cooling effects, a distance buffer was applied depending on the size threshold (i.e., 100-m-buffer for ecosystem patches smaller than 2 ha, and 250-m-buffer for ecosystem patches larger than 2 ha) to simulate the cooling decay effect omnidirectionally radiating from the ES providing areas. To capture the different intensities of the cooling effects potentially provided by different types of ecosystems, each buffer is assigned the corresponding ES potential score of the providing ecosystem patch that generated it (i.e., the higher the ES potential of an ecosystem patch, the higher the intensity potential of its cooling effect in the benefit-

ting areas). When an area is covered by two or more buffers (i.e., an area can benefit from the cooling effects provided by two or more ecosystem patches), the highest ES potential score is assigned to that area to capture the maximum benefit.

Finally, scores from 1 to 5 – corresponding to the decreasing capacity to cope with the adverse effects of UHI – are assigned to allocate the worst condition (i.e., lack of coping capacity: score of 5) to areas not benefitting from any cooling effect, and the best condition (i.e., highest coping capacity: score of 1) to areas benefitting from the most intense cooling effect (Table 2).

Once assessed the two factors, they were combined using the method of weighted sum to obtain the final vulnerability condition. A higher (relative) weight was assigned to the factor related to the urban land surface's contribution in determining the UHI phenomenon mapped through the LST (weight of 0.6 versus weight of 0.4 assigned to the factor related to the cooling benefits). This is justified by the fact that, especially during the night when the UHI phenomenon is more evident, it was statistically proved that the most relevant factor influencing the trend of temperatures in urban areas is the presence and amount of man-made impervious surfaces, namely those most likely to accumulate heat, while vegetation and its mitigation effects have a relatively lower influence (Ziter et al., 2019; Yan et al., 2014). This is somewhat confirmed by the findings of other authors who

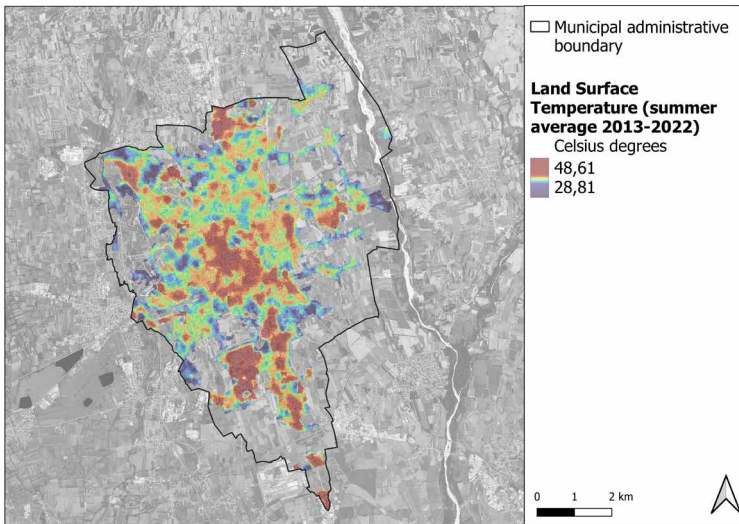
assessed the relative contribution of potential factors that may influence UHI intensity and/or cooling effects of green areas. For example, Naserikia and colleagues (2022) found that in tropical, cold, and temperate climates (the latter is the background climate of the case study area), the share of built-up impervious surfaces is the strongest contributor to LST variability during warm months followed by the presence of vegetation. In another recent study (Liu et al., 2023), it was showed that the factors related to the proportion of built-up land within and in the surrounding of urban green spaces, if considered altogether, may statistically have a higher influence on the cooling profile of such spaces compared to the factors related to vegetation (e.g., patch density and tree cover share).

The formula used to combine the two factors is the following:

$$V_{UHI} = (F_{LST} * 0.6) + (F_c * 0.4)$$

where  $V_{UHI}$  indicates the vulnerability in relation to the propensity of urban areas to suffer from UHI effects,  $F_{LST}$  indicates the factor related to the urban land surface's contribution in determining the UHI phenomenon (i.e., 'sensitivity' factor),  $F_c$  indicates the factor related to the cooling benefits provided by ecosystems (i.e., 'coping capacity' factor).

The result of this operation allows to spatially-explicit map the final vulnerability indicator, with vulnerability scores ranging from 1 (lowest vulnerability condition) to 5 (highest vulnerability condition).



## Results

Concerning the urban land surface's contribution in determining the UHI phenomenon, Figure 2 shows the spatial distribution of the average LST summer values (years 2013-2022) elaborated for the case study area.

The spatial variability of temperature values highlights that the higher temperatures are especially recorded in the historic city center and immediate south-eastern surroundings, characterized by a high proportion of sealed soil with high building density and narrow streets, and an almost absence of green elements, as well as in the highly impervious (i.e., characterized by large building footprints and car parking areas) industrial areas that can be especially found towards the southern and northern periphery. Cooler spots correspond to green urban areas, as well as to low-density residential neighborhoods (i.e., extensively characterized by private gardens) diffusely located in the areas external the city center.

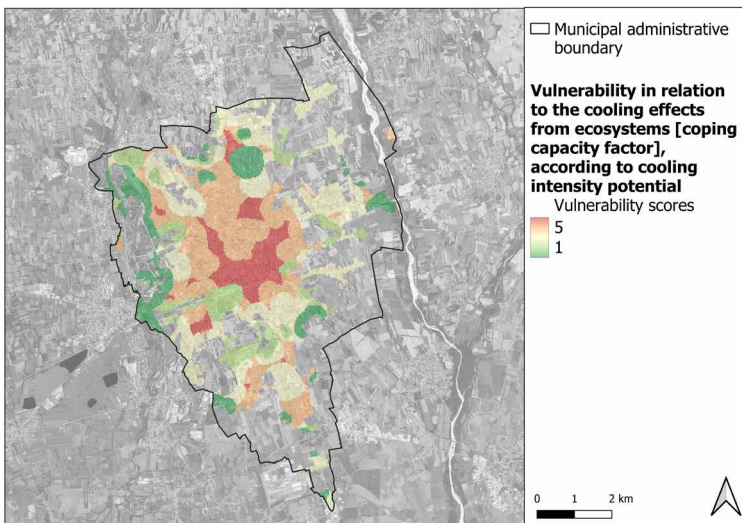
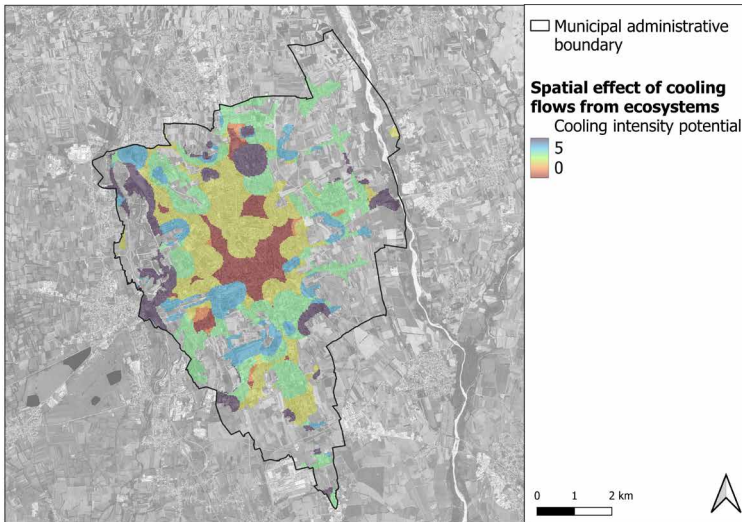
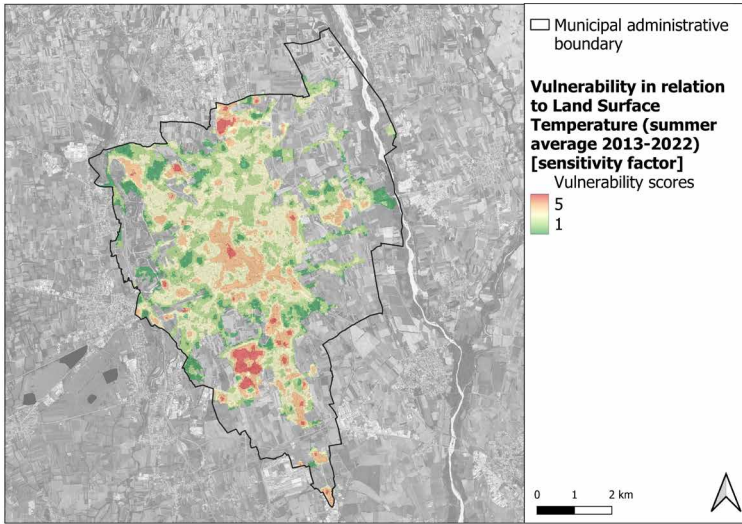
When converting these values into scores de-

picting the sensitivity to UHI (Figure 3), the role of man-made surfaces in contributing to UHI is even more evident, with industrial areas showing the highest propensity to accumulate a huge amount of heat into the surface.

As regards the factor related to the cooling benefits provided by ecosystems, Figure 4 shows the spatial distribution of the qualitative scores depicting the different potential intensities of the cooling effects within the benefitting areas. Figure 5 instead shows the scores assigned to depict the capacity to cope with the adverse effects of UHI according to the cooling benefits potentially provided in the study area.

Large portions of the central urban area (i.e., historic city center and immediate southern surroundings) cannot benefit from any cooling effect since they are located far away (i.e., more than 100/250 linear meters) from natural or semi-natural ecosystems (including urban green spaces), thus having assigned the worst condition (i.e., the highest score). The greatest benefits in terms of cooling, being consequently as-







**Spatial distribution of the scores depicting the vulnerability condition according to the sensitivity factor related to the urban land surface's contribution (i.e., the LST) to UHI (i.e., the higher the score the higher the vulnerability because of the higher sensitivity)**

Credits: elaboration of the authors  
Fig. 3

**Spatial distribution of the qualitative scores depicting the potential intensities of the cooling effects from ecosystems**

Credits: elaboration of the authors  
Fig. 4

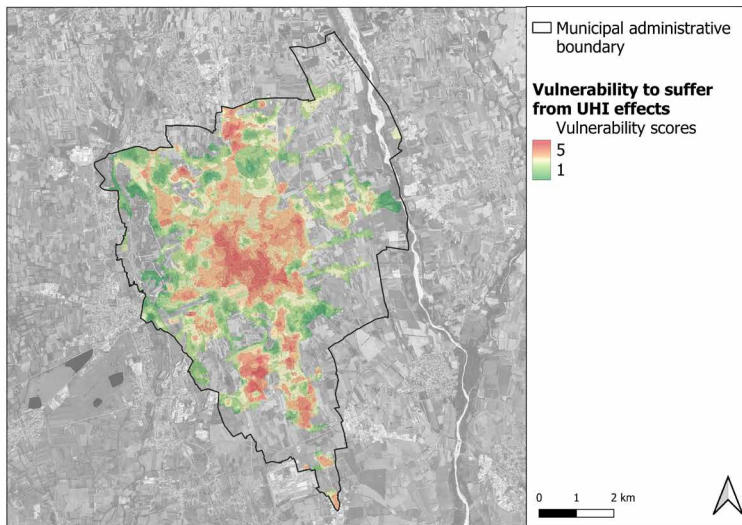
**Spatial distribution of the scores depicting the vulnerability condition according to the capacity to cope with the adverse effects of UHI thanks to the cooling effects from ecosystems (i.e., the higher the score the higher the vulnerability because of the lower capacity to cope)**

Credits: elaboration of the authors  
Fig. 5

sociated with the best condition (i.e., the lowest score), are especially found towards the western urban periphery, located in the proximity of the (relatively large) woodland ecosystem that follows the course of the river flowing west of the city. The few other spots characterized by cooling benefits with high cooling intensity potential are the ones located near the fragmented and dispersed woodland and/or shrubland patches that can be (randomly) found in peri-urban fringes.

