



LA NATURA IN CITTÀ:  
IL CONTRIBUTO DEL VERDE  
ALLA RESILIENZA  
ED ALLA GIUSTIZIA AMBIENTALE  
NELLE AREE URBANE

a cura di Claudia De Luca

*edifir*  
EDIZIONI FIRENZE

LA NATURA IN CITTÀ:  
IL CONTRIBUTO DEL VERDE  
ALLA RESILIENZA  
ED ALLA GIUSTIZIA AMBIENTALE  
NELLE AREE URBANE

a cura di Claudia De Luca

*Questo lavoro è stato in parte sostenuto dal programma PON - PON Ricerca e Innovazione 2014-2020 ai sensi dell'art. 24, comma 3, lett. a), della legge 30 dicembre 2010, n. 240 e del D.M. 10 agosto 2021 n. 1062.*

© Copyright 2025  
by Edifir – Edizioni Firenze  
Via de' Pucci, 4 – 50122 Firenze (Italia)  
Tel. +39/055289639  
www.edifir.it – edizioni – firenze@edifir.it

*Responsabile del progetto editoriale*  
Simone Gismondi

*Responsabile editoriale*  
Elena Mariotti

*Il presente volume è stato preliminarmente sottoposto ad una doppia lettura anonima.*

ISBN 9788892803275

Fotocopie per uso personale del lettore possono essere effettuate nei limiti del 15% di ciascun volume/fascicolo di periodico dietro pagamento alla SIAE del compenso previsto dall'art. 68, comma 4, della legge 22 aprile 1941 n. 633 ovvero dall'accordo stipulato tra SIAE, AIE, SNS e CNA, ConfArtigianato, CASA, CLAAI, ConfCommercio, ConfEsercenti il 18 dicembre 2000. Le riproduzioni per uso differente da quello personale sopracitato potranno avvenire solo a seguito di specifica autorizzazione rilasciata dagli aventi diritto dall'editore.

Photocopies for reader's personal use are limited to 15% of every book/issue of periodical and with payment to SIAE of the compensation foreseen in art. 68, codicil 4, of Law 22 April 1941 no. 633 and by the agreement of December 18, 2000 between SIAE, AIE, SNS and CNA, ConfArtigianato, CASA, CLAAI, ConfCommercio, ConfEsercenti. Reproductions for purposes different from the previously mentioned one may be made only after specific authorization by those holding copyright the Publisher.

# | INDICE |

<b>ABSTRACT</b>	7
<b>1. INTRODUZIONE</b>	9
1.1 Città ed ecosistemi: questioni aperte e rilevanza scientifica e sociale	11
1.1.1 Contributo scientifico sulla valutazione dei servizi ecosistemici culturali e sulla resilienza dei SE	13
1.1.2 Impatto sociale in termini di transizione urbana sostenibile, resiliente e giusta	14
<b>2. IL RICONOSCIMENTO DEL RUOLO DELLA NATURA NELL'ATTUALE CONTESTO INTERNAZIONALE ED EUROPEO</b>	19
2.1 Il contesto internazionale	19
2.1.1 Gli Accordi internazionali sul clima dal 1992	21
2.1.2 Le città nelle politiche di sostenibilità internazionali	24
2.2 Il riconoscimento del ruolo della natura nel quadro normativo europeo	26
2.2.1 Il ruolo della natura per l'adattamento e la mitigazione dei cambiamenti climatici nelle politiche europee	27
2.2.2 Il ruolo della natura nelle politiche europee per La biodiversità	28
2.3 Quadro di sintesi sul contesto politico attuale	30
<b>3. I SERVIZI ECOSISTEMICI NELLA PIANIFICAZIONE URBANA: INQUADRAMENTO CONCETTUALE E METODOLOGICO</b>	37
3.1 La natura in città: concetti e definizioni	37
3.2 Le infrastrutture verdi e blu, i servizi ecosistemici, e soluzioni basate sulla natura	42
3.2.1 Infrastrutture Verdi e Blu (IVB)	42
3.2.2 I servizi ecosistemici e il modello a cascata	43
3.2.3 Soluzioni basate sulla natura (NBS)	45
3.3 Il ruolo del verde per la sostenibilità e la resilienza delle città	47
3.3.1 Sostenibilità urbana e resilienza	47
3.3.2 Resilienza di cosa, a cosa e per chi?	49
3.4 I servizi ecosistemici nella pianificazione: una proposta per un inquadramento concettuale e metodologico	52
3.4.1 Lo squilibrio tra domanda e offerta di Servizi Ecosistemici di Regolazione (SER)	55
3.4.1.2 Lo squilibrio tra domanda e offerta per i servizi ecosistemi culturali (SEC)	55
3.4.1.3 La resilienza dei servizi ecosistemici urbani	59

#### **4 LA VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI**

##### **DI REGOLAZIONE PER LA PIANIFICAZIONE: UN CASO APPLICATIVO** 71

4.1 Mappatura e valutazione dei SER rispetto alla rimozione del PM10 e al sequestro di carbonio in aree urbane	71
4.1.1 Filtrazione aria - Rimozione PM10	71
4.1.2 Regolamentazione globale del clima: Sequestro di carbonio	75
4.1.3 Valutare la differenza tra offerta e domanda: ESDR	77
4.2 Valutazione dei SER considerati nella città di Bologna	78
4.2.1 Filtrazione aria – PM10	79
4.2.2 Regolamentazione globale del clima – sequestro del carbonio	81
4.2.3 Clusterizzazione dei quartieri della città di Bologna	81
4.3 Principali esiti a valle delle valutazioni dei SER nella città di Bologna	84

#### **5. LA VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI CULTURALI PER LA PIANIFICAZIONE: UN CASO APPLICATIVO**

5.1 Mappatura e valutazione dell'offerta di SEC nelle aree Urbane	91
5.1.1 Analisi di prossimità delle aree verdi urbane di Bologna	93
5.1.2 L'indice di potenziale ricreativo urbano (URPI)	94
5.2 Valutazione della domanda di Servizi ecosistemici Culturali (SEC)	96
5.3 Correlazione tra domanda e offerta dei Servizi ecosistemici Culturali (SEC)	97
5.3.1 Analisi dell'accessibilità	97
5.3.2 Giustizia distributiva	99
5.4 Valutazione dei Servizi Ecosistemici Culturali (SEC) nella città di Bologna	100
5.4.1 Analisi di prossimità	101
5.4.2 Analisi sulla Qualità delle aree verdi urbane: Indice del potenziale ricreativo urbano	107
5.4.3 Distribuzione e vulnerabilità della Popolazione	114
5.4.4 Valutazioni rispetto all'accessibilità ed alla giustizia distributiva	115
5.5 Principali riflessioni a valle delle valutazioni rispetto ai servizi ecosistemi culturali nella città di Bologna	121
5.5.1 Sulla quantità e la qualità delle aree verdi urbane	121
5.5.2 Sulle questioni di accessibilità e giustizia distributiva	124

<b>6. UNA PIANIFICAZIONE RESILIENTE PERI SERVIZI ECOSISTEMICI: UN CASO APPLICATIVO</b>	<b>133</b>
6.1 Metodi per valutare ed incrementare la resilienza dei servizi ecosistemici	133
6.1.1 Analisi delle politiche - Valutazione della resilienza dei SE nelle attuali politiche urbane	134
6.1.2 Co-progettazione di scenari futuri di cambiamento	136
6.1.3 Sviluppo del workshop partecipativo per valutare la resilienza dei SE in ambiente urbano	137
6.2 La resilienza dei SE nel tempo: risultati per il caso della città di Barcellona	138
6.2.1 Integrazione dei principi di resilienza dei SE nelle politiche della città di Barcellona	138
6.2.2 Gli scenari sviluppati per integrare le considerazioni sulla resilienza dei SE	140
6.2.3 Valutazione del potenziale cambiamento di domanda e offerta dei SE	141
6.2.4 Sviluppo di azioni, interventi e politiche adattive per incrementare la resilienza dei SE	143
6.3 Principali riflessioni a valle delle valutazioni sulla resilienza dei SE	145
6.3.1 Applicazione della matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani	145
6.4 Questioni aperte orientamenti futuri	148
<b>7. CONCLUSIONI E DIREZIONI FUTURE</b>	<b>153</b>
7.1 La natura in città: concetti in evoluzione per una pianificazione urbana sostenibile	153
7.2 Una proposta di metodo per l'integrazione di SE, IVB e NBS nella pianificazione urbana	154
7.3 Direzioni per la ricerca futura	158
Ringraziamenti	163



## **ABSTRACT**

Le città ospitano circa il 60% della popolazione mondiale e possono essere considerate sistemi socio-ecologici complessi su piccola scala. I Servizi Ecosistemici (SE) forniti dagli ecosistemi urbani offrono molteplici benefici necessari per far fronte alle sfide urbane presenti e future. Questi SE includono la regolazione del microclima, il controllo del deflusso idrico, nonché le opportunità di svago mentale e fisico, che influiscono sulla salute e sul benessere dei cittadini. Creare un equilibrio tra lo sviluppo urbano, il contenimento del consumo di suolo, l'adattamento climatico e la disponibilità di aree verdi urbane e i relativi benefici, può migliorare la qualità della vita degli abitanti, le prestazioni economiche della città e gli aspetti di giustizia sociale e coesione.

Questo lavoro inizia dall'analisi della letteratura attuale sul tema dei Servizi Ecosistemici (SE), delle infrastrutture verdi e blu (IVB) e delle soluzioni basate sulla natura (SBN). Successivamente, la tesi si concentra sul ruolo della natura come fattore trainante per raggiungere la sostenibilità e la resilienza in città, ponendo le basi per costruire l'approccio metodologico e concettuale che costituirà la fondazione di questo lavoro. L'approccio concettuale sviluppato basato sui SE fornisce indicazioni su come mappare e valutare i SE, per informare meglio il processo decisionale e per dare il giusto valore ai SE nel contesto urbano. L'approccio interdisciplinare proposto affronta il tema della mappatura e della valutazione dei benefici dei SE in termini di servizi di regolazione, con particolare attenzione alla mitigazione e all'adattamento ai cambiamenti climatici, e di servizi culturali, per migliorare il benessere e la giustizia nelle aree urbane. Infine, questa tesi propone un approccio transdisciplinare e partecipativo per costruire resilienza nel tempo intorno a tutti i SE urbani rilevanti. I due casi di studio che saranno presentati in questa tesi, la città di Bologna e la città di Barcellona, sono stati utilizzati per implementare, adattare e testare il quadro concettuale proposto, raccogliendo preziosi input per la pianificazione, le politiche urbane e l'avanzamento scientifico.



# 1. INTRODUZIONE

È ormai ampiamente riconosciuto che le attività umane stiano provocando ingenti cambiamenti al pianeta scatenando, in alcuni casi, processi irreversibili all'interno degli ecosistemi naturali (Eggermont et al., 2015). I processi di sviluppo economico globale hanno inciso in modo significativo sui processi naturali, gli ecosistemi e le funzioni della Terra (Steffen et al., 2018) e l'idea che le attività umane, anche se terribilmente brevi se considerate su scale temporali geologiche, possano aver avuto effetti geologicamente significativi e duraturi è cresciuta nel corso del XX secolo ed è stata poi riconosciuta attraverso l'evoluzione del concetto di *Antropocene* dall'inizio del 21° secolo (Crutzen, 2002). L'attuale tendenza al sovrasfruttamento delle risorse naturali (Lampert, 2019), il deterioramento e l'inquinamento degli ecosistemi, la perdita di biodiversità (UNCBD, 2020), l'aumento della popolazione (ONU, 2018) e i cambiamenti climatici (IPCC, 2014) hanno spinto scienziate e scienziati a riflettere sulla capacità di carico, sui limiti e sui confini del sistema Terra. In questa direzione Rockström et al. 2009 hanno introdotto un nuovo concetto, quello dei cosiddetti confini planetari, limiti quantificabili che definiscono uno spazio operativo sicuro rispetto al funzionamento del Sistema Terra. In particolare, sono stati identificati e quantificati provvisoriamente nove confini planetari da non oltrepassare onde evitare cambiamenti globali irreversibili. Questi confini includono il cambiamento climatico, i flussi biogeochimici, l'acidificazione degli oceani, l'esaurimento dell'ozono stratosferico, le nuove entità, l'integrità della biosfera, il cambiamento del sistema terrestre e l'uso globale di acqua dolce. Questi limiti sono strettamente correlati ai cosiddetti 'tipping point'. Il termine "'tipping point' si riferisce comunemente a una soglia critica che una volta oltrepassata può alterare qualitativamente e significativamente lo stato o lo sviluppo di un sistema (Lenton et al., 2008). La maggior parte dei confini planetari identificati sono influenzati da complesse interazioni dinamiche, rendendo difficile definire specifici punti di non ritorno. Infatti, se l'impoverimento dell'ozono può essere considerato un problema piuttosto lineare, essendo causato da specifiche sostanze chimiche introdotte da attività antropiche, altri confini legati al cambiamento climatico, all'integrità della biosfera e al cambiamento del sistema terrestre sono influenzati da aspetti non lineari e dinamici derivanti dal funzionamento di complessi sistemi socio-ecologici.

Secondo l'IPBES (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), un sistema socio-ecologico è un sistema complesso e adattivo in cui le componenti sociali e naturali presenti in un dato spazio sono inestricabilmente legate, sono inestricabilmente legate tra loro ed esercitano una forte influenza le une sulle altre. La dimensione sociale include attori, istituzioni, culture ed economie, mentre la dimensione ecologica comprende gli ecosistemi naturali e tutte le specie li abitano.

Per inquadrare meglio le complesse dinamiche che regolano le funzioni della Terra, vanno dunque considerati le componenti sociali ed ecologiche di un sistema appena descritto. Il benessere umano dipende dal fatto che ogni persona ha diritto alle risorse naturali necessarie per soddisfare i propri bisogni fisiologici come cibo, acqua, riparo e servizi igienici (Dearing et al., 2014). Insieme ai punti di non ritorno ecologici e biofisici, ai confini e agli elementi di capacità di carico, si deve dunque raggiungere una migliore comprensione dei fattori umani del cambiamento e delle correlate questioni di giustizia sociale, comprese le sfide transdisciplinari, concettuali ed etiche associate al concetto di confini planetari (Dearing et al. 2014).

Dall'inizio del XX secolo e ad un ritmo di crescita tremendamente rapido a partire dal secondo dopoguerra, l'industrializzazione, l'urbanizzazione e i cambiamenti nell'uso del suolo stanno alterando profondamente il rapporto tra gli insediamenti umani, le società e gli ecosistemi naturali, influenzando le loro funzioni e servizi. L'urbanizzazione è diventata una delle questioni fondamentali nella definizione del rapporto della specie umana con l'ecosistema naturale (Verma & Raghubanshi, 2018) e l'interazione delle pressioni causate dall'espansione urbana stanno causando un impatto sull'ambiente che va ben oltre la città e le aree circostanti (Franco, 2017). Le aree urbane possono essere considerate come un agglomerato di sistemi socioeconomici, tra cui una serie di servizi sociali come l'alloggio, la sanità, l'istruzione, i trasporti e l'occupazione, e sistemi ecologici, che generano una serie di servizi ecosistemici, come l'approvvigionamento di acqua dolce e cibo, la regolazione del microclima, lo stoccaggio del carbonio, la filtrazione dell'aria e le attività ricreative di cui la natura ci permette di godere (Ernstson, 2013). Con circa il 60% della popolazione mondiale che vive nelle città (Güneralp et al., 2017; ONU, 2018), il conseguimento degli obiettivi globali di sviluppo sostenibile, soggetti a limiti planetari, sarà determinato principalmente dalle scelte delle città in quanto guidano la cultura, l'economia e l'uso delle risorse (Hoornweg et al. 2016). Le città sono infatti sia la fonte che la possibile soluzione alle sfide economiche, ambientali e sociali di oggi.

Le aree urbane europee ospitano oltre i due terzi della popolazione dell'UE, rappresentano circa l'80 % del consumo energetico e generano fino all'85 % del PIL europeo. Queste aree urbane costituiscono un terreno fertile per l'innovazione, poiché ospitano poli di conoscenza transdisciplinare formati da diversi attori: università, autorità locali, associazioni di cittadini, ONG ed imprese. Ma sono anche i luoghi in cui i problemi persistenti, come la disoccupazione, la segregazione e la povertà, sono più

gravi. Le sfide sociali e sanitarie sono centrali per le aree urbane, così come le questioni ecologiche e ambientali. I Servizi Ecosistemici (SE) forniti dalla natura e dagli ecosistemi urbani offrono molteplici benefici necessari per far fronte alle sfide urbane presenti e future (Costanza et al., 1997; Gascon et al., 2015; Gómez-Baggethun & Barton, 2013). Questi SE includono la regolazione del microclima, il controllo del deflusso, nonché le opportunità di svago mentale e fisico, che influiscono sulla salute e sul benessere dei cittadini (Haase et al., 2014). Le politiche e le strategie urbane a lungo termine possono svolgere un ruolo centrale nel mantenere e incrementare il flusso dei SE verso città più sostenibili, vivibili e resilienti (Ahern, Cilliers, & Niemelä, 2014). Sostenibilità e resilienza sono diventati concetti chiave volti a comprendere le dinamiche urbane esistenti e a rispondere alle sfide della creazione di futuri urbani vivibili (Romero-Lankao, Gnatz, Wilhelmi e Hayden, 2016). Tuttavia, le attuali strategie urbane spesso trascurano il carattere dinamico delle città, il ruolo fondamentale che la natura svolge per la trasformazione urbana sostenibile e la creazione di resilienza intorno al benessere umano (Langemeyer et al., 2016; McPhearson et al., 2016).

La modellazione e la mappatura dei servizi ecosistemici e l'integrazione di questo approccio nella pianificazione urbana possono fornire strumenti importanti per facilitare il processo decisionale valutando l'offerta, il flusso e la domanda di servizi ecosistemici (Geijzendorffer, Martín-López, & Roche, 2015; Haase et al., 2014; Syrbe & Grunewald, 2017). L'IPBES ha esaminato e sintetizzato gli strumenti di modellizzazione esistenti per guidare le valutazioni regionali, globali e tematiche, oltre a delineare buone pratiche per i responsabili politici nell'uso di questi strumenti (IPBES, 2016). Tuttavia, gli orientamenti su come, dove e quando gli ecosistemi naturali ed i loro servizi dovrebbero essere gestiti per offrire benefici specifici e/o multipli a cittadini e cittadine rimangono scarsamente articolati e difficili da incorporare nelle politiche e nei piani locali. Creare un equilibrio tra lo sviluppo urbano, il contenimento del consumo di suolo, l'adattamento climatico e la disponibilità di aree verdi urbane e dei relativi benefici è una sfida che impatta sulla qualità della vita degli abitanti, sulle prestazioni economiche della città e sugli aspetti di giustizia e coesione sociale (Kabisch & Haase, 2014). Una migliore comprensione delle città come complesso sistema socio-ecologico adattivo e l'inquadramento del ruolo dei servizi ecosistemici all'interno di tale sistema sosterebbero ampiamente la sostenibilità e la resilienza presenti e future delle aree urbane (Hansen et al., 2015; Schewenius, McPhearson, & Elmqvist, 2014).

## **1.1 Città ed ecosistemi: questioni aperte e rilevanza scientifica e sociale**

Mentre le città europee ospitano circa il 60% della popolazione globale, le aree urbane si trovano ad affrontare sfide sociali, economiche, culturali ed ecologiche sempre più complesse (Alberti et al., 2019). Rendere più verdi le città per sostenere la tran-

sizione verso la sostenibilità e la resilienza è ad oggi considerata una delle soluzioni trasversali più interessanti a numerose sfide urbane (Almenar et al., 2021). Per meglio comprendere le sfide e le possibili soluzioni, è utile partire da una panoramica del quadro normativo internazionale ed europeo rispetto al ruolo delle città e della natura negli accordi sul clima, la biodiversità e lo sviluppo urbano (Capitolo 2). Inoltre, mentre il concetto di inverdimento della città si sta diffondendo nel discorso scientifico e nel discorso pubblico, non è del tutto chiaro cosa significhi introdurre integrare meglio la natura in città nei processi di pianificazione e progettazione e risulta dunque opportuno chiarire al meglio alcuni concetti fondamentali come i Servizi Ecosistemici (SE), le infrastrutture verdi e blu (IVB) e le soluzioni basate sulla natura (NBS) (Capitolo 3).

La transizione da una pianificazione urbana tradizionale a un approccio di pianificazione basato sugli ecosistemi potrebbe aiutare le città a raggiungere la sostenibilità e la resilienza desiderate (Elmqvist et al., 2019; Commissione europea, 2019; Rozas-Vásquez et al., 2018; Vasishth, 2008; Woodruff & BenDor, 2016), ma questo nuovo approccio è ancora lontano dall'essere integrato sistematicamente nei piani e nelle strategie delle città. L'approccio presentato in questo volume si basa sul modello a cascata dei SE (Potschin & Haines-Young, 2011) che evidenzia le relazioni socio-ecologiche tra gli ecosistemi naturali e i servizi e i benefici che le persone ottengono da quegli stessi ecosistemi nelle aree urbane. L'approccio proposto esamina i benefici della natura in città in termini di sfide ambientali e climatiche (regolamentazione dei servizi ecosistemici) e in termini sociali e di salute (servizi ecosistemici culturali). Gli studi sulla mappatura e la valutazione dell'offerta di SE prodotti dagli ecosistemi naturali sono in aumento (Nowak, Crane, & Stevens, 2006; Paracchini et al., 2014; Peña, Casado-Arzuaga e Onaindia, 2015; Wolch, Byrne e Newell, 2014; Zardo, Geneletti, Pérez-Soba, & Van Eupen, 2017) e definiscono metodi e strumenti per supportare le città a comprendere meglio l'attuale distribuzione dei SE all'interno della città. Tuttavia, molti studi si limitano a valutare la quantità del verde presente in città e trascurano la valutazione della qualità e della distribuzione degli ecosistemi naturali. Inoltre, mancano pratiche e studi sulla diversità della richiesta di SE, sulla percezione delle cittadine e dei cittadini e sul loro ruolo nei processi di co-produzione dei SE (Andersson, 2020, Langemeyer, 2020). Essere in grado di valutare meglio l'offerta e la domanda di SE, sia in termini di servizi di regolazione climatica ed ambientale che in termini di necessità sociali e culturali, e di migliorare la comprensione della distribuzione spaziale di questi SE nelle aree urbane, potrebbe supportare i pianificatori e i decisori politici nel prendere provvedimenti rispetto a processi di densificazione e/o rigenerazione urbana, e a prendere decisioni informate sulle priorità di uso e consumo del suolo. Rispondere a questa domanda di ricerca è quindi una delle principali ambizioni e obiettivi di questo contributo. In questa direzione, il Capitolo 4 presenterà l'applicazione dell'approccio proposto su tre servizi ecosistemici di regolazione (controllo del deflusso, filtraggio

del PM10 e sequestro del carbonio) nella città di Bologna e il Capitolo 5 si concentrerà sui servizi ecosistemici culturali come fattori cruciali per lo sviluppo della qualità della vita aspetti ricreativi, di sviluppo cognitivo ed educativo, di ricreazione culturale e di coesione sociale. Verranno inoltre discussi gli aspetti di giustizia distributiva in relazione alla distribuzione del verde nella città di Bologna.

Infine, l'approccio alla pianificazione non dovrebbe limitarsi a considerare la situazione attuale, ma dovrebbe mirare a garantire la resilienza dei servizi ecosistemici nel tempo. Questo processo implica lo sviluppo di un sistema di pianificazione adattivo in grado di affrontare continuamente imprevisti ed incertezze e concepito non per essere ottimale per un unico futuro desiderabile, ma valido e robusto in una gamma di possibili futuri plausibili (Walker, Holling, Carpenter, & Kinzig, n.d.) che cambiano al cambiare delle diverse e mutevoli condizioni al contorno. Tuttavia, da un punto di vista pratico, mentre modelli matematici e previsionistici possono supportare la costruzione di diversi scenari rispetto a vari futuri possibili, costruire la resilienza ai sistemi socio ecologici urbani è tutt'altro che scontato. L'obiettivo del capitolo 6 è quindi quello di presentare lo sviluppo e l'applicazione di un approccio partecipativo, basato sui sette principi per la resilienza dei SE (Biggs et al., 2012), per informare meglio i processi di pianificazione e le politiche sul ruolo cruciale della resilienza dei servizi ecosistemici per la transizione urbana sostenibile. La rilevanza di questo contributo, dovuta all'intrinseca multidisciplinarietà e trans-disciplinarietà dell'argomento, tocca due diversi livelli:

### *1.1.1 Contributo scientifico sulla valutazione dei servizi ecosistemici culturali e sulla resilienza dei SE*

Il presente lavoro può svolgere un ruolo nell'avanzamento delle conoscenze scientifiche su: i) la co-produzione SEC e la valutazione della qualità delle aree verdi urbane (Fischer & Eastwood, 2016; Kabisch, van den Bosch, & Laforteza, 2017; Quatrini et al., 2019) ii) il tema dell'accesso e della distribuzione dei Servizi Ecosistemici Culturali nelle aree urbane (Rutt & Gulsrud, 2016) iii) il concetto di resilienza dei SE attraverso l'adattamento dei sette principi della resilienza dei SE (Biggs et al., 2012) alle aree urbane tramite lo sviluppo di una matrice dedicata. Gli indicatori sviluppati e i conseguenti metodi per mappare, valutare e monitorare il flusso dei SE in ambiente urbano consentiranno alle autorità locali di identificare le aree prioritarie di intervento della città, fornendo un prezioso contributo al dilemma della compattezza sostenibile (Hansen, Olafsson, van der Jagt, Rall e Pauleit, 2019; Peschardt, Schipperijn, & Stigsdotter, 2012). L'approccio concettuale e metodologico per mappare, valutare e determinare la resilienza futura dei SE e i relativi metodi e strumenti possono inoltre sostenere fortemente la transizione verso una pianificazione e un processo decisionale adattivo ai cambiamenti ed alle sfide in atto. Inoltre, attraverso lo sviluppo di

metodi partecipativi per promuovere la resilienza dei SE, questo libro presenta un esempio pratico di collaborazione intersettoriale, non sempre presente all'interno delle amministrazioni di grandi città (ad esempio dipartimento per l'ecologia, la salute, la pianificazione, la mobilità e il turismo).

### *1.1.2 Impatto sociale in termini di transizione urbana sostenibile, resiliente e giusta*

Questo lavoro si basa sull'idea della città come complesso sistema socio-ecologico adattivo, in cui la struttura ecologica e quella socio-economica interagiscono continuamente e dinamicamente (Geijzendorffer et al., 2017). L'idea di utilizzare i SE come possibili indicatori per monitorare tali interazioni, come ulteriormente sviluppato e proposto nel corso del lavoro, potrebbe aiutare le città ad affrontare le attuali sfide sociali. Attraverso il riconoscimento dell'SDG11, il ruolo delle città come motore dell'urbanizzazione sostenibile è oggi chiaramente riconosciuto a livello internazionale (Wendling, Huovila, zu Castell-Rüdenhausen, Hukkalainen, & Airaksinen, 2018) e l'applicazione di un approccio di pianificazione basato sui servizi ecosistemici potrebbe supportare ulteriormente una transizione rapida e socialmente giusta. Infatti, proponendo metodi e strumenti per analizzare la componente ecologica (offerta di SE), la componente sociale (domanda di SE) e i possibili disallineamenti tra le due, l'obiettivo di questo lavoro è quello di supportare le città sia nel migliorare il loro percorso verso la transizione ecologica, sia nell'agire verso una transizione giusta, includendo i bisogni della popolazione (domanda di SE) e le vulnerabilità rilevanti nel piano per future città sostenibili e resilienti.

## ELENCO DEI RIFERIMENTI

- Ahern, J., Cilliers, S., & Niemelä, J. (2014). The concept of ecosystem services in adaptive urban planning and design: A framework for supporting innovation. *Landscape and Urban Planning*, 125, 254–259. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.020>
- Alberti, V., Alonso Raposo, M., Attardo, C., Auteri, D., Ribeiro Barranco, R., Batista E Silva, F., ... Zulian, G. (2019). *The Future of Cities: Opportunities, challenges and the way forward*. <https://doi.org/10.2760/375209>
- Almenar, J. B., Elliot, T., Rugani, B., Philippe, B., Gutierrez, T. N., Sonnemann, G., & Geneletti, D. (2021). Nexus between nature-based solutions, ecosystem services and urban challenges. *Land Use Policy*, 100.
- Andersson, E., Langemeyer, J., Borgström, S., McPhearson, T., Haase, D., Kronenberg, J., ... Baró, F. (2019). Enabling Green and Blue Infrastructure to Improve Contributions to Human Well-Being and Equity in Urban Systems. *BioScience*, 69(7), 566–574. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz058>
- Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E. L., BurnSilver, S. B., Cundill, G., ... West, P. (2012). Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. *Ssrn*. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>
- Costanza, R., D'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260.
- Crutzen, P. J. (2002). Geology of mankind. *Nature*, 415(6867), 23. <https://doi.org/10.1038/415023a>
- Dearing, J. A., Wang, R., Zhang, K., Dyke, J. G., Haberl, H., Hossain, M. S., ... Poppy, G. M. (2014). Safe and just operating spaces for regional social-ecological systems. *Global Environmental Change*, 28(1), 227–238. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.012>
- Eggermont, H., Balian, E., Azevedo, J. M. N., Beumer, V., Brodin, T., Claudet, J., ... Le Roux, X. (2015). Nature-based solutions: New influence for environmental management and research in Europe. *Gaia*, 24(4), 243–248. <https://doi.org/10.14512/gaia.24.4.9>
- Elmqvist, T., Andersson, E., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Olsson, P., Gaffney, O., ... Folke, C. (2019). Sustainability and resilience for transformation in the urban century. *Nature Sustainability*, 2(4), 267–273. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0250-1>
- Ernstson, H. (2013). The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>
- European Commission. (2019). *EU guidance on integrating ecosystems and their services into decision-making*. 64.
- Fischer, A., & Eastwood, A. (2016). Coproduction of ecosystem services as human-nature interactions - An analytical framework. *Land Use Policy*, 52, 41–50.
- Frank, B. (2017). Urban Systems: A Socio-Ecological System Perspective. *Sociology International Journal*, 1(1). <https://doi.org/10.15406/sij.2017.01.00001>
- Gascon, M., Mas, M. T., Martínez, D., Dadvand, P., Forn, J., Plasència, A., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2015). Mental health benefits of long-term exposure to residential green and blue spaces: A systematic review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(4), 4354–4379. <https://doi.org/10.3390/ijerph120404354>
- Geijzendorffer, I. R., Cohen-Shacham, E., Cord, A. F., Cramer, W., Guerra, C., & Martín-López, B. (2017). Ecosystem services in global sustainability policies. *Environmental Science and Policy*, 74(January), 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.04.017>
- 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>
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services

for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2012.08.019>

Güneralp, B., Zhou, Y., Ürge-Vorsatz, D., Gupta, M., Yu, S., Patel, P. L., ... Seto, K. C. (2017). Global scenarios of urban density and its impacts on building energy use through 2050. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(34), 8945–8950. <https://doi.org/10.1073/pnas.1606035114>

Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., ... Elmqvist, T. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43(4), 413–433. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>

Hansen, R., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Rall, E., Kabisch, N., Kaczorowska, A., ... Pauleit, S. (2015). The uptake of the ecosystem services concept in planning discourses of European and American cities. *Ecosystem Services*, 12, 228–246. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.013>

Hansen, R., Olafsson, A. S., van der Jagt, A. P. N., Rall, E., & Pauleit, S. (2019). Planning multifunctional green infrastructure for compact cities: What is the state of practice? *Ecological Indicators*, 96(November 2016), 99–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.042>

Hoorweg, D., Hosseini, M., Kennedy, C., & Behdadi, A. (2016). An urban approach to planetary boundaries. *Ambio*, Vol. 45, pp. 567–580. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0764-y>

IPBES. (2016). *Summary for policymakers of the methodological assessment of scenarios and models of biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform*. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L.A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Br.

IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 Pp. [https://doi.org/10.1016/S0022-0248\(00\)00575-3](https://doi.org/10.1016/S0022-0248(00)00575-3)

Kabisch, N., & Haase, D. (2014). Green justice or just green? Provision of urban green spaces in Berlin, Germany. *Landscape and Urban Planning*, 122, 129–139. <https://doi.org/10.1016/J.LAN-DURBPLAN.2013.11.016>

Kabisch, N., van den Bosch, M., & Lafortezza, R. (2017). The health benefits of nature-based solutions to urbanization challenges for children and the elderly – A systematic review. *Environmental Research*, 159(August), 362–373. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.004>

Lampert, A. (2019). Over-exploitation of natural resources is followed by inevitable declines in economic growth and discount rate. *Nature Communications*, 10(1), 1–10. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09246-2>

Langemeyer, J., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., Scheuer, S., & Elmqvist, T. (2016). Bridging the gap between ecosystem service assessments and land-use planning through Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). *Environmental Science & Policy*, 62, 45–56. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.02.013>

Lenton, T. M., Held, H., Kriegler, E., Hall, J. W., Lucht, W., Rahmstorf, S., & Schellnhuber, H. J. (2008). Tipping elements in the Earth's climate system. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(6), 1786–1793.

McPhearson, T., Pickett, S. T. A., Grimm, N. B., Niemelä, J., Alberti, M., Elmqvist, T., ... Qureshi, S. (2016). Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. *BioScience*, 66(3), 198–212. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw002>

Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3–4), 115–123. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2006.01.007>

Paracchini, M. L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J. P., Termansen, M., ... Biddoglio, G. (2014). Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators*, 45(2014), 371–385. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.018>

- Peña, L., Casado-Arzuaga, I., & Onaindia, M. (2015). Mapping recreation supply and demand using an ecological and a social evaluation approach. *Ecosystem Services*, 13, 108–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.008>
- Peschardt, K. K., Schipperijn, J., & Stigsdotter, U. K. (2012). Use of Small Public Urban Green Spaces (SPUGS). *Urban Forestry and Urban Greening*, 11(3), 235–244. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.04.002>
- Potschin, M. B., & Haines-Young, R. H. (2011). Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 575–594. <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>
- Quatrini, V., Tomao, A., Corona, P., Ferrari, B., Masini, E., & Agrimi, M. (2019). Is new always better than old? Accessibility and usability of the urban green areas of the municipality of Rome. *Urban Forestry and Urban Greening*, 37(July 2017), 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.07.015>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E., ... Foley, J. (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>
- Romero-Lankao, P., Gnatz, D. M., Wilhelmi, O., & Hayden, M. (2016). Urban sustainability and resilience: From theory to practice. *Sustainability (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/su8121224>
- Rozas-Vásquez, D., Fürst, C., Geneletti, D., & Almendra, O. (2018). Integration of ecosystem services in strategic environmental assessment across spatial planning scales. *Land Use Policy*, 71, 303–310. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.015>
- Rutt, R. L., & Gulrud, N. M. (2016). Green justice in the city: A new agenda for urban green space research in Europe. *Urban Forestry & Urban Greening*, 19, 123–127. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2016.07.004>
- Schewenius, M., McPhearson, T., & Elmqvist, T. (2014). Opportunities for increasing resilience and sustainability of urban social-ecological systems: Insights from the URBES and the cities and biodiversity outlook projects. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0505-z>
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T. M., Folke, C., Liverman, D., ... Schellnhuber, H. J. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 201810141. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Syrbe, R. U., & Grunewald, K. (2017). Ecosystem service supply and demand—the challenge to balance spatial mismatches. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 13(2), 148–161. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1407362>
- UN. (2016). *New urban agenda - Habitat III*.
- UN. (2018). *World Urbanization Prospects The 2018 Revision*.
- UNCBD. (2020). Global Biodiversity Outlook. In *Secretariat of the Convention on Biological Diversity* (Vol. 25).
- Vasishth, A. (2008). A scale-hierarchic ecosystem approach to integrative ecological planning. *Progress in Planning*, 70(3), 99–132. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2008.05.001>
- Verma, P., & Raghubanshi, A. S. (2018). Urban sustainability indicators: Challenges and opportunities. *Ecological Indicators*, 93(Feb-ruary), 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.007>
- Walker, B., Holling, C. S., Carpenter, S. R., & Kinzig, A. (n.d.). *Resilience, Adaptability and Transformability in Social-ecological Systems*.
- Wendling, L. A., Huovila, A., zu Castell-Rüdenhausen, M., Hukkalainen, M., & Airaksinen, M. (2018). Benchmarking nature-based solution and smart city assessment schemes against the sustainable development goal indicator framework. *Frontiers in Environmental Science*, 6(JUL), 1–18. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00069>
- Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough.' *Landscape and Urban Planning*, 125, 234–244. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2014.01.017>

Woodruff, S. C., & BenDor, T. K. (2016). Ecosystem services in urban planning: Comparative paradigms and guidelines for high quality plans. *Landscape and Urban Planning*, 152, 90–100. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.003>

Zardo, L., Geneletti, D., Pérez-Soba, M., & Van Eupen, M. (2017). Estimating the cooling capacity of green infrastructures to support urban planning. *Ecosystem Services*, 26, 225–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.06.016>

## 2. IL RICONOSCIMENTO DEL RUOLO DELLA NATURA NELL'ATTUALE CONTESTO INTERNAZIONALE ED EUROPEO

---

### 2.1 Il contesto internazionale

Nonostante le recessioni e le brevi battute d'arresto, la crescita economica negli ultimi 200 anni è stata per lo più costante ed ha generalmente portato ad un miglioramento della qualità della vita, evidenziando però le disparità tra il Nord e il Sud del mondo (Bader, et al. 2017) e allo stesso tempo producendo l'esaurimento delle risorse naturali, il degrado degli ecosistemi (MEA, 2005) e variazioni nella composizione dell'atmosfera che stanno causando cambiamenti climatici e fluttuazioni. Le risorse naturali sono necessarie per garantire la crescita economica e lo sviluppo per le generazioni attuali e future e sono messe a rischio dallo stesso sistema economico che esse sostengono (Everett et al., 2010). L'impatto dell'uomo sugli ecosistemi terrestri ha una lunga storia e gli scienziati collocano l'inizio del cosiddetto Antropocene (Crutzen, 2002) a partire dalla seconda metà dell'Ottocento. L'Antropocene è stato definito come il periodo in cui l'attività umana domina lo sviluppo degli ecosistemi globali (Sterner et al., 2019) e introduce l'idea che la specie umana sia diventata una forza geologica in termini di capacità di influenzare i processi della Terra (Kavalski & Zolkos, 2016). L'inizio dell'Antropocene è stato collocato all'inizio del XVIII secolo, in quanto le analisi dell'aria intrappolata nel ghiaccio polare mostrarono crescenti concentrazioni globali di anidride carbonica e metano nell'atmosfera a partire da quel momento. L'Antropocene è un concetto potenzialmente rivoluzionario poiché implica la necessità di valutare il modo in cui le azioni umane e le loro conseguenze e il loro impatto sulla Terra (Bauer & Ellis, 2018) vengono lette e comprese. L'Antropocene evidenzia l'impatto concreto dell'uomo sulle caratteristiche geologiche e geomorfologiche del pianeta, sottolineando il suo limite nella capacità di carico e richiamando i concetti di confini planetari (Rockström et al., 2009; Steffen et al., 2018) e 'tipping point' (Lenton & Williams, 2013). Infatti, l'impatto dell'uomo sul pianeta terra sta influenzando pesantemente gli ecosistemi terrestri, spingendolo contemporaneamente a superare la sua naturale capacità di carico in termini di risorse (Wisniewski, 1980; del Monte-Luna *et al.*, 2004), impoverendo la qualità e le funzioni degli stessi ecosistemi e compromettendone il ciclo naturale e il funzionamento. All'inizio del XX secolo, le preoccupazioni ambientali hanno iniziato a sorgere in ambienti scientifici,

politici e nella società civile. La disputa di Trail Smelter (1941) fu un caso di inquinamento transfrontaliero che coinvolse i governi federali del Canada e degli Stati Uniti, contribuendo a stabilire il principio di danno ambientale dell'inquinamento transfrontaliero. Tra gli altri riferimenti, il libro *Primavera silenziosa* (Carson, 1962), suscitò all'epoca grande attenzione e polemiche. Il libro si concentra sull'uso esteso dei pesticidi in agricoltura e sui potenziali impatti che questo ha sulla natura e sulla salute degli esseri umani. L'ascesa del movimento ecologista ha contribuito a spingere attori internazionali come le Nazioni Unite nell'iniziare a definire approcci e strategie per formulare politiche che garantiscano il diritto ad un ambiente umano sano. Le politiche globali (vedi Fig 2.1), il cui sviluppo è particolarmente importante per tenere sotto controllo i limiti planetari legati agli inquinanti globali, come il cambiamento climatico, l'acidificazione degli oceani e le nuove entità (Rockström et al., 2009), sono state dunque sviluppate pur in assenza di strutture di governance sufficientemente potenti da far rispettare le normative per garantire uno sviluppo globale sostenibile (Sterner et al., 2019).

La Dichiarazione universale dei diritti umani, firmata a New York nel dicembre 1948 (Nazioni Unite, 1948) seguita dal Patto Internazionale sui Diritti Economici, Sociali e Culturali, in primo luogo riconosce il diritto di ogni essere umano a cercare costantemente migliori condizioni di vita e a godere della più alta salute fisica e mentale possibile. L'art. 11 in particolare afferma *“il diritto di ogni individuo ad un adeguato tenore di vita per sé e per la propria famiglia, compresi cibo, vestiario e alloggio adeguati, e al miglioramento continuo delle condizioni di vita”*. Attesta inoltre che gli stati firmatari devono predisporre misure appropriate per assicurare questo diritto, riconoscendo a tal fine l'importanza essenziale della cooperazione internazionale basata sul libero consenso. L'art. 12 evidenzia e afferma *“il diritto di ogni individuo al godimento del più alto livello raggiungibile di salute fisica e mentale”*. Ciò include la costante ricerca di *“miglioramento di tutti gli aspetti dell'igiene ambientale e industriale”*. Tuttavia, nonostante il chiaro riconoscimento di due diritti umani fondamentali come il diritto a standard adeguati e a uno stato di salute ottimale, nessuno di questi documenti menziona né definisce chiaramente il legame di questi diritti con le condizioni dell'ambiente naturale come preconditione cruciale per la salute e il diritto alla vita. Il percorso verso accordi e strategie internazionali che mirino ad un modello di sviluppo più sostenibile, riconoscendo la natura e l'ambiente naturale come attori fondamentali per garantire tali diritti, è iniziato a Stoccolma nel 1972. Il riconoscimento del ruolo della natura, degli ecosistemi, e più in generale dell'ambiente nella salute umana è stato affermato per la prima volta durante la Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente umano di Stoccolma (Nazioni Unite, 1972) dove viene menzionato il concetto di sviluppo sostenibile e dove viene riconosciuta la necessità di un approccio internazionale nei confronti della questione ambientale. Questa conferenza ha adottato la Dichiarazione della Conferenza delle

Nazioni Unite sull'Ambiente Umano che si basa su 26 principi generali e un piano d'azione per l'ambiente. Tra questi principi, il Principio 2 definisce che *"le risorse naturali della Terra, comprese l'aria, l'acqua, la flora e la fauna terrestri e gli ecosistemi naturali, devono essere salvaguardate a beneficio delle generazioni presenti e future attraverso un'attenta pianificazione e gestione"* sviluppando l'idea di risorse limitate e relativi benefici che richiedono un'attenta pianificazione e gestione per essere mantenute e garantite alle generazioni future. Inoltre, durante questa conferenza i membri delle Nazioni Unite costituiscono il Programma delle Nazioni Unite per l'ambiente (UNEP) instaurando un'agenzia dedicata a lavorare sulle questioni ambientali. Successivamente un'altra pietra miliare nel contesto internazionale è il Rapporto Brundtland (1987), dove troviamo una definizione più evoluta dell'idea di sviluppo sostenibile, inteso come *"uno sviluppo che soddisfa i bisogni e le aspirazioni della generazione presente senza distruggere le risorse necessarie alle generazioni future per soddisfare i loro bisogni. Contiene due concetti chiave: in primo luogo, l'idea di soddisfare i bisogni, e in particolare i bisogni dei poveri del mondo, attraverso una distribuzione più equa delle opportunità e delle risorse; in secondo luogo, il concetto di limitazioni della crescita e dell'esaurimento delle risorse imposte dalla capacità dell'ambiente di soddisfare i bisogni futuri"* (WCED, 1987).

La Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente e lo sviluppo (UNCED), tenutasi a Rio de Janeiro nel 1992 e nota come Vertice della Terra, è stata la risposta diplomatica internazionale alle sfide espresse nel rapporto Brundtland. Infatti, al Vertice della Terra i leader politici mondiali hanno riconosciuto la necessità di una risposta politica unitaria verso lo sviluppo sostenibile e si sono impegnati verso una serie di accordi vincolanti su clima e biodiversità (Jordan & Voisey, 1998). Il Vertice della Terra ha sviluppato quattro risultati principali: i) la Dichiarazione di Rio sull'ambiente e lo sviluppo, ii) la Convenzione sulla diversità biologica, iii) la Convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici, iv) l'Agenda 21.

### 2.1.1 Gli Accordi internazionali sul clima dal 1992

La prima conferenza mondiale sul clima si è svolta a Ginevra nel 1979 (Conferenza mondiale sul clima, 1979) anticipando la convenzione quadro delle Nazioni Unite del 1992, e ha avviato il dibattito internazionale sul cambiamento climatico e il riscaldamento globale, come riassunto in Tab 2-1.

Periodo	Il paradigma	Date chiave e risultati
<b>Prima del 1991</b>	Inquadrare il problema	1979: Prima Conferenza Mondiale sul Clima 1988: Istituzione dell'IPCC; Prima Assemblea Generale delle Nazioni Unite; Risoluzione sui cambiamenti climatici
<b>1992-1996</b>	Strada per Kyoto	1992: Convenzione sui cambiamenti climatici 1995: COP-1 - Mandato di Berlino 1996: Secondo Rapporto di Valutazione dell'IPCC
<b>1997-2014</b>	Da Kyoto a Parigi	COP-3 - Il Protocollo di Kyoto 2000: Terzo Rapporto di Valutazione dell'IPCC 2001: Gli Stati Uniti si ritirano da Kyoto 2005: Entrata in vigore di Kyoto 2009: COP-15 - Accordo di Copenaghen
<b>2015- 2023</b>	Da Parigi ai giorni nostri	2015 COP 21 - Accordo di Parigi 2019 COP 25 Madrid 2021 COP 26 Glasgow 2022 COP27 Sharm el-Sheikh 2023 COP 28 Dubai

Tabella 2-1 Cronologia dei principali accordi internazionali sul clima dal 1979 al 2020 (Elaborazione dell'autrice sulla base di Gupta, 2010)

Come descritto nel paragrafo precedente, il rapporto Brundtland del 1987 pone il cambiamento climatico tra le questioni globali più allarmanti insieme all'inquinamento, all'uso di risorse naturali limitate e alla disuguaglianza tra paesi ricchi e poveri. La convenzione quadro delle Nazioni Unite sui cambiamenti climatici (Nazioni Unite, 1992d) rappresenta il primo tentativo internazionale di aprire la strada a un'azione globale contro il cambiamento climatico. A livello di governance, la Convenzione va molto oltre gli accordi precedenti e stabilisce un quadro organizzativo istituendo il segretariato della Conferenza delle Parti (COP) e stabilendo che tale conferenza si riunisca annualmente per decidere su questioni chiave, rivedere gli obiettivi e i regimi di sostegno finanziario. L'istituzione del meccanismo COP ha portato all'adozione del Protocollo di Kyoto nel 1997 durante la COP3 (UNFCCC, 1997). Il protocollo non include nuovi traguardi o obiettivi, ma definisce metodi, politiche e misure da adottare per raggiungere gli obiettivi della Convenzione sul clima (Gupta, 2010). Il protocollo di Kyoto è stato redatto nel 1997, ma ha attraversato un percorso tortuoso negli anni, con l'adozione degli Stati Uniti nel 2001 e la ratifica del protocollo da parte di Russia e Giappone solo nel 2005 prima di entrare in vigore. Fino a questo punto, le COP e il protocollo di Kyoto non avevano evidenziato il ruolo della natura come attore fondamentale nella mitigazione dei cambiamenti climatici.