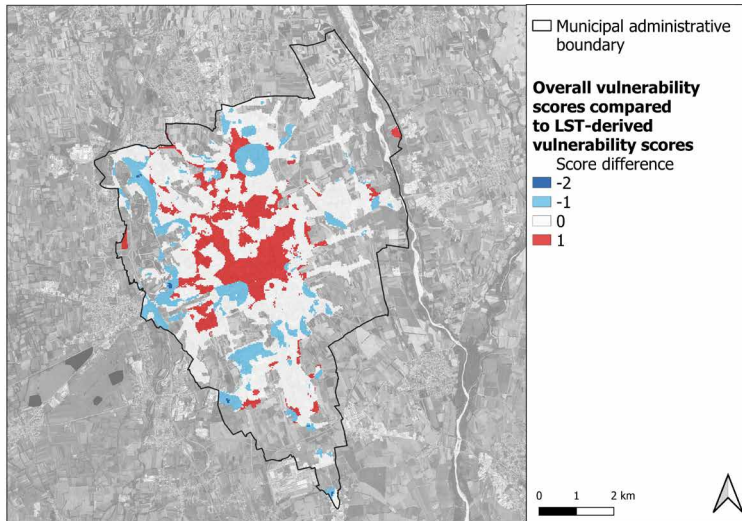
The final vulnerability map depicting the propensity to suffer from UHI effects (according to the two factors considered) in the urban area of Udine is presented in Figure 6. More vulnerable areas are found where the worst conditions for both the factors considered overlap. This is especially true for the dense urban core and for some industrial sites located in the southern and northern peri-urban areas that are far away from ecosystem typologies with a high potential to provide cooling benefits.

When comparing the scores obtained in the final vulnerability map with the ones obtained using the LST data only, thus only based on sensitivity to UHI without accounting for the capacity to cope with UHI effects provided by ecosystems (i.e., as done in many LST-based studies, see Introduction), some differences are revealed (Figure 7). It can be noted that the urban areas that are far away from ecosystem patches



**Final vulnerability map with the spatial distribution of the vulnerability scores depicting the propensity to suffer from UHI effects in the urban area of Udine (i.e., the higher the score the higher the vulnerability condition)**

Credits: elaboration of the authors  
 Fig. 6



**Differences in vulnerability scores between the scores obtained in the final vulnerability map and the ones obtained according to the sensitivity factor only (i.e., the urban land surface's contribution to UHI assessed through the LST shown in Figure 3)**

Credits: elaboration of the authors  
 Fig. 7

## Number and percentage of pixels classified into the five scores depicting the vulnerability/sensitivity condition: final vulnerability map (Figure 6), LST-derived sensitivity map (Figure 3), and their difference

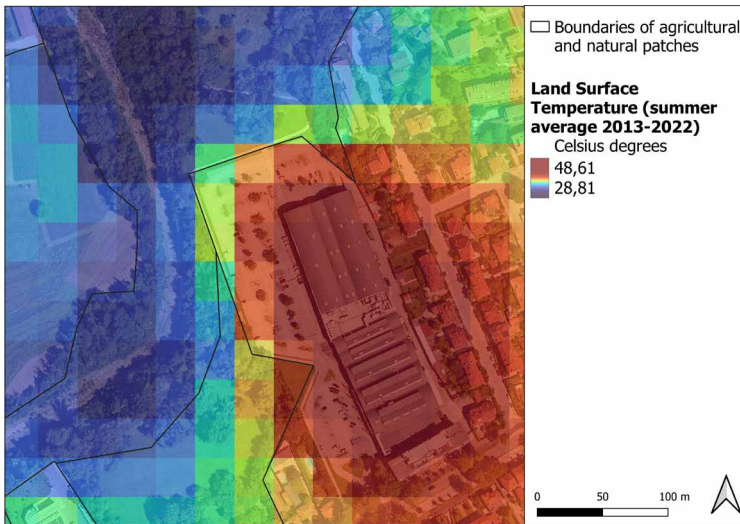
Tab. 2

Score depicting the vulnerability/sensitivity condition	Pixels in LST-derived sensitivity map [1]		Pixels in the final vulnerability map [2]		Pixel difference in % ([1] - [2])
	Number	%	Number	%	
Lowest (1)	3706	11,39	4648	14,28	-2,89
(2)	10272	31,56	8330	25,59	+5,97
(3)	12280	37,73	12845	39,47	-1,74
(4)	5334	16,39	5239	16,10	+0,29
Highest (5)	955	2,93	1485	4,56	-1,63

are characterized by an overall worse condition in the final vulnerability map even if not having the highest LST values (i.e., a higher score of +1). In parallel, some peripheral areas are instead characterized by an improved condition (i.e., a lower score of -1 or, in some isolated cases, -2), since, despite having among the highest LST values, can benefit from (substantial) cooling effects provided by nearby ecosystem patches. Table 2 reports the number and percentage of pixels broken down per vulnerability/sensitivity condition (according to the associated scores) obtained in the two cases and their comparison. Differences in vulnerability scores between the scores obtained in the final vulnerability map and the ones obtained according to the sensitivity factor only (i.e., the urban land surface's contribution to UHI assessed through the LST shown in Figure 3).

### Discussion and conclusions

Urban areas are likely to become 'islands' of higher temperatures compared to outlying rural areas. This difference tends to be more pronounced at night when the UHI phenomenon is more evident. Measurements of LST are important to understand and monitor UHI and their contributing factors due to the large spatial and temporal availability of data. LST data has been extensively used in the literature to assess and map surface UHI in many parts of the world (e.g., Xu et al., 2023; do Nascimento et al., 2022). However, surface UHI usually does not fully match air UHI since it is not able to properly capture thermal exchange processes occurring above the city's surface, which instead is the main parameter to understand UHI-related thermal discomfort in cities to guide prioritization of mitigation strategies (see the Introduction section for more information).



## Zoom-in map showing the LST distribution across a rural-urban interface area

Credits: elaboration of the authors  
Fig. 6

In this study, a simple and quick method that combines measurements of LST depicting land surface's contribution to UHI (i.e., sensitivity to UHI) with the spatial effects of the local climate mitigation ES provided by ecosystems is proposed to enhance the quality of LST-based UHI assessments. This way, cooling spatial effects of natural and semi-natural ecosystems that instead are not (fully) accounted for by LST are captured, accounting for the capacity to cope with the adverse effects of UHI provided by ecosystems. The method is applied in the city of Udine (Italy) to map the vulnerability profile of the city in relation to its propensity to suffer from (more or less intense) UHI effects.

As a matter of fact, Figure 8 shows a zoom-in map with the LST distribution in a rural-urban interface area where two contrasting conditions are contiguous: the likely-coolest ecosystem type (i.e., a woodland area) and the likely-warmest urban land cover type (i.e., a highly

impervious industrial site). It can be noted that immediately beyond the border of the wooded patch, the pavement and building areas of the industrial site show significantly higher surface temperatures, shifting from about 35° (in the wooded pixels located near the border with the industrial site) to 42° in few tens of meters (1 to 2 pixels, which resolution is 30 meters), which is a value in line with those found in other industrial sites not bordering with any vegetated patch. For this reason, accounting for the cooling spatial effects of ecosystem patches can improve the assessment by discriminating between urban hot areas that however are relatively close to ES providing areas and that can thus benefit from their cooling effects and the ones that are similarly hot but cannot benefit from this ES. As shown in the Results section, adding this second factor partially modifies the vulnerability profile of the city compared to using solely the LST data. In particular, in our proposed method

many peri-urban areas were assigned a lower vulnerability condition compared to the assessment based on the LST data only, especially in the western side of the city located near a relatively large woodland area, while the contrary occurred in the dense urban city center with many areas that were assigned a higher vulnerability condition. This is (partly) in line with the results of studies that used more sophisticated methods. For example, Steigerwald and colleagues (2022) used a climate model to assess the benefits of cooling processes promoted by natural and seminatural ecosystems (i.e., 'cold air formation areas') in reducing nocturnal urban temperatures in a medium-sized city in Germany. They found that the city's 'thermal hotspots' (i.e., areas with the highest air temperatures) cover the majority of the central areas characterized by dense or very dense urban fabric (65% to 93%) since they cannot benefit from the cooling effects flowing from the surrounding countryside, where most of the 'cold air formation areas' are located. Instead, more than half of the industrial areas were not included within the 'thermal hotspot' areas, despite being among the most problematic land covers in terms of surface heat accumulation, given their proximity to extra-urban 'cold air formation areas' (such as in Udine). Similar results were found by Schwarz and colleagues (2012), who measured air temperatures through mobile measurements during night hours and found that built-up areas showing similar characteris-

tics were characterized by higher or lower temperatures (also) according to their greater or shorter distance to green spaces, respectively.

This is an important element to consider when developing mapping tools aimed at spatially assessing vulnerability to UHI in cities, since when these maps are used as a decision support system to guide spatial allocation and prioritization of solutions to mitigate UHI effects in cities, the resulting spatial variability of the different vulnerability conditions will affect the decision towards one rather than another area to prioritize for their implementation.

In this sense, possible adaptation actions that can be implemented include, for example, the creation of new green areas (e.g., pocket parks, urban afforestation), the heat-resilient renovation of public squares and parking lots (e.g., de-sealing actions, cool pavements, public greenery), the adaptation of existing streets (e.g., street trees, cooler materials instead of asphalt, more permeable surfaces), and the greening of infrastructures and buildings (e.g., green roofs and walls, cool roofs, linear green corridors along transport infrastructures) (Petersinaris et al., 2020). While most of the measures require available ground space to be implemented (e.g., Longato et al., 2023), within the most compact urban areas (i.e., very little or no infill space available, no garden areas, highest building density, and narrow streets) – which are among the ones typically showing among the highest vulnerability to UHI, such as

in Udine – interventions that do not require new space on the ground (e.g., greening buildings or de-sealing actions in existing public spaces) are extremely important (e.g., Langemeyer et al., 2020; Venter et al., 2021b). A rapid visual analysis of the urban built form of Udine reveals that, in the most vulnerable areas, opportunities to mitigate UHI are mainly related to green (or cool) roof installation in private residential buildings and de-paving and/or greening actions (i.e., more tree-covered spaces) in public spaces (e.g., squares) in the city center. The same actions could be promoted in private industrial buildings and large pavement areas in the peri-urban industrial sites, together with increasing the potential of surrounding ecosystems to cool down temperatures through, e.g., green-belt-likely re-naturalization projects in the urban fringes.

The limitations of the study mainly involve the rather simplified method used for assessing the cooling effects that is just based on standard values from the literature for both the distance decay function and the ES potential scores from which is derived the cooling intensity potential profile. This latter aspect, in addition, relies on land use and cover maps which resolution and accuracy are not always good enough to depict all the urban green spaces (e.g., smaller green patches, private gardens), which instead are usually among the most widespread green space typologies that can be found in a city and which play a great role in ES delivery, in-

cluding in mitigating local temperatures (Balzan et al., 2021). Possible improvements of the method may include the assessment of distance decay functions and cooling intensity profiles that rely not only on ecosystem types but on more specific ecosystem characteristics that may contribute to influencing both the spatial extent and the intensity of the cooling effects they provide (e.g., vegetation structure, ecosystem condition, patch shape, etc.) (e.g., Gallay et al., 2023; Zhou et al., 2023; Fu et al., 2022; Aram et al., 2019). However, the method proposed in this study can have the advantage of being easier to use and more understandable than (more) complex methods (i.e., less demanding in data collection and elaboration) by decision-makers working in everyday planning practices and routines, as well as being in principle replicable in any other city. To this aim, it has to be noted that, while LST data are provided worldwide, and thus can be easily obtained for any city, the assessment of the cooling benefits provided by the ecosystems depends on the availability of suitable land use and cover maps, which not always can be easily obtained (at least with an accuracy/resolution that is sufficiently good enough). However, methods for deriving/improving land use and cover maps exist through satellite data and can be applied in data-scarce environments (e.g., Balzan et al., 2021). Furthermore, the land-cover-based ES scores used in this study are specifically tailored to the Corine Land Cover classification system. To directly ap-

ply them, a land use and cover map that uses this classification system or that can be rather easily re-classified according to it (such as in the case study presented) is needed. Contrary, other more suitable ES-based scoring matrices may be searched and applied (e.g., see Adem Esmail et al., 2023)) or a new one can be developed involving local experts to tailor the ES scores to the specific case study (Campagne et al., 2020). Another field deserving future work to further advance the proposed method is related to the combination of the UHI vulnerability assessment with sociodemographic data about the distribution of population within the city and its socio-demographic and economic profile. Adding this type of data enables the integration of heat vulnerability and exposure (i.e., the exposed elements that can be harmed, in this case by high temperatures exacerbated by UHI effects) metrics that can be used to better target the urban areas where the implementation of mitigation measures could provide benefits to both a larger number of beneficiaries (i.e., areas that combine a high vulnerability with a high-density resident population) and to the population groups that are more vulnerable to heat stress (e.g., areas with higher rates of children and elderly, economically disadvantage people, etc.) (e.g., Tieskens et al., 2022). This way, also the demand for ES is used to inform decision-making in prioritizing urban areas where greenspace interventions can have the most (positive) impact, which is one of the main

gaps in the field of ES science application in spatial planning (Longato et al., 2021). However, it has to be noted that different approaches for assessing the demand can be used depending on the scope of the assessment and the groups of beneficiaries that one is willing to target. For example, using only the resident population as the target beneficiary group can lead to neglecting industrial areas. In some cases, multiple exposure and vulnerability metrics related to different aspects of the city life and to different city users (e.g., resident population, public service areas attracting people and/or more disadvantaged groups such as schools and hospitals, areas in which people work such as industrial sites, etc.) can be used and combined, perhaps by weighting them in terms of relative importance/relevance according to empirical evidence or political willingness, to account for multiple beneficiaries' demand profiles.

### **Acknowledgments**

This study was supported by the Friuli Venezia Giulia Region (*Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia*) under the framework of the Operative Agreement “*Accordo operativo con il Servizio Pianificazione Paesaggistica, Territoriale e Strategica per attività di supporto scientifico e metodologico alla predisposizione di una Variante al Piano del Governo del Territorio (PGT) relativamente all'introduzione della tematica di adattamento al Cambiamento Climatico e Resilienza Territoriale negli strumenti urbanistici di area vasta*”.



## References

- Adem Esmail B., Cortinovic C., Wang J., Geneletti D., Albert C. 2023, *Mapping and assessing ecosystem services for sustainable policy and decision-making in Eritrea*, *Ambio*, vol. 52, 1022-1039. <https://doi.org/10.1007/s13280-023-01841-4>
- Aflaki A., Mirnezhad M., Ghaffaraihanoseini A., Ghaffarianhoseini A., Omrany H., Wang Z.-H., Akbari H. 2017, *Urban heat island mitigation strategies: A state-of-the-art review on Kuala Lumpur, Singapore and Hong Kong*, *Cities*, vol. 62, 131-145. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2016.09.003>
- Aram F., Higuera García E., Solgi E., Mansournia S. 2019, *Urban green space cooling effect in cities*, *Heliyon*, vol. 5, n. 4, e01339. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e01339>
- Azevedo J.A., Chapman L., Muller C.L. 2016, *Quantifying the daytime and night-time urban heat Island in Birmingham, UK: A comparison of satellite derived land surface temperature and high resolution air temperature observations*, *Remote Sensing*, vol. 8, n. 2. <https://doi.org/10.3390/rs8020153>
- Balzan M., Zulian G., Maes J., Borg M. 2021, *Assessing urban ecosystem services to prioritise nature-based solutions in a high-density urban area*, *Nature-Based Solutions*, vol. 1, 100007. <https://doi.org/10.1016/j.nbsj.2021.100007>
- Bird D.N., Banzhaf E., Knopp J., Wu W., Jones L. 2022, *Combining Spatial and Temporal Data to Create a Fine-Resolution Daily Urban Air Temperature Product from Remote Sensing Land Surface Temperature (LST) Data*, *Atmosphere*, vol. 13, 1152. <https://doi.org/10.3390/atmos13071152>
- Burkhard B., Kandziora M., Hou Y., Müller F. 2014, *Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification*, *Landscape Online*, vol. 34, 1-32. <https://doi.org/10.3097/LO.201434>
- Campagne C. S., Roche P., Müller F., Burkhard B. 2020, *Ten years of ecosystem services matrix: Review of a (r)evolution*, *One Ecosystem*, vol. 5. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e51103>
- do Nascimento A.C.L., Galvani E., Gobo J.P.A., Wollmann C. A. 2022, *Comparison between Air Temperature and Land Surface Temperature for the City of São Paulo, Brazil*, *Atmosphere*, vol. 13, 491. <https://doi.org/10.3390/atmos13030491>
- Dworczyk C., Burkhard B. 2021, *Conceptualising the demand for ecosystem services – an adapted spatial-structural approach*, *One Ecosystem*, vol. 6, e65966. <https://doi.org/10.3897/oneeco.6.e65966>
- Gallay I., Olah B., Murtinová V., Gallayová Z., 2023, *Quantification of the Cooling Effect and Cooling Distance of Urban Green Spaces Based on Their Vegetation Structure and Size as a Basis for Management Tools for Mitigating Urban Climate*, *Sustainability*, vol. 15, 3705. <https://doi.org/10.3390/su15043705>
- Geneletti D., Zardo L., Cortinovic C. 2016, *Promoting nature-based solutions for climate adaptation in cities through impact assessment*, in D. Geneletti (ed.), *Handbook on biodiversity and ecosystem services in impact assessment*, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK – Northampton, MA, USA, 428-452. <https://doi.org/10.4337/9781783478996.00025>
- Geneletti D., Cortinovic C., Orta-Ortiz M.S., Kato-Huerta J., Longato D., Falco E. 2022, *Mainstreaming Nature-Based Solutions in Cities Through Performance-Based Planning: A Case Study in Trento, Italy*, in I.H. Mahmoud, E. Morello, F.L. de Oliveira, D. Geneletti (eds.), *Nature-based Solutions for Sustainable Urban Planning. Greening Cities, Shaping Cities*, Springer, 19-46. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-89525-9\\_2](https://doi.org/10.1007/978-3-030-89525-9_2)



- Goldenberg R., Kalantari Z., Destouni, G. 2021, *Comparative quantification of local climate regulation by green and blue urban areas in cities across Europe*, *Sci Rep*, vol. 11, 23872. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03140-y>
- Fu J., Dupre K., Tavares S., King D., Banhalimi-Zakar Z. 2022, *Optimized greenery configuration to mitigate urban heat: A decade systematic review*, *Frontiers of Architectural Research*, vol. 11, 466-491. <https://doi.org/10.1016/j.foar.2021.12.005>
- IPCC 2007, *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability: Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC 2014, *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- ISTAT 2023, *Bilancio demografico mensile e popolazione residente per sesso*, anno 2023, < <https://demo.istat.it/app/?a=2023&i=D7B>> (12/2023).
- Kim J., Lee D.-K., Brown R.B., Kim S., Kim J.-H., Sung S. 2022, *The effect of extremely low sky view factor on land surface temperatures in urban residential areas*, *Sustainable Cities and Society*, vol. 80, 103799. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2022.103799>
- Langemeyer J., Wedgwood D., McPhearson T., Baró F., Madsen A.L., Barton D.N. 2020, *Creating urban green infrastructure where it is needed – A spatial ecosystem service-based decision analysis of green roofs in Barcelona*, *Science of the Total Environment*, vol. 707, 135487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135487>
- Liu Z., Fu L., Wu C., Zhang Z., Zhang Z., Lin X., Li X., Hu Y., Ge H. 2023, *Spatialized importance of key factors affecting park cooling intensity based on the park scale*, *Sustainable Cities and Society*, Vol. 99, 104952. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104952>.
- Longato D., Cortinovis C., Albert C., Geneletti D. 2021, *Practical applications of ecosystem services in spatial planning: Lessons learned from a systematic literature review*, *Environmental Science and Policy*, vol. 119, 72–84. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2021.02.001>
- Longato D., Cortinovis C., Balzan M., Geneletti D. 2023, *A method to prioritize and allocate nature-based solutions in urban areas based on ecosystem service demand*, *Landscape and Urban Planning*, vol. 235, 104743. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2023.104743>
- Majekodunmi M., Emmanuel R., Jafry T. 2020, *A spatial exploration of deprivation and green infrastructure ecosystem services within Glasgow city*, *Urban Forestry and Urban Greening*, vol. 52, 126698. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126698>
- Maragno D., Gaglio M., Robbi K., Appiotti F., Fano E.A., Gissi E. 2018, *Fine-scale analysis of urban flooding reduction from green infrastructure: An ecosystem services approach for the management of water flows*, *Ecological Indicators*, vol. 386, 1-19. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.08.002>
- Naserikia M., Hart M.A., Nazarian N., Bechtel B. 2022, *Background climate modulates the impact of land cover on urban surface temperature*, *Sci Rep*, vol. 12, 15433. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-19431-x>
- Oke T.R., Mills G., Christen A., Voogt J.A. 2017, *Urban Climates*, Cambridge University Press.
- Park C.Y., Park Y.S., Kim H.G., Yun S.H., Kim C.-K. 2021, *Quantifying and mapping cooling services of multiple ecosystems*, *Sustainable Cities and Society*, vol. 73, 103123. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103123>

- Park J.-H., Cho G.-H. 2016, *Examining the Association between Physical Characteristics of Green Space and Land Surface Temperature: A Case Study of Ulsan, Korea*, *Sustainability*, vol. 8(8):777. <https://doi.org/10.3390/su8080777>
- Parker D.E. 2010, *Urban heat island effects on estimates of observed climate change*, *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, vol. 1, n. 1, 123-133. <https://doi.org/10.1002/wcc.21>
- Parry M.L., Canziani O.F., Palutikof J.P., van der Linden P.J., Hanson C.E. (eds.), 2007, *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge and New York: Cambridge University Press.
- Pena Acosta M., Vahdatikhaki F., Santos J., Dorée A.G. 2023, *A comparative analysis of surface and canopy layer urban heat island at the micro level using a data-driven approach*, *Sustainable Cities and Society*, vol. 99, 104944. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104944>
- Petsinaris F., Baroni L., Birgit G. 2020, *Compendium of Nature-based and 'grey' solutions to address climate- and water-related problems in European cities*. Grow Green Project.
- Reiners P., Sobrino J., Kuenzer C. 2023, *Satellite-Derived Land Surface Temperature Dynamics in the Context of Global Change—A Review*, *Remote Sensing*, vol. 15, 1857. <https://doi.org/10.3390/rs15071857>
- Schwarz N., Schlink U., Franck U., Großmann K. 2012, *Relationship of land surface and air temperatures and its implications for quantifying urban heat island indicators—an application for the city of Leipzig (Germany)*, *Ecological Indicators*, vol. 18, 693-704. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.001>
- Shiflett S.A., Liang L.Y.L., Crum S.M., Feyisa G.L., Wang J., Jenerette G.D. 2017, *Variation in the urban vegetation, surface temperature, air temperature nexus*, *Sci. Total Environ.*, vol. 579, 495-505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.069>
- Spronken-Smith R.A., Oke T.R. 1999, *Scale modelling of nocturnal cooling in urban parks*. *Bound. Layer Meteorol.*, vol. 93, 287-312. <https://doi.org/10.1023/A:1002001408973>
- Steigerwald F., Kossmann M., Schau-Noppel H., Buchholz S., Panferov O. 2022, *Delimitation of Urban Hot Spots and Rural Cold Air Formation Areas for Nocturnal Ventilation Studies Using Urban Climate Simulations*, *Land*, vol. 11, 1330. <https://doi.org/10.3390/land11081330>
- Sun T., Sun R., Chen L. 2020, *The Trend Inconsistency between Land Surface Temperature and Near Surface Air Temperature in Assessing Urban Heat Island Effects*, *Remote Sensing*, vol. 12(8), 1271. <https://doi.org/10.3390/rs12081271>
- Tang L., Zhang Q., Fan Y., Liu H., Fan Z. 2023, *Exploring the impacts of greenspace spatial patterns on land surface temperature across different urban functional zones: A case study in Wuhan metropolitan area, China*, *Ecological Indicators*, vol. 146, 109787. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109787>
- Tieskens K.F., Smith I.A., Jimenez R.B., Hutyra L.R., Fabian M.P. 2022, *Mapping the gaps between cooling benefits of urban greenspace and population heat vulnerability*, *Science of the Total Environment*, vol. 845, 157283. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157283>
- UN 2016, *Report of the open-ended intergovernmental expert working group on indicators and terminology relating to disaster risk reduction*, United Nations General Assembly, Seventy-first session, Agenda item 19 (c), Sustainable development: disaster risk reduction.