Il quinto rapporto dell'IPCC (IPCC, 2014) sull'impatto dei cambiamenti climatici sulla terra, la sensibilizzazione dell'opinione pubblica sui temi della giustizia climatica e delle questioni ambientali, la complessità dei meccanismi di flessibilità del Protocollo di Kyoto e la sua tendenza a incoraggiare strategie negoziali egoistiche (Gupta, 2010; Soroos, 2001) insieme all'aumento delle emissioni dei principali gas serra (anidride carbonica, metano e protossido di azoto), hanno sollevato interrogativi sul funzionamento di tale strumento e creato grandi aspettative nell'opinione pubblica in merito alla COP-15 del 2009 a Copenaghen. Purtroppo, tali aspettative non sono state soddisfatte dall'accordo di Copenaghen, in cui le parti non sono riuscite a trovare un accordo su molte delle questioni discusse. Molti osservatori, all'epoca, si rammaricarono del fatto che la diplomazia climatica internazionale avesse raggiunto un vicolo cieco a Copenaghen (Falkner, 2016). Tuttavia, l'emendamento di Doha del 2012 ha poi prolungato la durata del Protocollo di Kyoto fino al 2020, ma ha anche introdotto l'avvio di un percorso verso un nuovo accordo globale da concordare a Parigi nel dicembre 2015 (Leal-Arcas & Carafa, 2014). Allo stesso tempo, gli effetti dei cambiamenti climatici sono diventati chiari con eventi climatici estremi sempre più comuni (inondazioni, ondate di calore, siccità) e cambiamenti di lunga durata e su larga scala (scioglimento del permafrost, circolazione oceanica, ecc.) ed hanno anche iniziato a mobilitare l'opinione pubblica sull'urgenza del tema clima.

Il 12 dicembre 2015 è stato approvato il testo dell'Accordo di Parigi come patto contenente tutti gli elementi necessari per costruire una strategia globale per la lotta ai cambiamenti climatici per il periodo post-2020 (Nazioni Unite, 2015b). Il testo, in alcuni tratti piuttosto ambiguo, è il risultato di un compromesso tra aspirazioni diverse, tra cui quelle volute dalla UE di un trattato globale giuridicamente vincolante e il desiderio di flessibilità giuridica da parte degli Stati Uniti, della Cina e di altre economie emergenti.

Il cambiamento più grande rispetto ai precedenti accordi sul clima riguarda il ruolo e il primato della politica interna nel cambiamento climatico, che consente ai singoli paesi di stabilire il proprio livello di ambizione per la mitigazione del cambiamento climatico. Rispetto ai protocolli e agli accordi precedenti, le misure di adattamento ai cambiamenti climatici hanno assunto una rilevanza centrale con chiare indicazioni ai paesi per *“migliorare la capacità di adattamento, rafforzare la resilienza e ridurre la vulnerabilità ai cambiamenti climatici [...] seguendo un approccio orientato al paese, sensibile alla dimensione di genere, partecipativo e pienamente trasparente, che prenda in considerazione i gruppi, le comunità e gli ecosistemi vulnerabili e [...] basato e guidato dalle migliori scienze disponibili e, se del caso, le conoscenze tradizionali, le conoscenze delle popolazioni indigene e i sistemi di conoscenza locali, al fine di integrare l'adattamento nelle pertinenti politiche e azioni socioeconomiche e ambientali”*.

Nell'ambito dell'accordo di Parigi, gli ecosistemi, la biodiversità e la natura sono considerati, più che nei precedenti accordi sul clima, luoghi naturali vulnerabili da

preservare in quanto tali, legati alle tradizioni e al patrimonio locale, ma anche alle comunità, alle vulnerabilità e alla giustizia sociale. Il ruolo delle foreste e della riforestazione come misura politica fondamentale per raggiungere gli obiettivi globali di mitigazione era stato solo parzialmente riconosciuto negli accordi precedenti, ed assume un ruolo fondamentale in quest'accordo. Inoltre, l'aumentata attenzione alle misure di adattamento ai cambiamenti climatici ha rafforzato il ruolo della natura e degli ecosistemi come strumenti politici appropriati da integrare nelle strategie nazionali di adattamento.

Nonostante il percorso fondamentale avvenuto negli ultimi anni per tentare di affrontare in maniera coordinata la crisi globale provocata dal cambiamento climatico e gli importanti traguardi raggiunti in vari momenti, l'assenza di un percorso chiaro verso una maggiore ambizione degli obiettivi climatici nelle COP successive, il ritiro degli Stati Uniti dall'accordo di Parigi formalmente iniziato nel novembre 2019, ritrattato dall'amministrazione Biden e recentemente reiterato dal nuovo mandato del presidente Trump nel 2024, aprono scenari non incoraggianti per l'implementazione degli accordi sul clima e sul raggiungimento degli obiettivi dell'accordo di Parigi. Nel nuovo quadro politico globale sembrano prevalere orientamenti sovranisti, spesso legati a interessi economici nazionali di breve termine, che promuovono una prosperità riservata a pochi, piuttosto che percorsi strategici e sostenibili a lungo termine, realmente orientati al benessere collettivo.

In questo quadro, anche le misure di riforestazione e conservazione degli ecosistemi naturali rischiano una forte battuta d'arresto.

### *2.1.2 Le città nelle politiche di sostenibilità internazionali*

Le aree urbane, con oltre il 60% della popolazione mondiale che vive nelle città, si trovano ad affrontare sfide dovute al sovrappopolamento, alle disuguaglianze sociali, alle limitate risorse naturali disponibili, con conseguenti traiettorie di sviluppo spesso insostenibili.

La necessità di sviluppare politiche e strategie locali sostenibili e resilienti è stata sollevata la prima volta a livello internazionale durante il Vertice della Terra di Rio con la definizione dell'Agenda 21 (Nazioni Unite, 1992c). Parallelamente all'attuazione dell'Agenda 21 che coinvolge le comunità locali, le comunità indigene rurali, così come le aree urbane e le megalopoli, le conferenze Habitat, con il loro primo incontro a Vancouver nel 1976, sono diventate i meccanismi che hanno definito e poi istituzionalizzato le questioni urbane a livello globale. Habitat I è stato un prodotto della Conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente umano a Stoccolma nel 1972. Habitat I affrontava problemi ambientali locali, come la disponibilità di alloggi degni, la presenza di infrastrutture, la disponibilità di acqua potabile, il diritto alla mobilità, etc. Successivamente, nel 1996 la Conferenza delle Nazioni Unite sugli Insediamenti

Umani si riunì a Istanbul, in Turchia, in un incontro che allora era comunemente chiamato "City Summit" (Nazioni Unite, 1996). Durante il vertice le parti hanno concordato l'obiettivo a lungo termine di arrestare il deterioramento delle condizioni globali degli insediamenti umani e di creare le condizioni per ottenere miglioramenti nell'ambiente di vita di tutte le persone. Mentre Habitat I si concentrava principalmente sulla pianificazione territoriale e sull'edilizia abitativa, senza evidenziare l'ambiente e la componente ecologica, Habitat II riconosce queste componenti, senza ancora considerare il ruolo della natura in città e le conseguenze sulla salute umana del deterioramento delle risorse naturali. La discussione verso un nuovo accordo Habitat sugli insediamenti umani sostenibili è durata 20 anni attraversando accordi cruciali come gli Obiettivi di Sviluppo del Millennio (2000), Rio+20 (2012), l'Accordo di Parigi, gli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile (2015) e una serie di commissioni preparatorie (2014, 2015, 2016). Nell'ottobre 2016, a Quito, i delegati hanno discusso la Nuova Agenda Urbana, un documento che illustra in dettaglio la visione per il futuro delle aree urbane, ma anche i piani d'attuazione e d'azione da seguire (Nazioni Unite 2016). Il documento è diviso in tre diverse sezioni che comprendono gli impegni presi, i processi per un'attuazione efficace, e i metodi di follow-up e revisione. Per quanto riguarda il riconoscimento del ruolo fondamentale degli ecosistemi e delle componenti ecologiche dei sistemi urbani, la NUA sottolinea la funzione sociale ed ecologica del territorio [...] e invita le città a proteggere, conservare, ripristinare e promuovere i loro ecosistemi, l'acqua, gli habitat naturali e la biodiversità, minimizzando il loro impatto ambientale e passando a modelli di consumo e produzione sostenibili.

La NUA chiede di riconsiderare il modo in cui vengono pianificate, gestite e governate le città e gli insediamenti umani, riconoscendo lo sviluppo urbano e territoriale come essenziale per il raggiungimento degli obiettivi globali di sviluppo sostenibile. La NUA menziona esplicitamente il ruolo dei servizi ecosistemici e delle soluzioni basate sulla natura nella costruzione di città più sostenibili e giuste, in linea con l'aumentata consapevolezza dell'importanza della natura in città negli anni. I firmatari della NUA si impegnano a promuovere spazi pubblici sicuri, inclusivi, accessibili, verdi e di qualità. Per la prima volta nelle politiche internazionali, la NUA definisce gli spazi verdi come aree multifunzionali per l'interazione e l'inclusione sociale, la salute e il benessere umano, lo scambio economico e l'espressione culturale e il dialogo tra un'ampia diversità di persone e culture, e sottolinea che queste devono essere progettate e gestite per garantire lo sviluppo umano e costruire società pacifiche, inclusive e partecipative. Allo stesso tempo, riconosce che reti ben collegate e ben distribuite di spazi pubblici aperti, polivalenti, sicuri, inclusivi, accessibili, verdi e di qualità migliorano la resilienza delle città alle catastrofi e ai cambiamenti climatici, comprese le inondazioni, la siccità e le ondate di calore, contribuendo alla sicurezza alimentare, alla salute fisica e mentale e ad un miglioramento della qualità dell'ambiente, sottolineando infine l'importanza di prioritizzare la conservazione delle specie

endemiche. La NUA riconosce non solo il valore degli spazi verdi, ma anche delle infrastrutture blu come i delta urbani e le aree costiere come fornitori cruciali di servizi ecosistemici.

Parallelamente alla NUA, negli ultimi anni stanno nascendo diverse iniziative internazionali, come le 100 città resilienti della fondazione Rockefeller che mirano a sviluppare una strategia di resilienza dedicata per ogni città e la rete C40, che mira a rispettare l'obiettivo dell'accordo di Parigi di 1,5°. L'emergere di tali iniziative dimostra il crescente interesse delle stesse città a migliorare la qualità della vita, la salute e il benessere dei cittadini, ma anche a svolgere un ruolo di primo piano nella transizione verso un futuro più giusto e verde.

## **2.2 Il riconoscimento del ruolo della natura nel quadro normativo europeo**

La storia delle politiche ambientali europee ha posto le sue basi nel trattato della Comunità economica europea (ECC, 1957) che non conteneva riferimenti espliciti alle competenze dell'UE in materia ambientale, ma includeva riferimenti all'importanza del miglioramento del tenore e delle condizioni di vita e di lavoro delle persone, in linea con i diritti sviluppati nell'ambito della Dichiarazione dei diritti dell'uomo del 1948.

A seguito della Dichiarazione di Stoccolma del 1972, i capi di Stato e di governo europei decisero di istituire il primo programma d'azione per l'ambiente, in occasione del Consiglio europeo di Parigi. Questo evento ha segnato l'inizio ufficiale di una politica ambientale europea (Holzinger & Sommerer, 2014) che da allora si è trasformata in un regime completo e complesso che, attraverso l'ex articolo 130, ora articolo 192-193 del trattato sul funzionamento dell'Unione europea, assegna competenze specifiche alla Commissione ed al Consiglio d'Europa in materia di politica ambientale. Inoltre, dal 1990 la Commissione europea agisce come istituzione sovranazionale rappresentando tutti gli stati membri dell'UE nei negoziati internazionali sui temi ambientali e climatici e promuovendo i propri modelli politici a livello internazionale (Holzinger & Sommerer, 2014).

Nel 2020 la Commissione europea ha sviluppato un programma ambizioso che ha posto lo sviluppo sostenibile al centro della crescita europea verso il 2050. Il cosiddetto Green Deal dell'UE ha rappresentato la principale ambizione della Commissione europea e delinea una strategia per l'Europa per diventare il primo continente al mondo a impatto climatico zero entro il 2050. Le politiche del Green Deal, delle quali verranno trattate nel dettaglio qui di seguito solo quelle riguardanti la biodiversità e il clima, hanno infatti gettato le basi per un quadro politico in cui le questioni ambientali e climatiche sono diventate centrali in tutti gli altri settori, come lo sviluppo economico, energetico e del mercato del lavoro. Con l'installarsi della nuova Commissione Europea, nella seconda metà del 2024, il focus del Green Deal

sembra si stia spostando su una centralità del settore industriale, come ad esempio nel nuovo piano 'Clean industrial Deal', ma in questo lavoro la direzione delle nuove politiche europee non verrà analizzata in quanto ancora troppo immatura al momento della scrittura di questo contributo.

### *2.2.1 Il ruolo della natura per l'adattamento e la mitigazione dei cambiamenti climatici nelle politiche europee*

Guardando alle politiche di mitigazione dei cambiamenti climatici, nel 2000 è stato istituito il primo programma europeo per il cambiamento climatico per identificare le politiche e le misure più efficaci, in termini ambientali ed economici a livello europeo, per ridurre le emissioni di gas serra (GHG), in base agli obiettivi concordati nel Protocollo di Kyoto. Nel 2007 i leader dell'UE hanno iniziato a fissare obiettivi ancora più ambiziosi di quelli previsti dalle politiche e dagli accordi internazionali e il pacchetto del 2014 consisteva in una serie di atti legislativi vincolanti per garantire che l'UE raggiungesse i suoi obiettivi in materia di clima ed energia per il 2020. Essa fissava tre obiettivi chiave, tra cui la riduzione del 20% delle emissioni di gas serra (rispetto ai livelli del 1990), l'obiettivo del 20% dell'energia dell'UE prodotta da fonti rinnovabili e il miglioramento del 20% per quanto riguarda l'efficienza energetica. Gli stessi obiettivi sono stati resi più ambiziosi verso il 2030 quando la Commissione UE ha proposto il nuovo piano per il clima 2030 (Commissione UE, 2020d) all'interno del Green Deal, proponendo una riduzione di almeno il 55% delle emissioni di gas serra, una quota di almeno il 55% di energia prodotta dalle rinnovabili ed un miglioramento di almeno il 32,5% dell'efficienza energetica

Sebbene i servizi ecosistemici e le soluzioni basate sulla natura non siano menzionati nel presente pacchetto, l'agricoltura, i cambiamenti dell'uso del suolo e la silvicoltura sono menzionati come settori pertinenti nell'obiettivo di riduzione dei gas a effetto serra per il 2030 e sebbene la direttiva sull'efficienza energetica non includa alcun riferimento a potenziali soluzioni basate sulla natura per migliorare l'efficienza energetica e il comfort termico degli edifici (ad esempio pareti e tetti verdi), la direttiva menziona il ruolo cruciale delle autorità locali nello sviluppo di Piani d'Azione per l'Energia Sostenibile (PAES). Inoltre, l'attuale quadro per il conseguimento della neutralità climatica entro il 2050 (Commissione UE, 2020c) istituisce il 'Patto europeo per il clima' che mira a coinvolgere i cittadini e le comunità in azioni climatiche verso la neutralità. Nell'ambito di questo patto uno dei tre settori principali è legato alla piantumazione di alberi, alla rigenerazione della natura e all'inverdimento delle aree urbane.