- Vaz Monteiro M., Doick K.J., Handley P., Peace A. 2016, *The impact of greenspace size on the extent of local nocturnal air temperature cooling in London*, *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 16, 160–169. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.02.008>
- Venter Z.S., Chakraborty T., Lee X. 2021, *Crowdsourced air temperatures contrast satellite measures of the urban heat island and its mechanisms*, *Sci Adv.*, vol. 26;7. doi: 10.1126/sciadv.abb9569.
- Venter Z.S., Barton D.N., Martinez-Izquierdo L., Langemeyer J., Baró F., McPhearson T. 2021b, *Interactive spatial planning of urban green infrastructure – Retrofitting green roofs where ecosystem services are most needed in Oslo*, *Ecosystem Services*, vol. 50. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101314>
- Walawender J.P., Szymanowski M., Hajto M.J., Bokwa A. 2014, *Land Surface Temperature Patterns in the Urban Agglomeration of Krakow (Poland) Derived from Landsat-7/ETM+ Data*, *Pure Appl. Geophys.*, vol. 171, 913–940. <https://doi.org/10.1007/s00024-013-0685-7>
- Wei X., Wang X.-J. 2022, *Analyzing the Spatial Distribution of LST and Its Relationship With Underlying Surfaces in Different Months by Classification and Intersection*, *Front. Environ. Sci.*, vol. 10, 872282. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.872282>
- Xiang Y., Zheng B., Bedra K.M., Ouyang Q., Liu J., Zheng J. 2023, *Spatial and seasonal differences between near surface air temperature and land surface temperature for Urban Heat Island effect assessment*, *Urban Climate*, vol. 52, 101745. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2023.101745>
- Xu Z., Zhao S. 2023, *Scale dependence of urban green space cooling efficiency: A case study in Beijing metropolitan area*, *Science of The Total Environment*, vol. 898, 165563. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165563>
- Yan H., Fan S., Guo C., Hu J., Dong L. 2014, *Quantifying the Impact of Land Cover Composition on Intra-Urban Air Temperature Variations at a Mid-Latitude City*, *PLoS ONE*, vol. 9(7). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102124>
- Yu Z., Yang G., Zuo S., Jørgensen G., Koga M., Vejre H. 2020, *Critical review on the cooling effect of urban blue-green space: A threshold-size perspective*, *Urban Forestry & Urban Greening*, vol. 49, 126630. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.104952>
- Zardo L., Geneletti D., Pérez-Soba M., Van Eupen M. 2017, *Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning*, *Ecosystem Services*, vol. 26, 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.016>
- Zhou Y., Feng Z., Xu K., Wu K., Gao H., Liu P. 2023, *Ecosystem Service Flow Perspective of Urban Green Land: Spatial Simulation and Driving Factors of Cooling Service Flow*, *Land*, vol. 12, 1527. <https://doi.org/10.3390/land12081527>
- Ziter C.D., Pedersen E.J., Kucharik C.J., Turner M.G. 2019, *Scale-dependent interactions between tree canopy cover and impervious surfaces reduce daytime urban heat during summer*, *PNAS*, vol. 116, n. 15, 7575–7580. <https://doi.org/10.1073/pnas.1817561116>

### Web references

- ARPA FVG 2023, *Il Clima del Friuli Venezia Giulia*, <[https://www.osmer.fvg.it/clima/clima\\_fvg/02\\_documenti\\_descrittivi\\_report\\_e\\_approfondimenti/01\\_IL\\_clima\\_del\\_Friuli\\_Venezia\\_Giulia/clima\\_fvg-divulgativo.pdf](https://www.osmer.fvg.it/clima/clima_fvg/02_documenti_descrittivi_report_e_approfondimenti/01_IL_clima_del_Friuli_Venezia_Giulia/clima_fvg-divulgativo.pdf)> (10/2023)
- European Topic Centre on Biological Diversity, *A crosswalk between EUNIS habitats Classification and Corine Land Cover*. <<https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/eunis-habitat-classification-1/documentation/eunis-clc.pdf>> (10/2023)

# Integrated coast-inland patterns in Liguria: ecosystem services between plans, policies and innovation

**Lombardini Giampiero**

Department Architecture and Design,  
University of Genoa  
[giampiero.lombardini@unige.it](mailto:giampiero.lombardini@unige.it)

**Pilogallo Angela**

Institute of Methodologies for  
Environmental Analysis, Italian National  
Research Council  
[angela.pilogallo@cnr.it](mailto:angela.pilogallo@cnr.it)

**Tucci Giorgia**

Department Architecture and Design,  
University of Genoa  
[giorgia.tucci@unige.it](mailto:giorgia.tucci@unige.it)

Received: October 2023

Accepted: March 2024

© 2024 Author(s).

This article is published  
with Creative Commons  
license CC BY-SA 4.0

Firenze University Press.

DOI: 10.13128/contest-14820

## keywords

ecosystem services  
spatial innovation  
urban systems  
integrated patterns  
sustainable development

## Methodological flowchart

In the last decade, national policies - such as the National Strategy for Inner Areas (SNAI) and more recently the National Recovery and Resilience Plan (NRRP) - have focused on the issues of development and spatial cohesion, marginalisation and demographic decline, in terms of accessibility, services and development, with the aim of identifying a support strategy capable of combating the 'demographic haemorrhage' in the most vulnerable areas of our country. The actions identified are intended to promote an operational approach aimed at: protecting the heritage, maintaining a minimum level of provision services (including ecosystem services),

developing economies supported by local communities, enhancing natural and cultural resources, promoting new employment cycles and creating new opportunities.

This paper focuses on the context of the Liguria region, from the coast to the inland, with the aim of testing how the application of integrated physical-spatial patterns can provide possible solutions to

*The present study focuses on the relationship between the coast and the inland within the context of the Liguria region with the aim of formulating a representation based on integrated physical-spatial patterns capable of providing possible answers to the urban-social and ecosystem-environmental issues. The research identifies two contexts of analysis - one in the east and one in the west - that are representative of the critical and fragile*

*phenomena of the entire region, from which it analyses and restores at a spatial level the ecosystem qualities and the degree of innovation that the landscape is capable of producing, in order to understand to what extent strategic planning and the investments generated by recent governance policies generate, reflect on the territorial ecosystem in terms of environmental quality, economic-productive development, socio-cultural dimension and political-technological innovation.*

the urban-social and ecosystem-environmental issues.

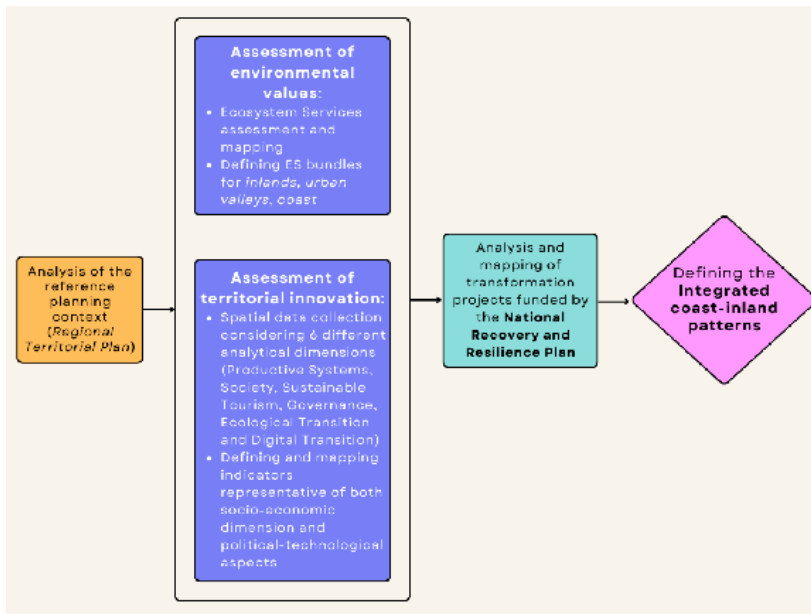
The study is part of the cycle of research already carried out on the Ligurian region, focusing on relevant aspects such as the strong polarisation between the coastal conurbation and the inland areas (Lombardini et al., 2022, 2023; Tucci, 2019). Indeed, the article aims to explore how an integrated and systemic vision can promote new development opportunities, assuming a different orientation of the anthropic-environmental structure, enhancing the valley systems (instead of only the urban coastal axis) and implementing the spatial ecosystemic multifunctionality.

The geographical, demographic and socio-economic characteristics of the Ligurian region make it a complex area. The demographic and socio-economic imbalances of recent decades

have accentuated the polarisation between the coast and the inland, as well as urban and landscape transformations have profoundly altered the old settlement patterns. The land consumption generated by mass tourism infrastructures has subsequently aggravated the crisis caused by the overexploitation of environmental resources and affected the urban development model (Lombardini, 2017).

Despite the Liguria geomorphological fragility and the difficulties of accessibility and marginalisation, the region continues to represent a strategic area in terms of the important Mediterranean trade and infrastructure corridors (such as port systems). Given its key role, the Liguria region is involved in both the EU strategies for the Alpine region (EUSALP) and the Mediterranean region (EUSMED).

The research analyses this area through a spatial analysis of environmental values, ecosystem services, and urban transformations, following an initial study of the reference planning context. The aim is to highlight the spatial mismatch and to formulate a representation based on integrated models capable of providing possible answers to the urban-social and ecosystem-environmental issues (see Fig. 1).



## Methodological flowchart

Credit: A. Pilogallo, 2023  
Fig. 1

The main objectives of the research can be summarised as follows:

- Redefine the physical-spatial context of ecosystem services and related spatial mismatch;
- Formulate a spatial representation based on integrated patterns capable of providing possible answers to the urban-social-environmental issues;
- Understand how strategic planning and investments generated by recent governance policies reflect on the territorial system in terms of environmental quality, economic-productive development, socio-cultural dimension and political-technological innovation.

### Legislative framework and policies

The current morphological structure of Liguria is characterised by a rift between the coast and the inland, with a high density of urban settlements, mainly along the coastal and valley axes, contrasting with a significant depopulation

of the inland, characterised by the progressive ageing of the population and the constant loss of local services essential to daily life. Predominantly rural, inland communities have poor links with urban areas and difficult access to services of general interest, leading to a spiral of decline and abandonment in these contexts<sup>1</sup>.

For almost half a century, this marginalisation, especially in the inland and mountainous areas, has led to a progressive and unstoppable demographic crisis - which has now reached exceptional proportions in the European context - giving Liguria the record of being the oldest region in Europe, with a very low working population.

In order to respond to the needs of the political and planning framework - expressed in the recently adopted Regional Territorial Plan (RTP) - has therefore defined a series of actions aimed at promoting a new development orientation for the landscape and the environment (Lombardini, 2023).

In particular, the RTP has carried out an analysis of the regional framework starting from its artic-

ulation into cities, coastal conurbations, urban valleys, poles of attraction and inland areas. This analysis is based on the identification of critical and fragile phenomena in the regional landscape and focuses mainly on three axes:

Erosion of rural areas, abandonment of agricultural activities and encroachment of the forest with further depopulation of the inland and consequent abandonment of land and loss of biodiversity;

Urban decay and functional deficiencies in the settlement structure, with a progressive decline in the competitiveness and quality of life offered in urban contexts, and consequent depopulation of the more inland and less accessible areas in terms of services, infrastructure and employment;

Anthropogenic pressure and consolidation of settlements along the coastline, loss of natural and agricultural spaces and the associated artificialisation and sealing of the soil.

On the basis of the analysis presented by the RTP, two areas of the region representative of the vulnerabilities highlighted by the plan analyses were analysed.

Rich in elements of the physical, human and patrimonial geography of the Ligurian region, these areas form a strategic junction between the coast and the inland that can well represent the process of anthropisation that has affected the entire region on a larger scale.

In this sense, the study therefore focuses on 2 macro-areas (one in the west and one in the

east of Liguria) that can include municipalities belonging to the three different areas identified by the PRT: (1) Inland, (2) Urban Valleys, (3) Coast (see Fig. 2).

To the east, the Antola-Tigullio-Fontanabuona area<sup>1</sup> includes:

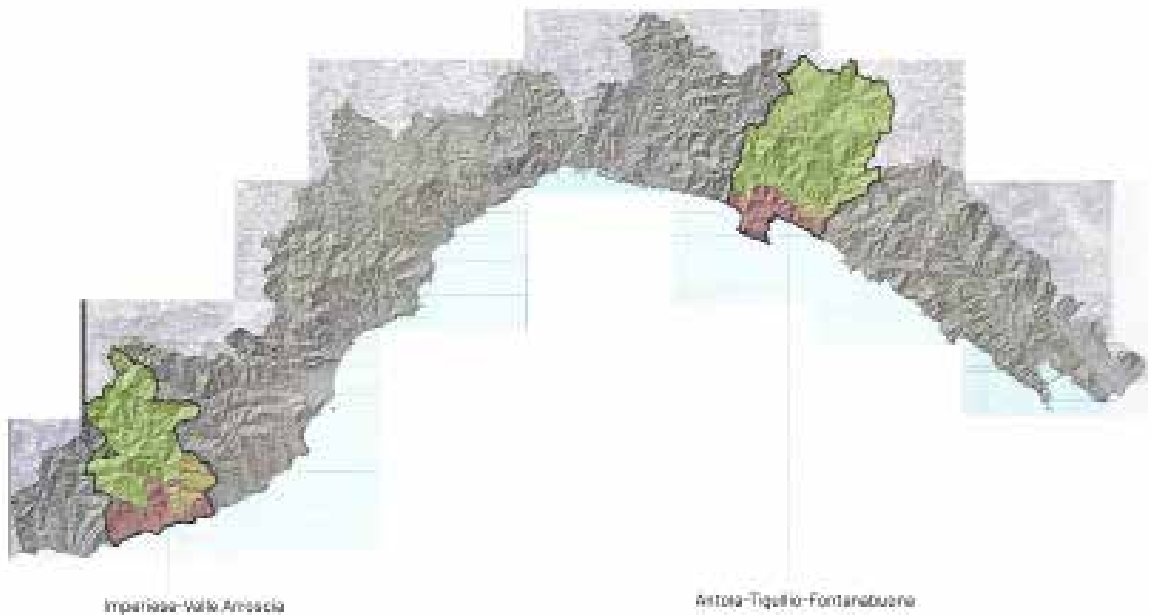
- Part of the inner area of the Valli del Levante, subject to the problems identified in Axis 1;
- A group of municipalities in the urban valleys, subject to the problems identified in Axis 2;
- Part of the urban centres of the coastal area, subject to the problems identified in Axis 3.