Un esplicito riferimento al ruolo della natura nel contesto dell'adattamento ai cambiamenti climatici è stato incluso per la prima volta nel libro bianco dell'UE sull'adattamento (Commissione UE, 2009), che descrive il ruolo cruciale delle Infrastrutture Verdi e Blu (IVB) nella fornitura di benefici sociali ed economici per sostenere l'a-

dattamento in condizioni climatiche estreme. La strategia di adattamento dell'UE è stata poi adottata nel 2013 per migliorare la preparazione e la capacità dell'Europa di rispondere agli impatti climatici previsti anche a livello locale, regionale e nazionale (Commissione UE, 2013a). La strategia incoraggia esplicitamente l'integrazione di IVB e l'applicazione di approcci di adattamento basati sugli ecosistemi concentrandosi su tre obiettivi chiave: i) promuovere l'azione degli Stati membri, incoraggiando e sostenendo l'adozione di strategie di adattamento globali; ii) promuovere l'adattamento nei principali settori vulnerabili (ad esempio l'agricoltura, la pesca e la politica di coesione) per garantire che le infrastrutture europee siano più resilienti; iii) sostenere un processo decisionale informato colmando le lacune nelle conoscenze sull'adattamento e sviluppando ulteriormente la piattaforma europea per l'adattamento ai cambiamenti climatici "Climate-ADAPT" iv) migliorare l'accesso alle informazioni sui costi, i benefici, e le condizioni necessarie al successo degli approcci basati sugli ecosistemi per sostenere l'adozione a lungo termine di tali approcci.

Nonostante la strategia sostenga ampiamente sia l'adattamento ai cambiamenti climatici che le soluzioni basate sulla natura, non vi è una netta interpretazione del ruolo delle città in questa sfida e sebbene la strategia di adattamento dell'UE appare comunque un documento significativo e ben strutturato, la strategia non dispone di meccanismi di sostegno di accompagnamento per gli Stati membri, ad esempio sotto forma di orientamenti per le autorità locali, e fatica a promuovere una più ampia integrazione e adozione intersettoriale. In questa direzione la sua revisione potrebbe prendere in considerazione la ricchezza di conoscenze e dati che emergono dai progetti incentrati sulle NBS finanziati da Horizon2020 e HorizonEurope.

### *2.2.2 Il ruolo della natura nelle politiche europee per La biodiversità*

Il riconoscimento dell'importanza di tutelare la biodiversità e la salute degli ecosistemi nelle politiche dell'UE è iniziato nel 1979 con l'elaborazione della direttiva per la protezione delle specie di uccelli selvatici e dei loro habitat. Insieme alla direttiva Habitat del 1992, queste direttive hanno creato la base legislativa e identificato le specie e gli habitat più preziosi e minacciati, sulla base dei quali definire le aree da inserire nella rete Natura 2000 (Consiglio dell'UE, 1992). Natura 2000 è una rete di siti di riproduzione e di riposo per specie rare e minacciate e per alcuni tipi di habitat naturali a rischio, che vengono quindi protetti da specifiche norme e regolamenti. La rete Natura 2000 si estende in tutti i 27 paesi dell'UE, sia in terra che in mare, e copre circa il 18 % della superficie terrestre dell'UE e il 6 % del suo territorio marino (Commissione UE, 2020). La frammentazione degli ecosistemi è considerata una delle principali minacce per garantire una fornitura sana e resiliente dei servizi ecosistemici e i siti Natura 2000 rappresentano la spina dorsale della cosiddetta infrastruttura verde e blu Europea. La protezione, il mantenimento e il miglioramen-

to dell'attuale infrastruttura verde e blu (IVB) dell'UE possono garantire molteplici benefici a vari livelli, sostenendo non solo gli obiettivi ambientali e di biodiversità, ma anche gli obiettivi socioeconomici. La definizione di infrastruttura verde europea non è un semplicemente un argomento relativo alla conservazione della biodiversità e degli habitat, come delineato nelle direttive Habitat e Uccelli, ma una questione più ampia che deve essere affrontata su una scala politica appropriata. Per questo motivo, nel 2012 la Commissione europea ha pubblicato la 'Strategia europea per le infrastrutture verdi' in cui raccomanda una migliore integrazione delle IVB nelle le politiche regionali rispetto ai cambiamenti climatici, alla gestione del rischio di catastrofi e alla gestione del capitale naturale (Commissione UE, 2013b). Il ruolo cruciale delle IVB nelle aree urbane, dove vive oltre il 60% della popolazione dell'UE, è ben riconosciuto nel paragrafo delle politiche regionali ed è stato evidenziato dall'Agenda Urbana per l'UE sull'uso sostenibile del suolo e dalle soluzioni basate sulla natura, e da altre iniziative dell'UE (vedi Green Capitals e e Green Leaf).

In questa direzione, all'interno del "pacchetto" del Green Deal dell'UE, la Commissione UE ha pubblicato la nuova strategia sulla biodiversità verso il 2030, che riconosce che la perdita di biodiversità e il collasso degli ecosistemi sono una delle maggiori minacce che l'umanità dovrà affrontare nei prossimi anni (Commissione UE, 2020b). Inoltre, adottata nel cuore della pandemia di COVID-19, questa strategia pone l'attenzione sul fatto che la frammentazione e il degrado degli habitat e la proliferazione di mercati di animali vivi aumentano il rischio di passaggi di malattie dagli animali alle popolazioni umane (Corlett et al., 2020). L'ambizione della Commissione è garantire che entro il 2050 tutti gli ecosistemi del mondo siano ripristinati, resilienti e adeguatamente protetti in linea con l'Agenda 2030 per lo sviluppo sostenibile e con gli obiettivi dell'Accordo di Parigi sui cambiamenti climatici. Le soluzioni basate sulla natura e i servizi ecosistemici sono ben integrati nel documento, così come le sfide urbane e il ruolo della natura nella transizione verso la sostenibilità. Nello specifico, il paragrafo 2.2.8 è dedicato all'inverdimento delle aree urbane e periurbane con l'obiettivo di arrestare la perdita di ecosistemi urbani verdi. Secondo la strategia, le IVB e le soluzioni basate sulla natura dovrebbero essere sistematicamente integrate nella pianificazione urbana, nello sviluppo degli spazi pubblici, delle infrastrutture e della progettazione degli edifici e dei loro dintorni. In netto contrasto con la precedente strategia dell'UE sulla biodiversità, le città vengono finalmente riconosciute per il ruolo centrale che svolgono, o potrebbero svolgere, nella salvaguardia e nel miglioramento della biodiversità, spingendole a lavorare per la creazione di corridoi verdi e blu tra aree più ampie di territorio protetto. Inoltre, le città con una popolazione superiore a 20.000 cittadini "sono invitate a elaborare piani di inverdimento urbano, comprese misure volte a creare foreste, parchi e giardini urbani verdi e ricchi di biodiversità, fattorie urbane, tetti e pareti verdi, strade alberate, prati urbani e siepi. Dovrebbero inoltre eliminare l'uso di pesticidi e migliorare i collegamenti tra gli spazi verdi". Per faci-

litare questo lavoro, nel 2021 la Commissione ha istituito una piattaforma dell'UE per l'inverdimento urbano, nell'ambito di un nuovo "Accordo sulle città verdi" con le città e i sindaci. Anche se riconosce in modo eccellente il ruolo cruciale della natura nelle città, e nonostante un meccanismo di monitoraggio e revisione che definisce degli indicatori e dei sistemi di valutazione periodica dei progressi compiuti, la strategia per la biodiversità rimane un documento strategico e non vincolante, che potrebbe incontrare problemi nella sua applicazione a causa di un monitoraggio e di un follow-up insufficienti. La piena attuazione e applicazione della legislazione ambientale dell'UE è pertanto in capo agli stati membri che dovranno trovare sostegno politico e risorse finanziarie e umane sufficienti per implementarla.

Un altro tassello fondamentale rispetto alla conservazione della biodiversità in Europa è la cosiddetta Nature Restoration Law, approvata nel giugno 2024, che mira a ripristinare almeno il 20% delle terre e acque marine dell'UE entro il 2030 e tutti gli ecosistemi degradati entro il 2050. Include obiettivi specifici come il recupero di 25.000 km di fiumi, la protezione degli impollinatori e la piantumazione di 3 miliardi di alberi. All'interno di questo lavoro non verrà però presentata un'analisi specifica di questo documento in quanto approvato durante la stesura di questo capitolo; è importante però sottolineare che nonostante l'ambizione e il potenziale impatto positivo della Nature Restoration Law sulla biodiversità e la salute degli ecosistemi europei, il suo percorso di approvazione è stato lungo e complesso. Diversi Stati membri e gruppi di interesse hanno manifestato una forte opposizione, sollevando dubbi su costi e vincoli. La legge rappresenta comunque un passo importante verso un cambiamento sistemico. Tuttavia, sarà solo con l'elaborazione e l'attuazione dei piani nazionali di ripristino che si potrà valutare concretamente la fattibilità degli obiettivi.

### **2.3 Quadro di sintesi sul contesto politico attuale**

La storia degli accordi internazionali su clima, biodiversità e sviluppo sostenibile, dimostra che fin dai primi anni '70 le Nazioni Unite hanno riconosciuto la necessità di intervenire su modelli di sviluppo insostenibili, riconoscendo il ruolo dell'uomo nell'esaurimento delle risorse naturali e nell'inquinamento. Sin dalla dichiarazione di Stoccolma del 1972, il valore degli ecosistemi e degli ambienti naturali è stato riconosciuto come cruciale per la vita e il benessere umano. La maggior parte delle politiche esaminate in questo capitolo fanno riferimento alla natura come un elemento critico per il benessere umano e specifici SE sono menzionati in diverse politiche. Allo stesso tempo, il lavoro verso lo sviluppo di comunità urbane e non urbane che siano sostenibili nel tempo è diventato la priorità della Commissione Habitat delle Nazioni Unite e ha contribuito nel corso degli anni a responsabilizzare le città, le autorità locali e la società civile nel suo complesso. Il ruolo delle città come atto-

ri principali della transizione sostenibile è stato chiaramente riconosciuto a partire dalla redazione dell'Agenda 21 ed ha trovato il suo apice nel 2015 nell'integrazione dell'obiettivo 11 (città e comunità sostenibili) all'interno dei Sustainable Development Goals e con lo sviluppo della Nuova Agenda Urbana, un documento strategico, che non solo riconosce la necessità di rinaturalizzare e rendere più verdi le città, ma riconosce anche il ruolo della pianificazione urbana e territoriale come strumento cruciale in questa transizione.

L'Europa è spesso stata in prima linea nella definizione di politiche e strategie che salvaguardassero l'ambiente e le sue funzionalità e all'avanguardia in termini di politiche climatiche, giocando anche un ruolo molto importante nei tavoli dei negoziati internazionali. Nell'analisi delle politiche definite dalla Commissione Europea sul clima e la biodiversità emerge una grande consapevolezza rispetto al ruolo della natura e dei servizi ecosistemici per l'adattamento climatico e la conservazione degli ecosistemi, con accenni rilevanti anche nel quadro delle azioni di mitigazione climatica. L'obiettivo di raggiungere la neutralità climatica entro il 2050 e l'approvazione della Nature Restoration Law (2024) rappresentano due segnali di chiara volontà politica. Tuttavia, anche l'Unione Europea si trova oggi in un momento cruciale: pur ribadendo i suoi ambiziosi traguardi, questi sembrano scontrarsi con il rinnovato focus sull'industria, la riluttanza di molti governi nazionali e un contesto politico globale instabile. In un'epoca in cui gli effetti del cambiamento climatico sono sempre più tangibili e la società civile appare frammentata, diventa cruciale per la comunità internazionale e per l'unione europea ribadire con forza i propri obiettivi, derivanti da un lungo percorso di negoziati e crescenti consapevolezze, non cedendo il passo a pressioni politiche o economiche che rischiano di rallentare la transizione ecologica e climatica.

## ELENCO DEI RIFERIMENTI

Bader, C., Bieri, S., Wiesmann, U., & Heinimann, A. (2017). Is Economic Growth Increasing Disparities? A Multidimensional Analysis of Poverty in the Lao PDR between 2003 and 2013. *Journal of Development Studies*, 53(12), 2067–2085. <https://doi.org/10.1080/00220388.2016.1251587>

Bauer, A. M., & Ellis, E. C. (2018). The anthropocene divide: Obscuring understanding of social-environmental change. *Current Anthropology*, 59(2), 209–227. <https://doi.org/10.1086/697198>

Biggs, R., Schlüter, M., & Schoon, M. L. (2015). Principles for building resilience: Sustaining ecosystem services in social-ecological systems.

In *Principles for Building Resilience: Sustaining Ecosystem Services in Social-Ecological Systems*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781316014240>

Birch, E. L. (2016). A Midterm Report: Will Habitat III Make a Difference to the World's Urban Development? *Journal of the American Planning Association*, 82(4), 398–411. <https://doi.org/10.1080/01944363.2016.1216326>

Bouwma, I., Schleyer, C., Primmer, E., Winkler, K. J., Berry, P., Young, J., ... Vadineanu, A. (2017). Adoption of the ecosystem services concept in EU policies. *Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.1016/J.ECOSER.2017.02.014>

C40. (2020). *C40 Mayors' Agenda for a Green and Just Recovery - Global mayors COVID-19 recovery task force* (p. 43). p. 43.

Carson, R. [1962]. *Silent Spring*. Houghton Mifflin, United States.

Claeys, G., Tagliapietra, S., & Zachmann, G. (2019). How to make the European Green Deal work. *Bruegel Policy Contribution*, (No 14), 21.

Cohen, M. A. (2016). From Habitat II to Pachamama: a growing agenda and diminishing expectations for Habitat III. *Environment and Urbanization*, 28(1), 35–48. <https://doi.org/10.1177/0956247815620978>

Collentine, D., & Futter, M. N. (2018). Realising the potential of natural water retention measures in catchment flood management: trade-offs and matching interests. *Journal of Flood Risk Management*, 11(1), 76–84. <https://doi.org/10.1111/jfr3.12269>

Connelly, S. (2014). Local Agenda 21: International Council for Local Environmental Initiatives. In A. C. Michalos (Ed.), *Encyclopedia of Quality of Life and Well-Being Research* (pp. 3670–3673). [https://doi.org/10.1007/978-94-007-0753-5\\_1681](https://doi.org/10.1007/978-94-007-0753-5_1681)

Corlett, R. T., Primack, Richard B., Devictor, V., Maas, B., Goswami, Varun, R., Bates, A., ... Roth, R. (2020). Editorial - Impacts of the coronavirus pandemic on biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 246(January).

Costanza, R., de Groot, R., Braat, L., Kubiszewski, I., Fioramonti, L., Sutton, P., ... Grasso, M. (2017). Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

Cowling, R. M., Egoh, B., Knight, A. T., O'Farrell, P. J., Reyers, B., Rouget, M., ... Wilhelm-Rechman, A. (2008). An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(28), 9483–9488. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706559105>

Crutzen, P. J. (2002). Geology of mankind. *Nature*, 415(6867), 23. <https://doi.org/10.1038/415023a>

Cuevas, C. A., Maffezzoli, N., Corella, J. P., Spolaor, A., Vallenga, P., Kjær, H. A., ... Saiz-Lopez, A. (2018). Rapid increase in atmospheric iodine levels in the North Atlantic since the mid-20th century. *Nature Communications*, 9(1), 1–6. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-03756-1>

Daniel, T. C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J. W., Chan, K. M. A., ... Von Der Dunk, A. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(23), 8812–8819. <https://doi.org/10.1073/pnas.1114773109>

de la Fuente, B., Mateo-Sánchez, M. C., Rodríguez, G., Gastón, A., Pérez de Ayala, R., Colomina-Pérez, D., ... Saura, S. (2018). Natura 2000 sites, public forests and riparian corridors: The connectivity backbone of forest green infrastructure. *Land Use Policy*, 75(April), 429–441. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.002>

del Monte-Luna, P., Brook, B. W., Zetina-Rejón, M. J., & Cruz-Escalona, V. H. (2004). The carrying capacity of ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 13(6), 485–495. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00131.x>

Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazzarasa, I., & Marbà, N. (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, 3(11), 961–968. <https://doi.org/10.1038/nclimate1970>

Eggermont, H., Balian, E., Azevedo, J. M. N., Beumer, V., Brodin, T., Claudet, J., ... Le Roux, X. (2015). Nature-based solutions: New influence for environmental management and research in Europe. *Gaia*, 24(4), 243–248. <https://doi.org/10.14512/gaia.24.4.9>

ECC. (1957). European Economic Community- Traité Instituant La Communauté Économique Européenne. *Annuaire Européen / European Yearbook*, (150), 412–639. [https://doi.org/10.1007/978-94-015-3885-5\\_23](https://doi.org/10.1007/978-94-015-3885-5_23)

EU Commission. (2009). WHITE PAPER Adapting to climate change: Towards a European framework for action.