While to the west, the area of analysis is the Imperiese-Valle Arroscia<sup>2</sup> includes:

- Part of the inner area of Imperiese and Valle Arroscia, subject to the problems identified in Axis 1;
- A group of urban valley municipalities, subject to the problems identified in Axis 2;
- Part of the coastal urban centres, subject to the problems identified in Axis 3.

After identifying the two study contexts, three analyses were developed:

- First analysis related to the provision of delivered ecosystem services (see Chapter 3 and Fig. 2);
- Second analysis related to the level of spatial (urban-landscape) innovation (see Chapter 4 and Tab. 1);
- Third analysis related to the policies and strategic projects underway in the analysis areas (see Chapter 4 and Fig. 3).



## Building the knowledge framework

### *Environmental values and ecosystem services*

The first component of the context analysis aims to represent the multifunctionality, as a proxy for the overall environmental performance, of three different areas identified by the RTP. The multifunctionality approach, which aims to express in a synthetic way the capacity of ecosystems to deliver multiple benefits for human well-being (Garland et al. 2021), is gaining increasing interest in the scientific production related to urban (Salata and Grillenzoni, 2021; Cortinovis and Geneletti, 2020) and spatial planning (Isola et al., 2022; Mitchell and Devisscher, 2022). The reason lies in the possibility provided by this approach to relate the environmental performance characterising an area to spatial indicators representative of anthropic pressure (Pilogallo et al., 2022), urbanisation processes (Bomans et al., 2010; Li et al., 2023)

and, more generally, land use changes (Mastrangelo et al., 2014).

The ecosystem services methodological framework has shown great potential to support sustainability-oriented decision-making (Scholes et al., 2013), as it bridges ecological functions and societal interests. Limitations to its full implementation are related to the difficulty of understanding how multiple ecosystem services interact with each other in complex and changing environments (Spake et al., 2017; Villamagna et al., 2015). Raudsepp-Hearne (Raudsepp-Hearne et al., 2010) addressed this issue by proposing an approach based on “bundles” defined as “a set of ecosystem services (ES) that repeatedly occur together in space or time” and aimed at identifying consistent associations of ES that can characterise the multifunctionality of a given landscape.

The success of ecosystem services bundles in the body of scientific literature related to spa-



## Study macro-areas: west Imperiese-Valle Arroscia, east Antola- Tigullio-Fontanabuona

Credit: G. Lombardini, 2023

Fig. 2

tial planning, landscape management and land use policy (Cord et al., 2017; Geijzendorffer et al., 2015) lies in their potential to inform decision making about the trade-offs and synergies that occur across space and time, and to address sustainability issues by identifying opportunities for management improvement in alternative policy options (Saidi & Spray, 2018). In this work, we used ES bundles to show the differences in ES multifunctionality of inland, coastal and urban valleys, as they are characterised by different spatial patterns of built-up areas, infrastructure and land, which dynamically imply a change in ES patterns (Mugiraneza et al., 2022) (see Fig. 3).

For this reason, the selection of ES is motivated by the need to represent the environmental values - also taking into account the ability to face global challenges such as climate change (Balzan et al., 2018; Battisti et al. 2020; Geneletti & Cortinovis, 2021), the agricultural and productive vocation and the tourist attractiveness:

Regulation of the chemical composition of the atmosphere (and oceans), considering a dual contribution related to both carbon stock and CO<sub>2</sub> uptake. Both the two components of the carbon cycle (Chapin et al., 2006) were assessed using the InVEST Carbon model (Babbar et al., 2021; Nel et al., 2022);

Pollination, calculated by the mean of the InVEST Pollination model, which takes into account the availability of nesting sites for pollinating insects and the distribution of floral

resources across the landscape (Davis et al., 2017) to calculate the presence of pollinating insects in a probabilistic manner (Wentling et al., 2021);

Habitat quality, representative of the spatial distribution of biodiversity (Ding et al., 2021) as a result of the interaction between anthropogenic and natural components (Pilogallo et al., 2022); Crop production, calculated by a climate-driven model included in the InVEST model suite (Monfreda et al., 2008), capable of spatially estimating potential crop yield for a range of crops, derived from a user-provided land cover information layer (Mueller et al., 2012);

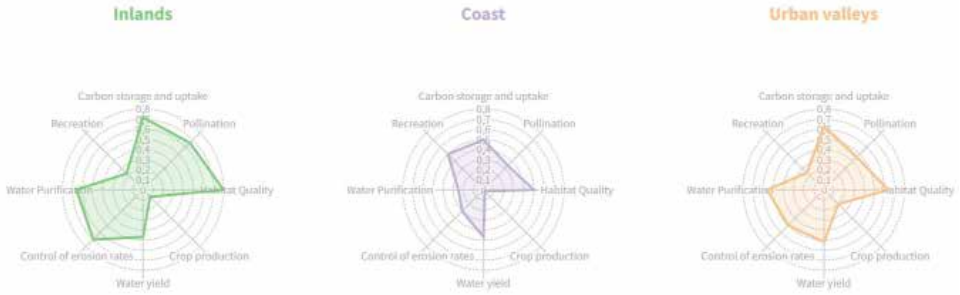
Water yield, relevant to the ability to harvest rainwater and make it available for drinking purposes. This ES has been calculated using the experimental Budyko equation (Marlatt et al., 1975) based on average annual precipitation layers;

Control of erosion rates, obtained by the RUSLE equation implemented in the InVEST Sediment Delivery Ratio (SDR) model (Gashaw et al., 2021) and relevant for the ES related to soil conservation (Guo et al., 2023);

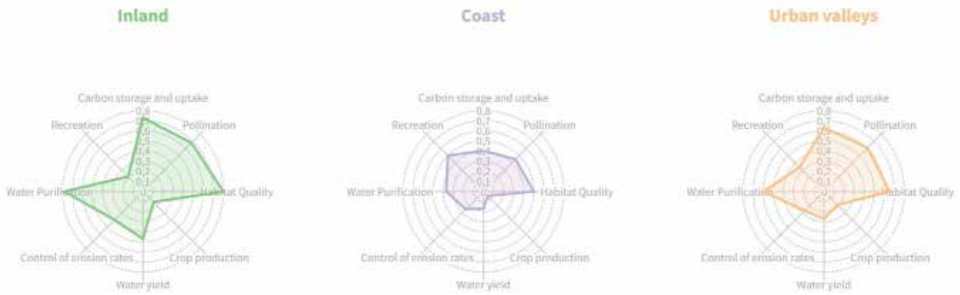
Water purification, assessed using the Nutrient Delivery Ratio (NDR) module of InVEST, which maps the source and transport process of nutrients at the river basin scale (Yang et al., 2019), thus representing the water filtration capacity of different types of vegetation cover (Li et al., 2022);

Recreation, as a proxy for tourism attractiveness.

■ Inlands ■ Coast ■ Urban valleys



■ Inland ■ Coast ■ Urban valleys



For this purpose we used the InVEST Recreation model based on crowdsourced photographs and often used to investigate how recreational benefits are affected by changes in ecosystem quality (Sinclair et al., 2018) or under specific scenarios (Manley & Egoh, 2022).

### Spatial innovation

The second analysis aims to define and identify the elements capable of providing spatial innovation, understood not only in physical-geographical terms, but also as a *socially constructed relational sphere* (Asheim & Coenen, 2005) where processes of economic (economic growth, income, employment, etc.), human and social (education, quality of life, etc.) and environmental (protection, biodiversity,

etc.) development take place together. We consider urban processes as a complex system involving several factors such as governance and public administration, politics, education, culture, religion, scientific and technological research, health, transport, trade, industry, tourism, security, commerce, communications, etc. From this perspective, innovation is also spatially distributed in relation to several contextual features, such as economic conditions, resources, variables affecting risk acceptance and perception, socio-cultural values and interests.

In order to measure quantitatively measure the degree of innovation of the two selected macro-regions, a set of indicators has been defined on the basis of the strategic objectives of Europe 2020 (EC, 2020): knowledge economy, inte-

# Ecosystem services of the two study areas

Credit: A. Pilogallo, 2023

Fig. 3

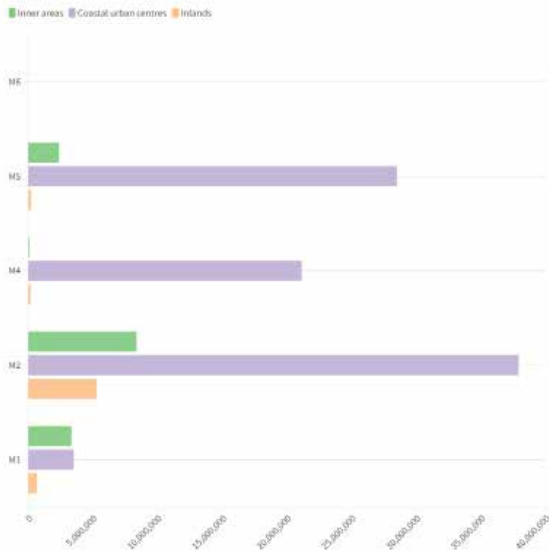
## Indicators of spatial innovation

Credit: G. Tucci, 2023

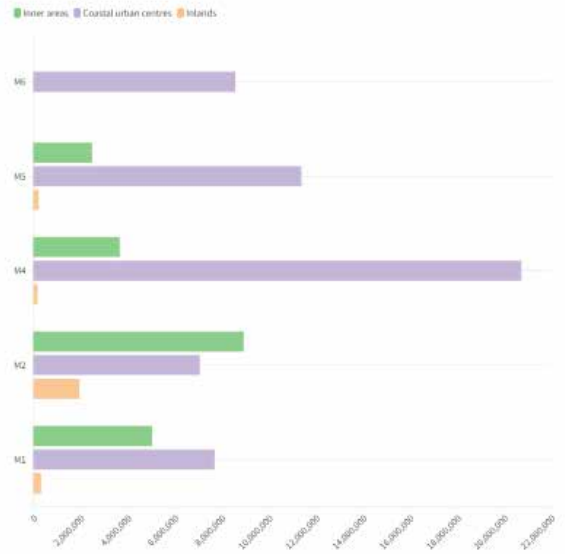
Tab. 1

<b>Production systems</b>	SP1. Multifunctional agriculture	Innovative farms Organic and biodynamic farms Farms and social enterprises Educational farms
	SP2. Agro-productive circuits	Bio Districts Agricultural consortia Food and wine circuits (slow food, network of companies) Quality certifications (Mountain Product, SQNPI, DOC, DOP, IGT)
<b>Society</b>	SO1. Landscape identity	“Borghi storici” awards “Borghi più belli d'Italia” awards “Bandiera arancione” awards
	SO2. Socio-cultural actions	Biodiversity Ecomuseums Community houses (health) Community hospitals (health)
<b>Sustainable tourism</b>	TS1. Innovative accommodation	AgriBio Tourism Eco BnB AgriCamping Diffused Hotel
	TS2. Outdoor tourism	Alta Via dei Monti Liguri' and 'Rete Escursionistica Ligure' hiking routes Ligurian Cycle Network' cycle routes
	TS3. Experiential tourism	Food and wine routes “Le Strade dell'olio” and “Le Strade del Vino”
<b>Governance</b>	GO1. Redevelopment and regeneration	PINQuA projects (National Innovative Plan for Quality Living) Europa Nature projects
	GO2. Management and protection	Park Areas (Park Plans) SCI and SPA areas (Management Plans) Ecological corridors River contracts Protected areas
<b>Ecological transition</b>	TE1. Ecology and energy sustainability	Renewable energy communities Projects for ecological transition
<b>Digital transition</b>	TD1. Digitisation	Digital connectivity network Innovative start-ups

### Imperiese-Valle Arroscia



### Antola-Tigullio-Fontanabuona



## Total funding received per municipality from the NRRP

Credit: A. Pilogallo, 2023

Fig. 4

grated spatial approach, valorisation of natural resources, landscape and biodiversity, multifunctional agriculture, sustainable tourism.

Specifically, six analytical dimensions were selected: Productive Systems (SP), Society (SO), Sustainable Tourism (TS), Governance (GO), Ecological Transition (TE) and Digital Transition (TD), from which a matrix was constructed with all the available information at the municipal level. The indicators were then grouped into two thematic areas:

Socio-economic, consisting of 7 indicators, covering aspects related to multifunctional agriculture, agro-productive cycles, socio-cultural actions and sustainable tourism;

Political-technological, consisting of 4 indicators, describes aspects related to governance policies, energy systems and digital networks (see Table 1).

On the basis of this classification, a 100-metre

grid was constructed to represent the spatial distribution of each innovation dimension. Spatial data were collected at municipal and regional level (tourism networks, cartographic portals of protected areas, regional spatial plans, data from the Liguria Chamber of Commerce) as well as at national level (certifications, national funding plan). The final rating of the degree of innovation (very low, low, medium or high) in Figure 5 is given by the number of criteria fulfilled, i.e. the total number of layers falling within the same spatial grid cell.

### **Investments and transformation projects**

After finalising the knowledge framework in terms of environmental values and spatial innovation characteristics, we carried out a survey of projects and interventions funded by the National Recovery and Resilience Plan (NRRP)<sup>3</sup>, an instrument created by the European Union

as a consequence of the pandemic crisis and being part of the Next Generation EU (NGEU) programme.

It aims to accelerate the ecological and digital transition, improve the training of workers and achieve greater gender and generational equity through new investments, reforms and concrete actions.

The two main instruments established by the NGEU are: the Recovery and Resilience Facility (RRF)<sup>4</sup> and the Recovery Assistance for Cohesion and the Territories of Europe (REACT-EU).

The RRF required Member States to submit a package of investments and reforms: the National Recovery and Resilience Plan (NRRP) divided into six missions and 16 components.

The six missions are: digitalisation, innovation, competitiveness, culture and tourism; green revolution and ecological transition; infrastructure for sustainable mobility; education and research; inclusion and cohesion; and health.

The Plan, in line with the six missions, respects the parameters set by the European regulations on quotas for 'green' and digital projects.

Since the effects of implementing such reforms and investments are likely to be relevant, we propose a spatially explicit comparison of environmental values, levels of innovation and investments in the NRRP. For this purpose, we compiled a dataset in a GIS environment that collects the amounts financed for every Mission in each of the municipalities included in the two study areas (Fig. 4).

### **Qualitative representation of integrated coast-inland patterns**

The analysis of the 8 ecosystem services considered within the two study areas provides a rather intuitive scenario of the overall environmental quality of the three different clusters (Inland, Urban Valleys, Coast).

As can be seen in Figures 2 and 4, for both study areas, the highest environmental ecosystem values are distributed in the inland areas, which are characterised by mountainous areas and predominantly forested and densely vegetated land cover, low anthropogenic pressure and geomorphological factors that have contributed to limiting the development of human settlements and the spread of urbanisation processes.

On the other hand, the lowest values are to be found within the coastal cluster characterised by densely urbanised areas, where the highly fragmented settlement and production system, the massive use of intensive farming practices (spatially contiguous with urban areas) and the high density of mobility infrastructures contribute with different weights to determining low environmental performance.

However, in contrast to the inland areas and urban valleys, Recreational Ecosystem Services (RES) - which are an important class of Cultural Ecosystem Services (CES) as they provide benefits to people through improved physical health and psychological and emotional wellbeing - are largely localised in coastal communities and very limited in the inland areas.

With regard to the degree of spatial innovation mapped by the indicators described above, a fragmented distribution of innovation systems within the study areas is quite evident, with a greater concentration of innovation levels in the inland areas, especially in the Antola-Tigullio-Fontanabuona area, thanks to the creation of the new bio-districts (Val di Vara bio-district and Alte Valli bio-district), where a variety of innovative actions linked to the tourism and agro-production sectors are concentrated.

Even along the eastern coast, in the municipalities of Camogli, S. Margherita and Portofino, a first level of innovation can be detected, linked to the launch of environmental regeneration projects and the presence of biodiversity in the protected park areas.

It is also significant that the concentrations of activities coordinated or supported by public institutions (such as regional parks or the pilot areas of the SNAI strategy) coincide spatially with the areas with the highest production of ecosystem services (Lombardini, Tucci, 2022).

This coincidence suggests the hypothesis of a possible effectiveness of these policies or, at least, of the central role that even simple protection and conservation measures can play in the provision of ecosystem services.

Finally, with regard to the analysis of plan funding, as can be seen from the map of funding received by the NRRP (see Fig. 5) and the linear graphs of the relative missions (see Fig. 4), the two clusters of coastal municipalities (east and

west) are the beneficiaries of a significant component of plan funding compared to the urban valleys or inland areas.

On the coast, funding is mainly concentrated in the leading municipalities/attraction poles such as Sanremo and Taggia in the west and Rapallo and Chiavari in the east.

In particular, in the Imperiese-Valle Arroscia area, the majority of the projects financed in the coastal cluster belong to Mission 2. Green Revolution and Ecological Transition, with actions aimed at sustainable agriculture, energy transition, green mobility and the protection of water resources; while in the Antola-Tigullio-Fontanabuona area, the majority of the funds received go to projects related to Mission 4. Education and Research, with actions aimed at improving the provision of educational services (kindergartens, schools, universities, research and training).

Comparing the graphical restitution of the ecosystem analysis of the two areas, we can see that it is necessary to implement actions aimed at competitiveness, sustainability and spatial innovation is consistent, in order to reduce the ecosystem mismatch between the coastal areas, which are currently in ecological deficit, and the inland areas, which play an important role in the provision of basic ecosystem services (especially in the water, air and biodiversity sectors).

On the other hand, what is completely lacking in both study areas is the regional attractiveness, which is largely linked to the poor mobility infra-

structure connecting the coast to the inland. In this sense, one would expect from the projects foreseen in the plan to pay special attention to increasing and implementing mobility infrastructure, but the funding related to Measure 3 - Infrastructures for a sustainable mobility, aimed at supporting actions related to integrated intermodality and sustainable logistics, is completely absent.

In summary, there are inconsistencies at the spatial and political levels:

Areas where most ecosystem services are produced are different from those where they are consumed;

There is still a logic of centralising of resources, with the risk of increasing polarisation processes between the coast and the inland;

Inefficient policy choices due to a lack of resources for mobility infrastructure, which is essential for maintaining the vitality of inland areas;

Spatially unbalanced and excessive funding of actions in areas not related to sustainable development.

### **Spatial mismatch: reflections and operational proposals**

As noted by many authors, the production of ecosystem services is often spatially misaligned with the places where they are most used (Gonzales-Garcia, 2020; Li, Geneletti, Wang, 2023). The main cause of this spatial mismatch is the process of urbanisation, as urban areas produce the fewest ecosystem services and are also the

farthest from the places where most ES are produced. A gradient of supply and demand for ES has been identified, starting from urban centres and varying as one moves away from them (Liu et al., 2023).

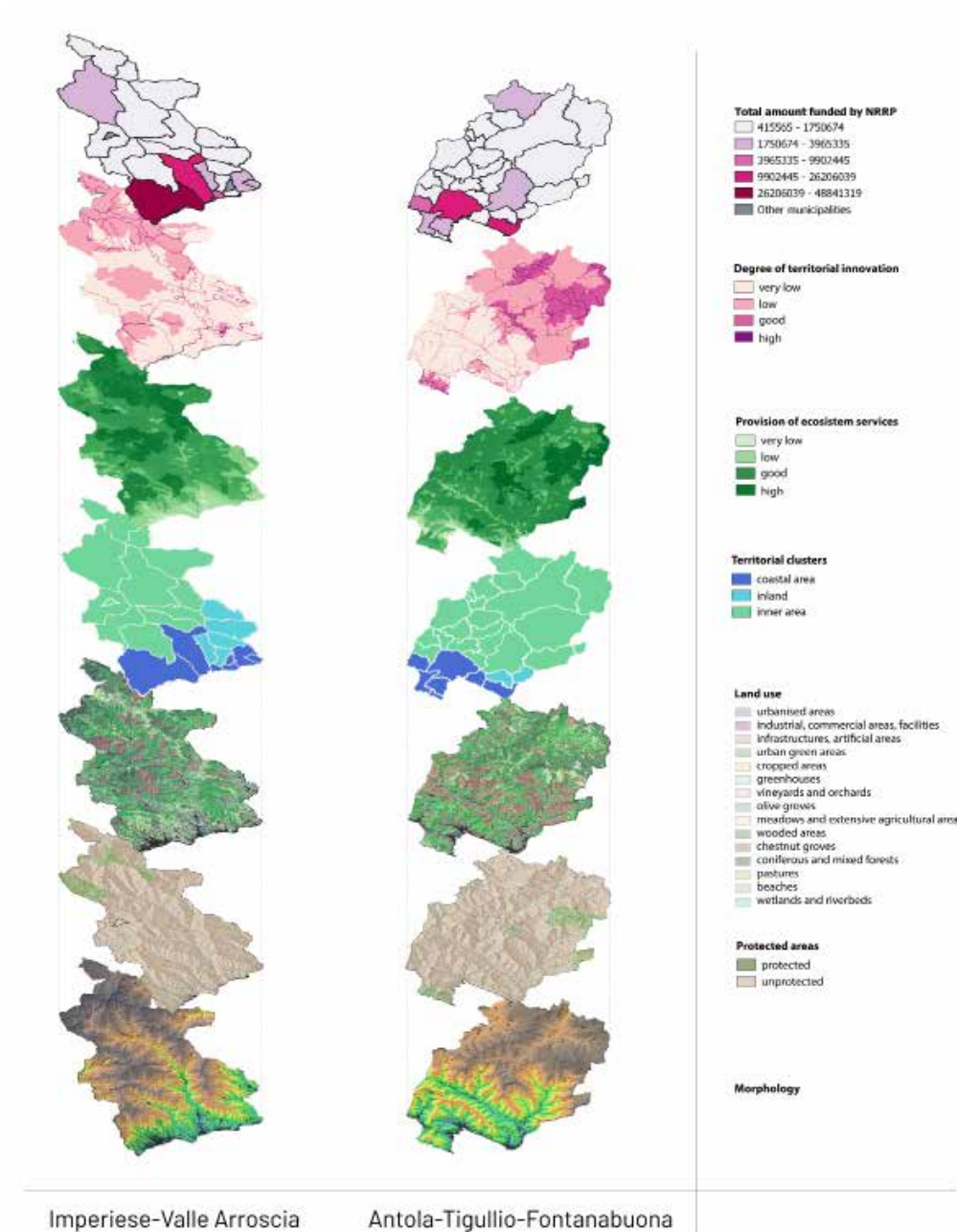
In the context of these studies, Liguria is in a specific position in that its settlement structure is characterised by a compact linear ribbon close to the coast (interrupted only by a few remnants of less anthropised areas) and a vast hinterland behind it, dominated by the presence of natural and rural environments (with very small agricultural areas) punctuated by numerous but small settlement nuclei.

This spatial conformation of urbanisation has led to the de facto eradication of the ancient socio-ecological settlement pattern, which was instead much more oriented perpendicular to the coast, through the use (for settlement and agriculture) of the axes of penetration of the valleys. In addition, the ancient ecological balances between the plain, the slope and the ridge, each characterised by different productions and environments have been lost. Thus, the rich ecological mosaic of the past, in which different crops (olives, vines, vegetables in the plains and coastal slopes, and orchards, arable land and pastures in the highlands) and natural spaces played a decisive role, has been almost completely destroyed by the recent process of urbanisation.

However, in the case of Liguria in general and in the specific case of the two areas consid-

# Exploded diagram of the different analysis layers within the two case study areas

Credit: G. Tucci, 2023  
Fig. 5





ered here, it must be noted that there are factors that could, to some extent, limit the negative effects of the spatial imbalance that can be observed today, if appropriate integrated spatial planning policies were activated (Barò et al., 2017; Gonzales-Garcia, 2020).

In fact, the morphology of the Ligurian region could be the factor that mitigates the urban-rural gradient: the presence of ridges that are still largely natural (and in any case very little urbanised), and of watercourses that naturally connect the coast and the hinterland through deep valley systems, represent opportunities to create green and blue corridors that could bring SE supply and demand closer together. It would be crucial to establish a spatial planning framework at regional or at least district level to address this issue organically, providing for land use management and control policies (Lyu, Wu, 2023).