- EU Commission. (2013). *Green Infrastructure (GI) – Enhancing Europe’s Natural Capital*.
- EU Commission. (2013a). An EU Strategy on adaptation to climate change. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- EU Commission. (2013b). *Green Infrastructure (GI) – Enhancing Europe’s Natural Capital*.
- EU Commission. (2018). *COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT Adaptation preparedness scoreboard Country fiches Accompanying the document REPORT FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL on the implementation of the EU Strategy on adaptation to climate change*.
- EU Commission (2019a) EU Guidance on integrating ecosystem and their services into decision making: Commission Staff Working Document
- EU Commission (2019b) Review of progress on implementation of the EU green infrastructure strategy: Report from the Commission to the European parliament, the council, the European Economic and Social Committee and the Committee of Regions
- EU Commission. (2020). Natura 200 network: Retrieved from [https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm)
- EU Commission. (2020b). EU Biodiversity Strategy for 2030. COM(2020) 380 Final. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- EU Commission. (2020c). Proposal for a REGULATION OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL establishing the framework for achieving climate neutrality and amending Regulation (EU) 2018/1999 (European Climate Law). COM(2020) 80 Final, Vol. 0036, p. 25. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- EU Commission. (2020d). Stepping up Europe’s 2030 climate ambition Investing in a climate-neutral future for the benefit of our people. *Journal of Chemical Information and Modeling*.
- EU Council. (1992). Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora (OJ L 206 22.07.1992 p. 7). <https://doi.org/10.1017/cbo9780511610851.039>
- EU Council. (2019). The 8th Environment Action Programme - Turning the trends together. *Journal of Chemical Information and Modeling*, Vol. 2019, pp. 1–10. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- EU parliament. (2001). *Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council of 27 June 2001 on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment (OJ L 197 21.07.2001 p. 30)*. <https://doi.org/10.1017/cbo9780511610851.021>
- EU parliament. (2013). Decision No 1386/2013/EU of the European Parliament and of the Council of 20 November 2013 on a General Union Environment Action Programme to 2020 “Living well, within the limits of our planet.” *Official Journal of the European Union*. <https://doi.org/10.2779/57220>
- European Council. (1985). *Council Directive of 27 June 1985 on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment 85/33 7/EEC*. (L), 220–234. <https://doi.org/10.1680/ea.26124.bm01>
- Everett, T., Ishwaran, M., Ansaloni, G. P., & Rubin, A. (2010). *Economic Growth and the Environment - Defra Evidence and Analysis Series - paper 2*. <https://doi.org/10.3386/w14522>
- Falkner, R. (2016). The Paris agreement and the new logic of international climate politics. *International Affairs*, 92(5), 1107–1125. <https://doi.org/10.1111/1468-2346.12708>
- Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., De Groot, R., Farber, S., ... Balmford, A. (2008). Ecosystem services and economic theory: Integration for policy-relevant research. *Ecological Applications*, 18(8), 2050–2067. <https://doi.org/10.1890/07-1537.1>
- Forzieri, G., Feyen, L., Russo, S., Voudoukas, M., Alfieri, L., Outten, S., ... Cid, A. (2016). Multi-hazard assessment in Europe under climate change. *Climatic Change*, 137(1–2), 105–119. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1661-x>

- Geissdoerfer, M., Bocken, N. M. P., & Hultink, E. J. (2016). Design thinking to enhance the sustainable business modelling process – A workshop based on a value mapping process. *Journal of Cleaner Production*, 135, 1218–1232. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.020>
- Geijzendorffer, I. R., Cohen-Shacham, E., Cord, A. F., Cramer, W., Guerra, C., & Martín-López, B. (2017). Ecosystem services in global sustainability policies. *Environmental Science and Policy*, 74(January), 40–48. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.04.017>
- 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>
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2012.08.019>
- Gracia, A., Rangel-Buitrago, N., Oakley, J. A., & Williams, A. T. (2018). Use of ecosystems in coastal erosion management. *Ocean and Coastal Management*, 156, 277–289. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.07.009>
- Gupta, J. (2010). A history of international climate change policy. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 1(5), 636–653. <https://doi.org/10.1002/wcc.67>
- Holzinger, K., & Sommerer, T. (2014). EU Environmental Policy: Greening the World? In EU Policies in a Global Perspective: Shaping or Taking International Regimes? (pp. 111–129). <https://doi.org/10.4324/9781315867410>
- Hoorweg, D., Hosseini, M., Kennedy, C., & Behdadi, A. (2016). An urban approach to planetary boundaries. *Ambio*, 45(5), 567–580. <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0764-y>
- IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *IPCC, Geneva, Switzerland, 151 Pp.* [https://doi.org/10.1016/S0022-0248\(00\)00575-3](https://doi.org/10.1016/S0022-0248(00)00575-3)
- Jordan, A., & Voisey, H. (1998). The “Rio Process”: The politics and substantive outcomes of “Earth Summit II.” *Global Environmental Change*, 8(1), 93–97. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(97\)00024-1](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(97)00024-1)
- Kavalski, E., & Zolkos, M. (2016). The recognition of nature in international relations. *Recognition and Global Politics: Critical Encounters Between State and World*, 139–155. <https://doi.org/10.7228/manchester/9781784993337.003.0008>
- Kleinert, S., & Horton, R. (2016). Urban design: an important future force for health and wellbeing. *The Lancet*, 388(10062), 2848–2850. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(16\)31578-1](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(16)31578-1)
- Leal-Arcas, R., & Carafa, L. (2014). Road to Paris COP21: Towards Soft Global Governance for Climate Change? *Renewable Energy Law and Policy Review*, 5(2), 128–133.
- Lenton, T. M., & Williams, H. T. P. (2013). On the origin of planetary-scale tipping points. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(7), 380–382. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.06.001>
- Milcu, A. I., Hanspach, J., Abson, D., & Fischer, J. (2013). Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research. *Ecology and Society*, 18(3). <https://doi.org/10.5751/ES-05790-180344>
- Millenium Ecosystem Assessent. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-484-0\\_1](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-484-0_1)
- Mysiak, J., Castellari, S., Kurnik, B., Swart, R., Pringle, P., Schwarze, R., ... Van Der Linden, P. (2018). Brief communication: Strengthening coherence between climate change adaptation and disaster risk reduction. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, 18(11), 3137–3143. <https://doi.org/10.5194/nhess-18-3137-2018>
- Newman, P. A., Oman, L. D., Douglass, A. R., Fleming, E. L., Frith, S. M., Hurwitz, M. M., ... Velders, G. J. M. (2009). What would have happened to the ozone layer if chlorofluorocarbons (CFCs) had not been regulated? *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(6), 2113–2128. <https://doi.org/10.5194/acp-9-2113-2009>

- Nicholson, E., MacE, G. M., Armsworth, P. R., Atkinson, G., Buckle, S., Clements, T., ... Milner-Gulland, E. J. (2009). Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology*, 46(6), 1139–1144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01716.x>
- Parnell, S. (2016). Defining a Global Urban Development Agenda. *World Development*, 78, 529–540. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.10.028>
- Raymond, C. M., Pam, B., Breil, M., Nita, M. R., Kabisch, N., de Bel, M., ... Calfapietra, C. (2017). An Impact Evaluation Framework to Support Planning and Evaluation of Nature-based Solutions Projects. Report prepared by the EKLIPSE Expert Working Group on Nature-based Solutions to Promote Climate Resilience in Urban Areas. In *EKLIPSE*.
- Robert, L. (1980). Carrying capacity- understanding our biological limitations. *Humboldt Journal of Social Relations*, Spring / Summer 1980, Vol. 7, No. 2 Published by : Department of Sociology, Humboldt State University Sta. 7(2), 55–70.
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K., Persson, Å., Chapin, F. S., Lambin, E., ... Foley, J. (2009). Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity. *Ecology and Society*, 14(2). <https://doi.org/10.5751/ES-03180-140232>
- Sancassiani, W. (2005). Local agenda 21 in Italy: An effective governance tool for facilitating local communities' participation and promoting capacity building for sustainability. *Local Environment*, 10(2), 189–200. <https://doi.org/10.1080/1354983052000330770>
- Satterfield, T., Gregory, R., Klain, S., Roberts, M., & Chan, K. M. (2013). Culture, Intangibles and metrics in environmental management. *Journal of Environmental Management*, 117, 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.033>
- Smardon, R. C. (2008). A comparison of Local Agenda 21 implementation in North American, European and Indian cities. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 19(1), 118–137. <https://doi.org/10.1108/14777830810840408>
- Soroos, M. S. (2001). Global Climate Change and the Futility of the Kyoto Process. *Global Environmental Politics*, Vol. 1, pp. 1–9. <https://doi.org/10.1162/152638001750336541>
- Steffen, W., Rockström, J., Richardson, K., Lenton, T. M., Folke, C., Liverman, D., ... Schellnhuber, H. J. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 201810141. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- Sterner, T., Barbier, E. B., Bateman, I., van den Bijgaart, I., Crépin, A. S., Edenhofer, O., ... Robinson, A. (2019). Policy design for the Anthropocene. *Nature Sustainability*, 2(1), 14–21. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0194-x>
- Strahan, S. E., & Douglass, A. R. (2018). Decline in Antarctic Ozone Depletion and Lower Stratospheric Chlorine Determined From Aura Microwave Limb Sounder Observations. *Geophysical Research Letters*, 45(1), 382–390. <https://doi.org/10.1002/2017GL074830>
- Streck, C. (2020). The mirage of Madrid: elusive ambition on the horizon. *Climate Policy*, 20(2), 143–148. <https://doi.org/10.1080/14693062.2020.1726564>
- Tonami, A., & Mori, A. (2007). Sustainable development in Thailand: Lessons from implementing local agenda 21 in three cities. *Journal of Environment and Development*, 16(3), 269–289. <https://doi.org/10.1177/1070496507306223>
- Trémolet S. et al. (2019). Investing in Nature for Europe Water Security. The Nature Conservancy, Ecologic Institute and ICLEI. London, United Kingdom
- UN. (2016). *New urban agenda - Habitat III*.
- UNEP. (2010). *The Strategic Plan for Biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets*. (October 2010), 493–499. [https://doi.org/10.1007/978-90-481-9659-3\\_119](https://doi.org/10.1007/978-90-481-9659-3_119)
- UNFCCC. (1997). *UNITED NATIONS Kyoto Protocol*. 1–24.
- United nations. (1987). Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer Mon-

treat, 16 September 1987. *United Nations Treaty Collection*, C(September).

United Nations. (1996). *Report of the United Nations Conference on Human Settlements (Habitat III)*. <https://doi.org/10.3828/twpr.18.2.31j73k7581432t10>

United Nations. (1948). *United Nations Human Rights Declaration*.

United Nations. (1972). United Nations Conference on the Human Environment [UNCHE]. Stockholm Declaration: A/CONF.48/14/Rev.1. *Report of the United Nations Conference on the Human Environment*, (June), 77.

United Nations. (1992a). *Convention on Biological Diversity*. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384719-5.00418-4>

United Nations. (1992b). *Report of the United Nations Conference on Environment and Development: Rio Declaration on Environment and Development*.

United Nations. (1992c). *UN Conference on Environment and Development Rio de Janeiro, Brazil, 3 to 14 June 1992 - Agenda 21*. 6(June), 47–54. <https://doi.org/10.4135/9781412971867.n128>

United Nations. (1992d). *United Nations Framework Convention on Climate Change*.

United Nations. (2015a). *Millennium Development Goals Report*. (June), 1.

United Nations. (2015b). *Paris Agreement*.

United Nations. (2015c). *Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015 - Tran-*

*sforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. <https://doi.org/10.1163/157180910X12665776638740>

United Nations. (2020). *The sustainable development goals report 2020*. [https://doi.org/10.29171/azu\\_acku\\_pamphlet\\_k3240\\_s878\\_2016](https://doi.org/10.29171/azu_acku_pamphlet_k3240_s878_2016)

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*, 15, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>

Wallace, K. J. (2007, October 1). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, Vol. 139, pp. 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>

Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities “just green enough.” *Landscape and Urban Planning*. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>

Wood, S. L. R., Jones, S. K., Johnson, J. A., Brauman, K. A., Chaplin-Kramer, R., Fremier, A., ... DeClerck, F. A. (2018). Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals. *Ecosystem Services*, 29, 70–82. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.010>

World Commission on Environment and Development. (1987). *The Brundtland Report: “Our Common Future.”* <https://doi.org/10.1080/074880088080408783>

### 3. I SERVIZI ECOSISTEMICI NELLA PIANIFICAZIONE URBANA: INQUADRAMENTO CONCETTUALE E METODOLOGICO

#### 3.1 La natura in città: concetti e definizioni

Il verde urbano ha assunto nel tempo significati, funzioni e configurazioni diverse, riflettendo visioni mutevoli della città, della natura e del benessere collettivo. Sebbene non si possa affermare che il verde fosse assente o non pianificato nelle città prima dell'Ottocento – basti pensare ai giardini rinascimentali, ai viali alberati o agli orti monastici – è nel XIX secolo che esso torna al centro del dibattito urbanistico, in risposta alla crescente densificazione urbana e alla conseguente perdita di contatto diretto con la natura. In questa fase storica emergono approcci fortemente orientati alla creazione di sistemi ed ecosistemi verdi, come parchi pubblici, boulevards alberati, giardini operai e orti urbani, concepiti non solo come elementi decorativi o di svago, ma anche come dispositivi funzionali alla salute pubblica, all'ordine sociale e alla qualità della vita.

Ciò che segue non intende fornire una ricostruzione esaustiva della storia della pianificazione del verde urbano, ma proporre una selezione significativa di esempi che evidenziano come, in un panorama più ampio, il verde sia stato considerato sempre più un componente strutturale e imprescindibile della città moderna. Che poi, nel corso del tempo, le pratiche urbanistiche si siano in parte discostate da queste visioni originarie, privilegiando spesso logiche di frammentazione o di marginalità del verde, è un tema che verrà anch'esso discusso nei paragrafi successivi.

Nella seconda metà del '800, l'origine del concetto di greenway è comunemente attribuita a Frederick Law Olmsted, che per primo presentò il progetto del nuovo Central Park di New York (1858) (Fig. 3-1), con l'esplicito scopo di "riportare un po' di natura" in città. Olmsted progettò *"uno spazio ampio e aperto con un prato verde pulito, sufficiente gioco di superficie e un numero sufficiente di alberi in grado di fornire una varietà di luci e ombre. Vogliamo una profondità del bosco sufficiente non solo per il comfort durante stagione calda, ma per escludere completamente la città dal nostro paesaggio visivo. Questi sono gli elementi distintivi di quello che propriamente viene detto parco [...] Il parco dovrebbe, per quanto possibile, completare la città"*. (Olmsted, 1870).

Anche in Europa, a partire dall'inizio del XIX secolo, la necessità di avvicinare le persone allo spazio aperto naturale divenne centrale nel Piano di Londra di Loudon (1829) (Fig.



Figura 3-1 "Greensward", piano generale di Olmsted e Vaux per il Central Park di New York, 1858

3-2) che affermava che *"non ci dovrebbe mai essere un abitante che si trovi a più di mezzo miglio da una situazione aperta e ariosa, in cui è libero di camminare e cavalcare, e in cui possa trovare ogni modo di divertimento, svago, intrattenimento e istruzione"*.

Sulla stessa linea, alla fine dell'Ottocento, Howard sviluppò per primo il concetto di Città Giardino largamente sviluppato nel libro *"Le città giardino di domani"* (Howard, 1902) (Fig. 3-3), che descrive città più sane dove la popolazione vive a più stretto contatto con la natura.

Poi, a partire dai concetti di Greenbelts (Mumford, 1961), dalla metà del XX secolo l'idea di includere e/o aumentare le caratteristiche naturali della città, riconoscendo il ruolo ricreativo delle aree verdi e della natura all'interno degli insediamenti urbani, si diffuse in tutta l'area settentrionale del globo. Alla fine degli anni '90 l'idea di greenways (Kühn, 2003) e corridoi ecologici e faunistici (Soulé, 1991), che attraversano la



Figura 3-2 Piano di Londra, Loudon, 1829

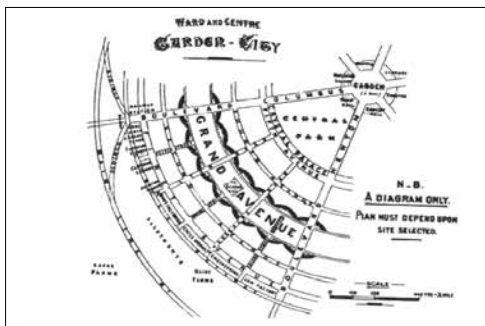


Figura 3-3 Garden City Howard 1892

città per preservare l'habitat e facilitare la mobilità lenta, è cresciuta nel Nord America e nei paesi europei. Gli obiettivi principali di queste nuove infrastrutture si riferivano al tentativo di contenere e combattere l'espansione urbana, alla necessità di migliorare le opportunità ricreative e di mobilità per i cittadini (European Greenways Association, 2000) e alla possibilità di ridurre la frammentazione degli habitat fornendo spazi verdi e sicuri per tutte le specie (Soulé, 1991). Dall'inizio degli anni 2000 vari concetti si sono evoluti per riferirsi alla natura urbana e al suo ruolo all'interno degli insediamenti urbani, e i dibattiti scientifici intorno a questi temi sono cresciuti in modo incrementale (Chatzimontor, et al., 2020; Escobedo et al. 2019). La necessità di trovare nuove soluzioni alle sfide urbane e le questioni sollevate riguardanti l'inquinamento, il degrado degli ecosistemi e la qualità della vita degli abitanti delle città hanno spostato l'attenzione dalle funzioni ornamentali e meramente ricreative di inverdimento verso l'idea di ecosistemi urbani multifunzionali. L'idea di valutare i benefici che la natura offre all'umanità in aree urbane, e non, si è diffusa con l'introduzione del termine servizi ecosistemici nel 1997 (Costanza et al., 1997), e poi con il suo riconoscimento internazionale attraverso il Millennium Ecosystem Assessment nel 2005 (MEA, 2005). Il quadro dei servizi ecosistemici ha innanzitutto fornito i metodi e gli indicatori per quantificare i benefici che gli ecosistemi forniscono agli esseri umani e ha aperto un enorme dibattito su come pianificare, progettare, gestire e valutare gli ecosistemi in tutto il mondo (Galler et al. 2016, Lennon et al. 2014).

Per quanto riguarda le aree urbane, il riconoscimento dell'importanza dei servizi ecosistemici è cresciuto nel tempo nella produzione scientifica (Haase et al., 2014), ma ha guadagnato solo recentemente una crescente attenzione nel dibattito politico e nel quadro normativo. Allo stesso tempo, negli ultimi decenni sono state utilizzate diverse terminologie e concetti per definire metodi, strumenti e soluzioni che coinvolgono la progettazione della natura per affrontare un'ampia gamma di sfide e per migliorare il benessere e la salute degli esseri umani. La Tabella 3-1 riassume, in modo non esaustivo, le principali definizioni e le relative caratteristiche in termini di scala,

<b>Termine/Concetto</b>	<b>Definizione</b>	
<b>Cinture verdi</b>	La nozione di paesaggio come separatore tra città e hinterland si riferisce alla concezione medievale riguardante la contraddizione tra città e campagna (Mumford, 1961)	
<b>Greenway</b>	Vie di trasporto dedicate al traffico leggero non motorizzato (T. Turner, 2006); Via di comunicazione che è stata sviluppata a fini ricreativi e/o per effettuare le necessarie escursioni giornaliere (...) (Associazione europea delle vie verdi, 2000).	
<b>Corridoi ecologici e faunistici</b>	Un mezzo per combattere la frammentazione degli habitat, fornendo spazi verdi e sicuri che collegano diversi habitat tra loro (Soulé, 1991)	
<b>Adattamento basato sugli ecosistemi</b>	Le politiche e le misure di adattamento che tengono conto del ruolo dei servizi ecosistemici nel ridurre la vulnerabilità della società ai cambiamenti climatici, in un approccio multisettoriale e multiscala. (Vignola et al., 2009).	
<b>Misure naturali di ritenzione idrica</b>	Le misure naturali di ritenzione idrica sono misure che mirano a salvaguardare e migliorare il potenziale di stoccaggio dell'acqua del paesaggio, del suolo e delle falde acquifere, ripristinando gli ecosistemi, le caratteristiche naturali e le caratteristiche dei corsi d'acqua e utilizzando processi naturali. Sostengono le infrastrutture verdi contribuendo a obiettivi integrati che riguardano la conservazione e il ripristino della natura e della biodiversità (Commissione europea, 2012)	
<b>Capitale Naturale</b>	Il capitale naturale è lo stock di parti viventi e non viventi del sistema naturale che direttamente e indirettamente produce benefici agli esseri umani (Nesshöver et al., 2017)	
<b>Foresta urbana</b>	La Foresta Urbana è la rete che comprende tutti i boschi, i gruppi di alberi e i singoli alberi situati in aree urbane e periurbane (es. alberi stradali, resti e foreste piantate, alberi individuali pubblici e privati) (Escobedo et al., 2019).	
<b>Infrastrutture verdi e blu</b>	Una rete strategicamente pianificata e gestita, spazialmente interconnessa, di elementi verdi e blu multifunzionali naturali, seminaturali e artificiali, tra cui terreni agricoli, corridoi verdi, parchi urbani, riserve forestali, zone umide, fiumi, ecosistemi costieri e altri ecosistemi acquatici (Commissione europea, 2013)	
<b>Servizi ecosistemici</b>	I servizi ecosistemici sono le caratteristiche, le funzioni o i processi ecologici che contribuiscono direttamente o indirettamente al benessere umano: cioè, i benefici che le persone traggono dal funzionamento degli ecosistemi (Costanza et al., 1997).	
<b>Soluzioni basate sulla natura</b>	Le NBS sono soluzioni ispirate e supportate dalla natura, che sono efficaci in termini di costi, forniscono contemporaneamente benefici ambientali, sociali ed economici e aiutano a costruire la resilienza. Tali soluzioni introducono nelle città, nei paesaggi e nei paesaggi marini una natura e più diversificata, attraverso interventi sistemici, efficienti sotto il profilo delle risorse e adattati a livello locale. (Commissione europea, 2015)	

Tabella 3-1 Panoramica non esaustiva dei concetti più utilizzati per caratterizzare la presenza della natura nelle città (Elaborazione dell'autrice basata su Ahern, 1995 e Nessshover et. al, 2017)

Scala (Edilizia, Urbanistica, Regionale, Nazionale, Europea)	Fase del progetto (Pianificazione, attuazione, monitoraggio, valutazione, valutazione)	Funzione dichiarata (Ecologico, Sociale, Mobilità, Economico, Sanitario)
Urbano	Pianificazione Implementazione	Sociale
Urbano Regionale	Pianificazione Implementazione	Mobilità e trasporti, Sociale
Urbano. regionale	Pianificazione, attuazione	Ecologico – in termini di frammentazione degli habitat e perdita di biodiversità
Urbano, regionale, nazionale	Pianificazione	Ecologico – in termini di adattamento ai cambiamenti climatici
Edifici urbani regionali	Implementazione	Ecologico – in termini di conservazione e ripristino degli ecosistemi, biodiversità e gestione del rischio
Urbano, regionale, nazionale, europeo	Monitoraggio, valutazione e valutazione	N/A
Urbano	Pianificazione, attuazione	Ecologico
Edifici urbani, regionali, nazionali	Pianificazione, attuazione	Ecologico, Sociale, Mobilità, Economico, Sanitario
Urbano, Regionale, Nazionale, Europeo	Pianificazione, monitoraggio, valutazione e valutazione	Ecologico, Sociale, Economico, Sanitario
Urbano, Regionale	Pianificazione, attuazione	Ecologico, Sociale, Economico, Sanitario

fasi di progetto e funzioni dei termini più comuni riguardanti la natura nelle città. A partire dalla prossima sezione, questo lavoro si concentrerà sui Servizi Ecosistemici (SE), sulle Infrastrutture Verdi e Blu (IVB) e sulle Soluzioni Basate sulla Natura (NBS) come i concetti più rilevanti per la pianificazione urbana.

### **3.2 Le infrastrutture verdi e blu, i servizi ecosistemici, e soluzioni basate sulla natura**

Da anni, gli studi attinenti al campo dell'ecologia urbana cercano di superare il classico divario tra natura e città, fondendo la scienza degli ecosistemi con le intuizioni della pianificazione urbana e portando all'idea di città come sistemi socio-ecologici accoppiati e complessi (Childers et al., 2015; Dearing et al., 2014; McPhearson et al., 2016a; Niemelä & McDonnell, 2013). A partire da questa comprensione, i confini tra le città e gli ecosistemi si fondono e si amalgamano, così come il flusso dei loro servizi e i limiti tra le aree urbane e gli spazi verdi annidati al loro interno.

Nell'ambito di questo lavoro, quando parleremo di verde in città ci riferiremo principalmente alle Infrastrutture Verdi e Blu (IVB), ai Servizi Ecosistemici (SE) ed alle Nature-Based Solutions (NBS). Nei prossimi paragrafi verranno delineate brevemente le caratteristiche, le affinità e le differenze tra questi tre termini per chiarire i concetti che poi saranno utilizzati in tutto il volume.

#### *3.2.1 Infrastrutture Verdi e Blu (IVB)*

Le infrastrutture verdi e blu (IVB) sono state identificate negli ultimi decenni come una delle soluzioni più interessanti e promettenti per raggiungere la sostenibilità. Una delle prime definizioni di IVB è stata data dal Conservation Fund (2004) delineandole come *“la rete interconnessa di aree naturali e seminaturali, caratteristiche e spazi verdi che supportano le specie autoctone, mantengono i processi ecologici naturali nelle aree rurali e urbane e contribuiscono alla salute e alla qualità della vita degli esseri umani”* (The Conservation Fund, 2004).

Con la stessa visione e gli stessi obiettivi, la Commissione europea ha proposto nel 2013 la strategia sulle infrastrutture verdi per migliorare il capitale naturale europeo. Nell'ambito di questa strategia, le IVB sono definite come *“una rete strategicamente pianificata di aree naturali e semi-naturali con altre caratteristiche ambientali progettate e gestite per fornire un'ampia gamma di servizi ecosistemici come la purificazione dell'acqua, la qualità dell'aria, lo spazio per la ricreazione e la mitigazione e l'adattamento ai cambiamenti climatici. Questa rete di spazi verdi (terra) e blu (acqua) può migliorare le condizioni ambientali e quindi la salute e la qualità della vita dei cittadini. Sostengono inoltre un'economia verde, creano opportunità di lavoro e migliorano la biodiversità. La rete Natura 2000 costituisce la spina dorsale dell'infrastruttura verde dell'UE”* (Commissione europea, 2013)

Secondo Mazza 2011, i principali elementi delle infrastrutture verdi in città sono: Parchi, giardini, piccoli boschi, bordi erbosi, muri e tetti verdi, Sistemi di Drenaggio Urbano Sostenibile (SUDS), campi scolastici, cimiteri, orti, alberi stradali, stagni (Mazza et al., 2011). Questa definizione non include gli spazi blu, come laghi e stagni, fiumi, canali, estuari, delta ed ecosistemi costieri che spesso fanno parte dei confini delle città (Pauleit et al., 2019). Il progetto GREENSURGE (FP7 GA: 603567) ha definito le IVB non solo in termini di caratteristiche ed elementi che le compongono, ma ha suddivise in base alla tipologia, dividendoli in otto raggruppamenti di verde urbano. Tali gruppi considerano sia gli elementi naturali che gli elementi misti naturali e artificiali: Spazi verdi privati, commerciali, industriali e istituzionali – spazi verdi connessi con l'infrastruttura grigia

- Verde lungo la riva del fiume
- Parchi e attività ricreative
- Orti e orti comunitari
- Terreni agricoli
- Aree naturali, seminaturali e selvatiche

### 3.2.2 I servizi ecosistemici e il modello a cascata

La concettualizzazione dell'idea che gli ecosistemi forniscono agli esseri umani una serie di benefici e servizi specifici ha raggiunto un riconoscimento mondiale con il Millennium Ecosystem Assessment, 2005. La definizione che ne è scaturita riassume la concezione 'antropocentrica' del termine, affermando che i Servizi Ecosistemici (SE) *'sono le caratteristiche, le funzioni o i processi ecologici che contribuiscono direttamente o indirettamente al benessere umano: cioè, i benefici che le persone traggono dal funzionamento degli ecosistemi'* (Valutazione dell'ecosistema del millennio, 2005). Da quel momento la ricerca e le pratiche sulla potenziale implementazione di un quadro così ampio sono cresciute in modo significativo. Il Millennium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), l'iniziativa globale Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2010) e l'Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) hanno portato il concetto in ambiti più ampi di ricerca e pianificazione. In generale, i SE sono classificati in quattro categorie principali: approvvigionamento, regolazione, servizi culturali e di supporto o habitat (MEA, 2005; TEEB, 2010):

1. I SE di approvvigionamento comprendono tutti i processi e le strutture ecologiche che sono alla base della creazione di materiali ed elementi cruciali per la vita umana, come il cibo, l'acqua dolce o le risorse medicinali. Includono anche sostanze minerali e non minerali o proprietà ecosistemiche utilizzate per la nutrizione, i materiali o l'energia.

2. I SE di regolazione si riferiscono alla capacità degli ecosistemi di regolare o moderare l'ambiente e i suoi processi, compresa la regolazione del clima, la moderazione degli eventi estremi, la prevenzione dell'erosione o il controllo biologico. La regolamentazione dei SE è quindi fondamentale per le strategie di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici.
3. I Servizi Ecosistemici Culturali (SEC) sono i prodotti immateriali degli ecosistemi che influenzano gli stati fisici e mentali delle persone, ad esempio attraverso l'esperienza spirituale, la ricreazione fisica e culturale, l'apprezzamento estetico e l'educazione ambientale.
4. I SE di supporto o habitat sono definiti come i processi e le funzioni ecologiche necessari per produrre i precedenti servizi ecosistemici, compreso l'habitat per le specie e il mantenimento della diversità genetica.