Another factor to intervene on is the urban structure of each settlement: indeed, a characteristic of the Ligurian landscape is the historical co-penetration between settlement and nearby agricultural activity. The spatial and functional interpenetration between urbanised areas and green open spaces (agricultural or natural) could be another factor that could mitigate the demand-supply gradient in SE. The high average density of the urban structure of Ligurian settlements (especially along the coast), although a critical ecological factor, is also an opportunity because it guarantees the possibility of leaving

green open spaces in close proximity to built-up areas, thus improving the production of SE even in the most urbanised areas.

Finally, it is important to stress that accessibility is another fundamental element of any policy aimed at achieving a spatial and functional rebalancing of the production/use areas of SMEs. In fact, even the good practices of innovation in rural areas highlighted above could only be launched thanks to the functionality of the communications network.

The Ligurian region has serious shortcomings in this respect, mainly due to the complex morphology and the high roughness index of the landscape. The road system is fragmented and more like a tree than a network, which makes the inland areas very inaccessible.

The landscape protection, the location of jobs also in the interior (instead of their concentration only in the coastal conurbation), the promotion of multifunctional agriculture, the support of forms of cultural tourism, all require a good level of accessibility. It is therefore desirable that the improvement of accessibility (which can be achieved mainly by optimising the existing road network rather than by building new road axes) should be achieved by means of regional spatial planning policy based on the greenway concept, which envisages the construction of green and blue infrastructures, including road infrastructure, with a view to the landscaping of road infrastructures.

## Conclusion

The two cases analysed represent an important test to define the spatial pattern of the entire Ligurian region in terms of the production of ecosystem services and their spatial distribution. These areas include, within a few kilometres, very different landscapes, from coastal to mountainous. The great diversity expressed by these sub-areas in terms of biodiversity is manifested in a significant and complex spatial pattern of distribution of ecosystem services. What can be observed in these areas is the role played by the different forms of settlement and the rural landscape, which determine a mismatch between the production of ES and the places where they are used.

The paper examines how the policies and actions implemented in recent years have affected these spatial differences and whether or not this mismatch has been reduced. The result of the model was that many of the policies implemented have indeed led to a reduction of this spatial disparity, moving towards a pioneering form of spatial integration of policies. In the absence of an organic planning framework (which does not currently exist in Liguria), a series of fragmented actions can be observed, which however often converge into actions that tend to reduce spatial differentials and promote better landscape protection (and thus guarantee the production of ES over time).

The same actions recently launched in the implementation of the NRPP seem to be moving

in the same direction (although it will be necessary to monitor these actions and evaluate their impact in the reporting). Certainly, the fragmentation of policies is not conducive to the establishment of an orderly framework for action, but bottom-up mobilisation (especially on the part of municipalities) seems to compensate to some extent for the absence of a unified and organic overarching spatial planning framework.

The results of the study show how some actions of social innovation in the fields of agriculture and sustainable development (i.e. sustainable tourism) have a positive impact both on the general production of ES and on their more uniform spatial distribution, as they tend to reduce the gaps. In conclusion, it can be said that the activism promoted by local communities (municipalities, but not only) is a relevant factor in promoting innovation in rural areas, which in turn has a positive impact on the production of ES.

## Acknowledgements

The text is the result of a joint reflection of all three authors, but the paragraphs of the contribution have been edited as follows 1, 5 and 6 by Giampiero Lombardini, 3.1 by Angela Pilogallo, 2, 3 and 4 by Giorgia Tucci.

## Note

<sup>1</sup>Included in the SNAI Areas 2021-2027 by resolution of the Regional Council 804/2022 and 1187/2022

<sup>2</sup>Ibid.

<sup>3</sup><https://www.governo.it/sites/governo.it/files/PNRR.pdf>

<sup>4</sup>The RRF alone guarantees resources of EUR 191.5 billion, to be deployed over the period 2021- 2026, of which EUR 68.9 billion are non-reimbursable subsidies.

## References

- Asheim, B. T., Coenen, L. (2005). *Knowledge bases and regional innovation systems: Comparing Nordic clusters*. *Research Policy*, 34(8), 1173–1190. <https://doi.org/10.1016/j.respol.2005.03.013>
- Babbar, D., Areendran, G., Sahana, M., Sarma, K., Raj, K., Sivasdas, A. (2021). *Assessment and prediction of carbon sequestration using Markov chain and InVEST model in Sariska Tiger Reserve, India*. *Journal of Cleaner Production*, 278, 123333. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2020.123333>
- Balzan, M.V. Caruana, J., Zammit, A. (2018). *Assessing the capacity and flow of ecosystem services in multifunctional landscapes: Evidence of a rural-urban gradient in a Mediterranean small island state*. *Land Use Policy*, 75, Pages 711-725. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.025>
- Baró, F., Gómez-Baggethun, E., Dagmar, H. (2017), *Ecosystem service bundles along the urban-rural gradient: Insights for landscape planning and management*. *Ecosystem Services* 24: 147-159.
- Battisti, L, Pomatto, E, Larcher, F. (2020). *Assessment and Mapping Green Areas Ecosystem Services and Socio-Demographic Characteristics in Turin Neighborhoods (Italy)*. *Forests*; 11(1):25. <https://doi.org/10.3390/f11010025>
- Bomans, K., Steenberghen, T., Dewaelheyns, V., Leinfelder, H. and Gulinck, H. (2010), *Underrated transformations in the open space – The case of an urbanized and multifunctional area*, in *Landscape and Urban Planning*, vol. 94, issues 3-4, pp. 196-205. [doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.10.004](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.10.004)

- Chapin, F. S., Woodwell, G. M., Randerson, J. T., Rastetter, E. B., Lovett, G. M., Baldocchi, D. D., Clark, D. A., Harmon, M. E., Schimel, D. S., Valentini, R., Wirth, C., Aber, J. D., Cole, J. J., Goulden, M. L., Harden, J. W., Heimann, M., Howarth, R. W., Matson, P. A., McGuire, A. D., Schulze, E. D. (2006). *Reconciling carbon-cycle concepts, terminology, and methods*. *Ecosystems*, 9(7), 1041–1050. <https://doi.org/10.1007/S10021-005-0105-7/FIGURES/2>
- Cord, A. F., Bartkowski, B., Beckmann, M., Dittrich, A., Hermans-Neumann, K., Kaim, A., Lienhoop, N., Locher-Krause, K., Priess, J., Schröter-Schlaack, C., Schwarz, N., Seppelt, R., Strauch, M., Václavík, T., & Volk, M. (2017). *Towards systematic analyses of ecosystem service trade-offs and synergies: Main concepts, methods and the road ahead*. *Ecosystem Services*, 28, 264–272. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2017.07.012>
- Cortinovis, C., Geneletti, D. (2020). *A performance-based planning approach integrating supply and demand of urban ecosystem services*, in *Landscape and Urban Planning*, vol. 201, article 103842, pp. 1-14. [doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103842](https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103842)
- Davis, A. Y., Lonsdorf, E. V., Shierk, C. R., Matteson, K. C., Taylor, J. R., Lovell, S. T., & Minor, E. S. (2017). *Enhancing pollination supply in an urban ecosystem through landscape modifications*. *Landscape and Urban Planning*, 162, 157–166. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2017.02.011>
- Ding, Q., Chen, Y., Bu, L., Ye, Y. (2021). *Multi-Scenario Analysis of Habitat Quality in the Yellow River Delta by Coupling FLUS with InVEST Model*. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2021, Vol. 18, Page 2389, 18(5), 2389. <https://doi.org/10.3390/IJERPH18052389>
- Garland, G., Banerjee, S., Edlinger, A., Oliveira, E. M., Herzog, C., Wittwer, R., Philippot, L., Maestre, F. T. and van der Heijden, M. G. A. (2021), “*A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality – A review*”, in *Journal of Ecology*, vol. 109, issue 2, pp. 600–613. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13511>
- Gashaw, T., Bantider, A., Zeleke, G., Alamirew, T., Jemberu, W., Worqlul, A. W., Dile, Y. T., Bewket, W., Meshesha, D. T., Adem, A. A., Addisu, S. (2021). *Evaluating InVEST model for estimating soil loss and sediment export in data scarce regions of the Abbay (Upper Blue Nile) Basin: Implications for land managers*. *Environmental Challenges*, 5, 100381. <https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2021.100381>
- Geijzendorffer, I. R., Martín-López, B., Roche, P. K. (2015). *Improving the identification of mismatches in ecosystem services assessments*. *Ecological Indicators*, 52, 320–331. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2014.12.016>
- Geneletti, D., Cortinovis, C. (2021). *Identifying Ecosystem Service Hotspots to Support Urban Planning in Trento*. In: Arcidiacono, A., Ronchi, S. (eds) *Ecosystem Services and Green Infrastructure*. *Cities and Nature*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-54345-7\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-030-54345-7_12).
- González-García, A., et al. (2020) *Quantifying spatial supply-demand mismatches in ecosystem services provides insights for land-use planning*. *Land use policy* 94: 104493.
- Guo, Z., Yan, Z., PaErHaTi, M. E. Z. T., He, R., Yang, H., Wang, R., Ci, H. (2023). *Assessment of soil erosion and its driving factors in the Huaihe region using the InVEST-SDR model*. *Geocarto International*, 38(1). <https://doi.org/10.1080/10106049.2023.2213208>
- Isola, F., Lai, S., Leone, F., Zoppi, C. (2022), “*Strengthening a Regional Green Infrastructure through Improved Multifunctionality and Connectedness – Policy Suggestions from Sardinia, Italy*”, in *Sustainability*, vol. 14, issue 15, article 9788, pp. 1-22. [doi.org/10.3390/su14159788](https://doi.org/10.3390/su14159788)

- Li, M., Guo, Z., Zhang, W. (2022). *A novel seasonal-spatial integrated model for improving the economic-environmental performance of crop production*. *MethodsX*, 9, 101906. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101906>
- Li, S., Shao, Y., Hong, M., Zhu, C., Dong, B., Li, Y., Lin, Y., Wang, K., Gan, M., Zhu, J., Zhang, L., Lin, N., Zhang, J. (2023). *Impact mechanisms of urbanization processes on supply-demand matches of cultivated land multifunction in rapid urbanization areas*, in *Habitat International*, vol. 131, article 102726, pp. 1-12. [doi.org/10.1016/j.habitatint.2022.102726](https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2022.102726).
- Li, J., Geneletti, D., Wang, H. (2023). *Understanding supply-demand mismatches in ecosystem services and interactive effects of drivers to support spatial planning in Tianjin metropolis, China*. *Science of The Total Environment*: 165067.
- Liu, Q., Huimin, L., Gang, X., Binbin, L., Xi, W., Jiansong, L. (2023) *Spatial gradients of supply and demand of ecosystem services within cities*. *Ecological Indicators* 157: 111263.
- Lyu, Y., Cifang, W. (2023) *Managing the supply-demand mismatches and potential flows of ecosystem services from the perspective of regional integration: A case study of Hangzhou, China*. *Science of The Total Environment* 902: 165918.
- Lombardini, G., Pilogallo, A., Tucci, G. (2022). *The provision of ecosystem services along the Italian coastal areas – A correlation analysis between environmental quality and urbanization*, in Gervasi, O., Murgante, B., Misra, S., Rocha A. M. and Garau, C. (eds), *Computational Science and its applications – ICCSA 2022 Workshop – Malaga, Spain, July 4-7, 2022 – Proceedings, Part IV*, Springer, Cham, pp. 298-314. [doi.org/10.1007/978-3-031-10542-5\\_21](https://doi.org/10.1007/978-3-031-10542-5_21)
- Lombardini, G., Pilogallo, A., Tucci, G. (2023). *Ecosystem Services and Rural Innovation: The Liguria Region Case Study*, in Gervasi, O., Murgante, B., Rocha A. M., Garau, C., Scorza, F., Karaca, Y., Torre, C. (eds), *Computational Science and its applications – ICCSA 2023 Workshops – Athens, Greece, July 3-6, 2023 – Proceedings, Part IX*, Springer, Cham, pp. 283-290. [doi.org/10.1007/978-3-031-37129-5](https://doi.org/10.1007/978-3-031-37129-5)
- Lombardini, G. (2017). *Dopo la diffusione urbana: le molteplici dimensioni dell'abbandono*, in: S. Ronchi (a cura di), *Rapporto CRCS 2016. Nuove sfide per il suolo*, Roma, INU Edizioni.
- Lombardini, G. (2018). *Geosimulation methods for settlement morphologies analysis and territorial development cycles*, in Leone, A. and Gargiulo, C. (eds), *Environmental and territorial modelling for planning and design*, FedOAPress, Napoli, pp. 105-114. [doi.org/10.6093/978-88-6887-048-5](https://doi.org/10.6093/978-88-6887-048-5)
- Lombardini, G. (2023). *Il nuovo piano territoriale della Liguria: visioni e strategie a confronto con gli squilibri regionali*, in *Urbanistica Informazioni*, n.306, pp.25-29.
- Lombardini, G., Tucci, G. (2022). *Ripensare la visione policentrica: nuovi modelli integrati costa-entroterra*, in *Urbanistica Informazioni*, n.306 s.i., pp. 678-682.
- Manley, K., Egoh, B. N. (2022). *Mapping and modeling the impact of climate change on recreational ecosystem services using machine learning and big data*. *Environmental Research Letters*, 17(5), 054025. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AC65A3>
- Marlatt, W. E., Budyko, M. I., Miller, D. H. (1975). *Climate and Life*. *Journal of Range Management*, 28(2), 160. <https://doi.org/10.2307/3897455>
- Mastrangelo, M. E., Weyland, F., Villarino, S. H., Barral, M. P., Nahuehual, L., Lateralra, P. (2014). *Concepts and methods for landscape multifunctionality and a unifying framework based on ecosystem services*, in *Landscape Ecology*, vol. 29, pp. 345-358. [doi.org/10.1007/s10980-013-9959-9](https://doi.org/10.1007/s10980-013-9959-9)

- Mitchell, M. G. E., Devisscher, T. (2022), *Strong relationships between urbanization, landscape structure, and ecosystem service multifunctionality in urban forest fragments*, in *Landscape and Urban Planning*, vol. 228, article 104548, pp. 1-22. doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104548
- Monfreda, C., Ramankutty, N., Foley, J. A. (2008). *Farming the planet: 2. Geographic distribution of crop areas, yields, physiological types, and net primary production in the year 2000*. *Global Biogeochemical Cycles*, 22(1), 1022. https://doi.org/10.1029/2007GB002947
- Mueller, N. D., Gerber, J. S., Johnston, M., Ray, D. K., Ramankutty, N., Foley, J. A. (2012). *Closing yield gaps through nutrient and water management*. *Nature*, 490(7419), 254–257. https://doi.org/10.1038/NATURE11420
- Mugiraneza, T., Hafner, S., Haas, J., Ban, Y. (2022). *Monitoring urbanization and environmental impact in Kigali, Rwanda using Sentinel-2 MSI data and ecosystem service bundles*. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 109, 102775. https://doi.org/10.1016/j.jag.2022.102775
- Nel, L., Boeni, A. F., Prohászka, V. J., Szilágyi, A., Tormáné Kovács, E., Pásztor, L., Centeri, C. (2022). *InVEST Soil Carbon Stock Modelling of Agricultural Landscapes as an Ecosystem Service Indicator*. *Sustainability (Switzerland)*, 14(16), 9808. https://doi.org/10.3390/SU14169808/S1
- Pilogallo, A., Saganeiti, L., Fiorini, L., Marucci, A. (2022), *Ecosystem Services for Planning Impacts Assessment on Urban Settlement Development*, in Gervasi, O., Murgante, B., Misra, S., Rocha, A. M. A. C. and Garau, C. (eds), *Computational Science and Its Applications – ICCSA 2022 Workshops*, *Lecture Notes in Computer Science*, vol. 13380, Springer, Cham, pp. 241-253. doi.org/10.1007/978-3-031-10542-5\_17
- Pilogallo, A., Saganeiti, L., Fiorini, L., Marucci, A. (2022). *Ecosystem Services for Planning Impacts Assessment on Urban Settlement Development*. *Lecture Notes in Computer Science (Including Subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics)*, 13380 LNCS, 241–253. https://doi.org/10.1007/978-3-031-10542-5\_17/TABLES/3
- Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G. D., Bennett, E. M. (2010). *Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes*. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(11), 5242–5247. https://doi.org/10.1073/PNAS.0907284107/SUPPL\_FILE/PNAS.200907284SI.PDF
- Saidi, N., Spray, C. (2018). *Ecosystem services bundles: challenges and opportunities for implementation and further research*. *Environmental Research Letters*, 13(11), 113001. https://doi.org/10.1088/1748-9326/AAE5E0
- Salata, S., Grillenzoni, C. (2021), *A spatial evaluation of multifunctional Ecosystem Service networks using Principal Component Analysis – A case of study in Turin, Italy*, in *Ecological Indicators*, vol. 127, article 107758, pp. 1-13. doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107758
- Scholes, R. J., Reyers, B., Biggs, R., Spierenburg, M. J., Duriappah, A. (2013). *Multi-scale and cross-scale assessments of social–ecological systems and their ecosystem services*. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5(1), 16–25. https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2013.01.004
- Sinclair, M., Ghermandi, A., Sheela, A. M. (2018). *A crowdsourced valuation of recreational ecosystem services using social media data: An application to a tropical wetland in India*. *Science of The Total Environment*, 642, 356–365. https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.06.056

Spake, R., Lasseur, R., Cruzat, E., Bullock, J. M., Lavorel, S., Parks, K. E., Schaafsma, M., Bennett, E. M., Maes, J., Mulligan, M., Mouchet, M., Peterson, G. D., Schulp, C. J. E., Thuiller, W., Turner, M. G., Verburg, P. H., Eigenbrod, F. (2017). *Unpacking ecosystem service bundles: Towards predictive mapping of synergies and trade-offs between ecosystem services*. *Global Environmental Change*, 47, 37–50. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.08.004>

Tucci, G. (2019). *MedCoast AgroCities – New operational strategies for the development of the Mediterranean agro-urban areas*, LIStLab, Trento-Barcellona.

Viesti, G. (2023), *Riuscirà il PNRR a rilanciare l'Italia?*, Roma, Donzelli

Villamagna, A., Scott, L., Gillespie, J. (2015). *Collateral benefits from public and private conservation lands: a comparison of ecosystem service capacities*. *Environmental Conservation*, 42(3), 204–215. <https://doi.org/10.1017/S0376892914000393>

Wentling, C., Campos, F. S., David, J., Cabral, P. (2021). *Pollination Potential in Portugal: Leveraging an Ecosystem Service for Sustainable Agricultural Productivity*. *Land* 2021, Vol. 10, Page 431, 10(4), 431. <https://doi.org/10.3390/LAND10040431>

Yang, X., Ji, G., Wang, C., Zuo, J., Yang, H., Xu, J., Chen, R. (2019). *Modeling nitrogen and phosphorus export with InVEST model in Bosten Lake basin of Northwest China*. *PLOS ONE*, 14(7), e0220299. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0220299>.





**lettore**  
readings

# Alle origini della lettura ecosistemica nella pianificazione. Cities, and the Soil They Grow From

**Patrick Geddes**

Publicato in Talk from the  
Outlook Tower, 1925, pp.318-320

DOI: 10.13128/contest-15253  
www.fupress.net/index.php/contesti/

## Paragraph VI

As specific illustration of the need for regional planning - and wellnigh world-planning- what greater field for geotechnics than Afforestation? We need not here recapitulate the many endeavors in progress-in various parts of Europe, the ruined Mediterranean especially; yet also from Scotland to India, and back again, and similarly in the United States, from great schemes for the too largely desolated Appalachians to the admirable educational lessons of Ar-

bor Day. Assuming these as known, they are all admittedly insufficient to cope with a situation so manifold.

Capital, and on a great scale, is needed for such task, and this has to be sunk, at first with no return, and then with small, say for ten years with even the quicker-growing trees, and for fifteen, twenty, thirty years and more, for slower ones. Under these circumstances, old men see no return. Young men need all they have for their start in life; and by

*L'emergere del tema dei servizi ecosistemici nell'ambito della pianificazione urbana e regionale, per quanto innovativo possa apparire nel dibattito corrente, di cui si cerca di rendere conto in questo numero di Contesti, se non una consuetudine nella storia del Planning trova comunque importanti riferimenti nell'originario formarsi della disciplina. Tra questi, in particolare, emerge quello di Patrick Geddes che attraverso una particolarissima lente interdisciplinare definisce le coordinate di uno stabile e fiorente insediamento umano basato sulla*

relazione co-evolutiva tra genere umano, dotazioni e “funzionamenti” dell’ambiente naturale. Il brano che segue, tratto dal secondo Talks from the Outlook Tower: “Cities and the soil they grow from” del 1925, restituisce, tramite un breve estratto (sez. VI), la rilevanza nella lettura Geddesiana attribuita ad un corretto uso, delle dotazione naturale di una regione, dal cui può dipendere alternativamente il fiorire o il declino di una civiltà. In particolare, Geddes in questo brano, a partire dalla osservazione dei nefasti effetti erosivi indotti della deforestazione nelle aree collinari e montane colloca il tema della riforestazione e della gestione arborea all’interno della pianificazione regionale come fattore fondamentale per la rigenerazione del territorio e il recupero del suo originario splendore. Una chiara ed anticipatoria definizione del tema e del problema del “servizio ecosistemico” in cui Geddes, come spesso accade, adotta nel dominio del planning una lettura non riduttiva bensì organica e complessa. Ciò mentre propone al tempo stesso una sua particolare ipotesi risolutiva e pratica derivante da una postura geografica attiva, lungo una linea di azione ad un tempo individuale e collettiva. In questo caso ridefinendo

*l’intervento di riforestazione come un investimento di lungo periodo che, superando i limiti dell’azione pubblica, in analogia con le forme di assicurazione personale, a fronte di un moderato costo individuale rateizzato e distribuito nel tempo, permette di maturare un rilevante valore, ambientale, territoriale e collettivo altrettanto tangibile ed efficace quanto lo stesso valore di mercato di un bosco maturo. In definitiva un “prestito” ma anche una garanzia per il futuro per un insediamento resiliente ed una comunità vitale.*

maturity they have their funds fully involved in their concerns, and in ways of more speedy promise. Hence many cry to the state to intervene, and this now and then it does, but with measures in most countries, indeed all, quite inadequate. Yet a government has no magic purse; and, under growing democratic conditions, too often but a hand-to-mouth existence. Let us therefore face the situation - that no ordinary funds are available! On closer examination, there comes into view one fund, and that not inconsiderable, of annual savings by an ever-increasing proportion of the public, which are not invested in any highly remunerative returns, though appreciably cumulative within a lifetime.

I refer, of course, to our regularly paid premiums of life-insurance. But what dare our companies do with these, save invest them upon the best security they can find; and therefore at comparatively low interest? One of the most frequent forms of this investment, in fact the predominant one, must needs be in mortgages upon land: for they thus avoid the uncertainties, even risks, of its cultivation. Yet is not this task of afforestation one - even the very one- which may thus be undertaken? Suppose we form a Forestry Insurance Company, and so put our premiums into trees? They grow slowly, yet at compound interest, while attractive we are sleeping, and they are ready to be cut down and realized - at normally increasing values also, as timber and fuel prospects indicate - in time for our own life-cutting by the inexorable shears. True, there are forest fires, and blights and disasters of many kinds, but existing forest owners already insure against these; and so must we. The technique of forestry is well known: skilled direction and labor can readily be had, and on very reasonable terms, so attractive is such life. And this also of peculiarly high character; for the forester, of all occupations, with his long foresight, best learns the wisdom of his craft, with all its varied seasonal labors, from planting to felling, and then replanting, and with patient and thrifty vigilance meanwhile. And if so, is not all this an invaluable element of insurance?

Many years before the famous "rubber-boom", I had been preaching as botanist and tree-lover,

yet something of rural economist too, coming need of rubber, and the desirability of planting accordingly. But to deaf ears, for "the practical man" was not practical enough: and when in this case he did come to act, it was in haste of speedy returns.

Our forestry, then, as insurance, begins with family finance, at one end; yet it is also regional development at the other. As such, it is in principle a substantial economic interest, to be regulated and guarded by governments. But if so, here is another social element of security: so with all this why should not its policies be esteemed and come into demand as have those of older companies, on their existing business basis? Ordinary insurance reports are after all not very interesting reading, but ours would have cheering photo-blocks of its forests in growth: and it might even encourage its shareholders to come and see, and camp, in their own property, of pines, oranges or oil-palms, as their travel might allow. Surely these are form of advertising more interesting than can be mere ordinary print; and calculated to make new agents, interested in the propaganda, and not solely in their commissions?

So far we have been outlining this scheme towards afforestation as a new and separate undertaking: but may we not also incite the existing insurance companies to look into the matter, and begin experimenting for themselves?

Enough however of this illustration; for this is not a prospectus but an example of the thesis

of these papers; that of the coming in of survey and service, of geography and geotechnics along lines of constructive individual and social action, and towards turning declines and falls into renewing rise.