Il MEA e la successiva letteratura sui servizi ecosistemici (Costanza 2008; Fisher et al., 2009; Kandziara et al. 2013; Wallace 2007) hanno sviluppato diversi quadri concettuali ed empirici che hanno portato a varie interpretazioni e applicazioni dei servizi ecosistemici (La Notte et al., 2017). Tra le diverse definizioni, la Classificazione Internazionale Comune dei Servizi Ecosistemici (CICES), proposta dall'Agenzia Europea dell'Ambiente, è diventata un importante quadro di riferimento per la ricerca sui servizi ecosistemici (Maes et al., 2013). I processi e le relazioni che contribuiscono a generare i SE sono stati studiati a fondo negli ultimi venti anni e la maggior parte della letteratura sui servizi ecosistemici a cui ci riferiamo ora si basa ed è in qualche modo influenzata dal quadro a cascata proposto da Haines-Young & Potschin (Haines-Young & Potschin, 2016; Potschin & Haines-Young, 2011). Il quadro a cascata dei SE collega i sistemi naturali agli elementi del benessere umano, seguendo uno schema simile a una catena di produzione: dalle strutture e dai processi ecologici generati dagli ecosistemi, ai servizi e ai benefici eventualmente derivati dall'uomo. Il modello a cascata dei SE sviluppato da Haines-Young & Potschin è costituito da cinque elementi principali: i. *Struttura degli ecosistemi*, ii. *processi (o funzioni)*, iii. *servizi ecosistemici*, iv. *benefici e valori*. La struttura dell'ecosistema comprende tutti gli elementi abiotici e biotici di un ecosistema e, all'interno delle aree urbane, rappresenta il capitale naturale incorporato nelle infrastrutture verdi e blu esistenti. I processi o le funzioni dell'ecosistema definiscono il potenziale o la capacità di un ecosistema di fornire SE. I servizi ecosistemici stessi sono quindi descritti come il flusso di benefici che dall'ecosistema raggiunge le persone, mentre i benefici e i valori descrivono la percezione e l'apprezzamento umano dei SE (de Groot et al. 2010, TEEB, 2010).

Il framework sviluppato da Gómez-Baggethun et al. 2014 nell'ambito del progetto OpenNESS (Fig.3-4) ha ben integrato il modello a cascata dei SE all'interno dell'idea di città come sistema socio-ecologico adattivo complesso, definendo il lato dell'offerta come le strutture biofisiche degli ecosistemi e le sue funzioni correlate, e collegandolo al lato della domanda, costituito dai sistemi sociali, attraverso il flusso dei

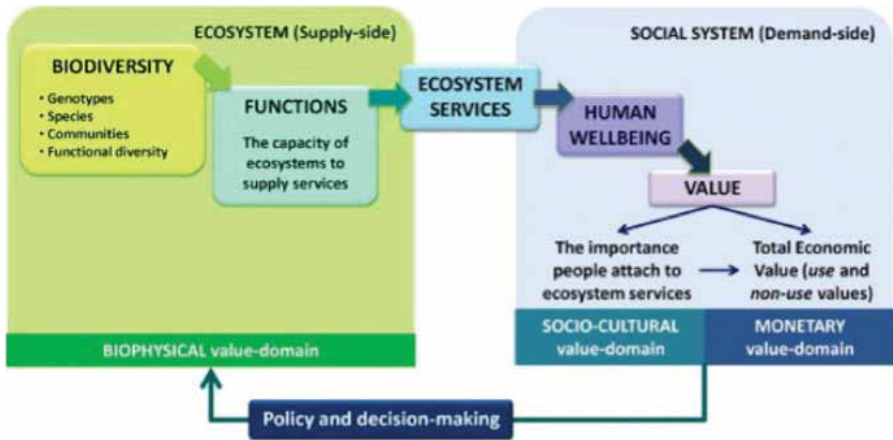


Figura 3-4 EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.1., Gómez-Baggethun, E., B. et al, 2014

servizi ecosistemici. Il 'valore' che diamo ai SE può derivare dunque sia da una valutazione socio-culturale che da una stima economico/monetaria dei benefici generati. Questo framework (Fig. 3-4) è particolarmente interessante, inoltre, perché introduce il processo decisionale come una componente cruciale che deriva e può essere influenzata dal sistema sociale [domanda] ma è in grado di condizionare il sistema ecologico [fornitura]. L'attuazione di questo approccio presuppone dunque un'ampia comprensione delle relazioni tra offerta, capacità, flusso e domanda di SE per permettere l'elaborazione di politiche processi decisionali informati (Crossman et al., 2013; Schröter et al., 2014; Villamagna, Angermeier, & Bennett, 2013).

All'interno delle aree urbane, mentre l'offerta di SE è costituita per lo più dalla biodiversità (Gómez-Baggethun et al. 2014) e la struttura degli ecosistemi (Potschin e Haines-Young 2011), la capacità può essere definita come "il potenziale dell'ecosistema di fornire SE sulla base delle sue strutture, processi e funzioni nell'ambito dell'attuale gestione dell'ecosistema". Viene invece inteso il flusso come "i SE effettivamente ricevuti, utilizzati o vissuti dalle persone", e la domanda come "la quantità di un servizio richiesto o desiderato dalla società" (Villamagna et al., 2013). Comprendere la capacità, il flusso reale di benefici e l'effettiva domanda da parte dei cittadini aiuterebbe i responsabili politici e decisionali a pianificare e progettare meglio le IVB in base alle reali e differenti esigenze della popolazione (Lennon and Scott, 2014).

### 3.2.3 Soluzioni basate sulla natura o Nature-based solutions (NBS)

Uno dei primi riferimenti specifici al termine soluzioni basate sulla natura (NBS) si trova alla fine degli anni 2000 in un rapporto della Banca Mondiale incentrato sulle

soluzioni per mitigare e adattarsi ai cambiamenti climatici (MacKinnon et al., 2008). In questo rapporto, l'attenzione è principalmente focalizzata sulla natura, mentre la conservazione della biodiversità e l'ambiente urbano sono a malapena menzionati. Il concetto, inizialmente, non differisce di molto dalle precedenti definizioni di IVB. Nel 2015 la Commissione europea ha istituito un gruppo di esperti sulle soluzioni basate sulla natura e sulla rinaturalizzazione delle città, con lo scopo di delineare una relazione tecnica per aprire la strada a un flusso dedicato di finanziamenti nell'ambito dei programmi di ricerca ed innovazione Horizon2020 e Horizon Europe. Sulla base di questa relazione, nel 2016 la Commissione europea ha proposto la seguente definizione: 'Le NBS sono soluzioni ispirate e supportate dalla natura, che sono efficaci in termini di costi, forniscono contemporaneamente benefici ambientali, sociali ed economici e aiutano a costruire la resilienza. Tali soluzioni introducono nelle città, nei paesaggi terrestri e nei paesaggi marini una natura più diversificata, attraverso interventi sistemici, efficienti sotto il profilo delle risorse e adattati a livello locale' (Commissione europea, 2015).

L'anno successivo anche la International Union for the Conservation of Nature (IUCN, 2016), ha identificato le NBS come una delle possibili strategie per affrontare le sfide sociali, definendole come "azioni per proteggere, gestire in modo sostenibile e ripristinare gli ecosistemi naturali o modificati, che affrontano le sfide sociali in modo efficace e adattivo, fornendo contemporaneamente benessere umano e benefici per la biodiversità" (Cohen-Shacham et al., 2016). All'interno di questa definizione, il ruolo delle NBS come soluzioni a sfide pre-identificate all'interno delle città assume una forte rilevanza. L'introduzione del concetto di NBS nella scienza, nelle politiche e nelle pratiche, a causa dell'ampio inquadramento delle sue definizioni, può apparire vago e i collegamenti con concetti preesistenti possono essere poco chiari (Nesshöver et al., 2017). È quindi molto importante chiarire l'uso della diversa terminologia e il modo in cui il concetto di NBS si basa e supporta altri concetti strettamente correlati, come SE e IVB. IN questo lavoro le NBS vengono considerate come parte integrante delle IVB urbane, ma includono alcune precondizioni leggermente e nello specifico possono considerarsi:

1. Nuove alternative, soluzioni e processi che guardando alla natura come sistema da cui prendere esempio, per cui le NBS implicano *l'applicazione innovativa della conoscenza della natura, ispirata e supportata dalla natura, e mantengono e valorizzano il capitale naturale. Sono risposte positive alle sfide sociali e possono avere il potenziale per soddisfare contemporaneamente gli obiettivi ambientali, sociali ed economici* (Commissione europea, 2016).
2. Intrinsecamente multifunzionali per definizione. La loro definizione incorpora un approccio trans-settoriale, trans e multidisciplinare e guarda alle città come a sistemi socio-ecologici complessi, con fattori di cambiamento intrinseci ed esterni (clima, fattori ambientali, sociali ed economici)

### 3.3 Il ruolo del verde per la sostenibilità e la resilienza delle città

#### 3.3.1 Sostenibilità urbana e resilienza

La sostenibilità comprende, per definizione, tre sfere interconnesse: economica, sociale e ambientale che non devono competere ma piuttosto collaborare per un futuro sostenibile. Tuttavia, quando la sostenibilità è abbinata al termine sviluppo, il rischio è che l'attenzione generale si sposti sullo sviluppo economico piuttosto che sulla sostenibilità complessiva (Verma & Raghubanshi, 2018) e che la sfera sociale e quella ambientale vengano lasciate separate, prosciugando la capacità rigenerativa e di carico della terra ed esasperando l'ingiustizia e le disuguaglianze nella sfera sociale. L'idea di fondo che la crescita economica debba essere ricercata per migliorare la qualità della vita umana rischia di lasciare il benessere sociale e la sostenibilità ambientale in secondo piano.

La sfera ambientale e quella sociale sono quindi spesso mal posizionate tra le priorità dello sviluppo sostenibile. Le teorie della decrescita hanno affermato che la qualità della vita può essere sostenibile senza una crescita economica costante, se si applicasse un uso cosciente e razionale delle risorse, sia all'interno delle città e degli ecosistemi che, più globalmente, tra i paesi (Kallis et al., 2018). Se applicata alle città, la sostenibilità può essere vista come un approccio per utilizzare razionalmente le risorse in modo da rimanere al di sotto *la capacità di carico dei loro ecosistemi di supporto, garantendo nel contempo una capacità di sostenere la vita, le pratiche sociali e la qualità della vita, in una maniera ritenuta accettabile dai membri attuali e futuri di un sistema sociale come una città* (Romero-Lankao et al., 2016b).

Garantire in futuro una distribuzione equa dei benefici tra i cittadini e le cittadine contribuirebbe in larga misura alle tre sfere della sostenibilità urbana. I concetti di giustizia ambientale e climatica (Ikeme, 2003; Romero-Lankao et al., 2016b) mettono al centro del dibattito i diritti ad utilizzare le risorse naturali, a beneficiare dei servizi ecosistemici, ma allo stesso tempo a deteriorare gli ecosistemi ed emettere sostanze inquinanti. Allo stesso tempo, aprono una discussione su chi è più colpito dall'uso non sostenibile delle risorse e dalle sue conseguenze, chi dovrebbe essere responsabile di migliorare tali impatti e ridurre i rischi ambientali e chi sono i vinti e i vincitori delle scelte politiche messe in campo a livello internazionale, regionale e locale. Come accennato in precedenza nel Capitolo 2, i principi di giustizia ambientale e climatica sono applicati, almeno in teoria, all'attuale accordo internazionale sui cambiamenti climatici e lo sviluppo globale sostenibile, riconoscendo il Nord del mondo come il principale responsabile del cambiamento climatico, e quindi responsabile di dover attuare una transizione più rapida verso la neutralità climatica, supportando al tempo stesso i paesi che meno hanno contribuito a creare la situazione attuale e che ne pagano oggi le conseguenze. Coerentemente, dovremmo applicare un tale approccio anche al governo del territorio e della città (Rutt & Gulsrud, 2016; Wolch,

Byrne e Newell, 2014) cercando di rispondere alle seguenti domande: chi in città ha il diritto di utilizzare le risorse e beneficiare dei servizi ecosistemici? Chi è responsabile e ha il diritto di migliorare gli impatti e di garantire una distribuzione giusta ed equa di tali diritti? Rispondere a queste domande contribuirebbe a sostenere le città verso una sostenibilità inclusiva.

Il concetto di sostenibilità urbana è spesso gemellato con l'idea di resilienza urbana e i due termini sono usati in modo quasi intercambiabile in alcuni casi, portando a una certa confusione e a interpretazioni fuorvianti. Mentre la sostenibilità urbana, così come i servizi ecosistemici, è considerata un concetto normativo che rappresenta una visione (positiva) per il futuro della società (Romero-Lankao et al., 2016b; Schröter et al., 2014), la resilienza urbana è generalmente definita in modo vago, il che rende difficile utilizzarla come quadro analitico (Meerow et al. 2016; Sellberg et al. 2018).

Holling (1973) ha definito la resilienza come *‘la capacità di un ecosistema di mantenere le caratteristiche funzionali di base di fronte a perturbazioni’*. Caratterizzando gli ecosistemi come aventi più stati stabili e in costante flusso, Holling (1996) ha successivamente distinto tra resilienza statica “ingegneristica”, riferendosi alla capacità di un sistema di rimbalzare al suo stato precedente, e *resilienza dinamica “ecologica”, che si concentra sul mantenimento delle funzioni chiave in caso di perturbazioni*. Gli studi sui sistemi socio-ecologici (SES) hanno aggiunto un altro livello alla definizione precedente, considerando la natura-società come un sistema intrecciato e in coevoluzione (Meerow et al., 2016). Nella letteratura rispetto ai sistemi socio-ecologici la resilienza è identificata come il prodotto di {1} la quantità di perturbazioni che un sistema può sopportare senza perdere le sue funzioni chiave o cambiare stato, {2} la capacità del sistema di auto-organizzarsi e {3} la capacità del sistema di adattarsi e apprendere (Folke et al., 2002). Questa concettualizzazione della resilienza porta intrinsecamente l'idea di un cambiamento continuo, di disturbi e di incertezza nella gestione dei sistemi complessi socio-ecologici (Biggs et al., 2012; Biggs, Schlüter e Schoon, 2015).

Le città sono sistemi socio-ecologici complessi, quindi, l'integrazione della resilienza nelle politiche e nei discorsi urbani è cresciuta rapidamente e in modo incrementale nell'ultimo decennio rendendo la resilienza la priorità assoluta della progettazione e della pianificazione futura della città. Dopo aver esaminato diversi autori, Meerow et al., 2016 hanno definito la resilienza urbana come *“la capacità di un sistema urbano – e di tutte le reti socio-ecologiche e socio-tecniche che lo compongono su scale temporali e spaziali – di mantenere o tornare rapidamente alle funzioni desiderate di fronte a un disturbo, di adattarsi al cambiamento e di trasformare rapidamente i sistemi che limitano la capacità di adattamento attuale o futuro”*.

La resilienza è stata spesso interpretata come di per sé positiva, mentre Elmqvist et al. 2019 hanno introdotto una comprensione diversa della resilienza urbana che apre

a nuove interpretazioni del concetto stesso. Descrivono infatti la resilienza come un concetto neutro, non normativo e una proprietà intrinseca di un sistema, più specificatamente come la *“capacità di un sistema urbano di assorbire le perturbazioni, riorganizzare e mantenere sostanzialmente le stesse funzioni nel tempo e continuare a svilupparsi lungo una determinata traiettoria”* (Elmqvist et al. 2019).

Questa interpretazione suggerisce che se il percorso che una città sta seguendo non è sostenibile, allora la resilienza costituisce una barriera alle trasformazioni desiderate e *dovrebbe piuttosto essere ridotta per spostare la traiettoria delle città verso un percorso più sostenibile*. Un flusso resiliente di SE diventa un aspetto critico di una traiettoria urbana sostenibile, in quanto contribuisce a garantire il benessere umano di fronte alle sfide legate ai cambiamenti climatici e alla trasformazione sociale. Politiche su misura dovrebbero piuttosto eliminare la resilienza indesiderata al flusso delle prestazioni dei SE, al fine di passare a un accesso più facile e a una distribuzione più equa delle prestazioni.

La necessità di costruire la resilienza urbana ha guadagnato sempre più attenzione nell'ultimo decennio sia nella scienza che nella pratica, poiché la teoria della resilienza aiuta a comprendere i sistemi socio-ecologici complessi e la loro pianificazione e gestione sostenibile, non da ultimo rispetto ai cambiamenti climatici (Elmqvist et al. 2019). Tuttavia, la ricerca e la pratica della resilienza sono troppo spesso focalizzate su singoli fattori esterni di cambiamento, ad esempio il cambiamento climatico, e tendono a trascurare la combinazione, l'interazione e i feedback tra i diversi fattori esterni di cambiamento e le dinamiche intrinseche dei sistemi.

### 3.3.2 Resilienza di cosa, a cosa e per chi?

Nonostante la crescente attenzione rispetto all'integrazione dei SE urbani nelle politiche locali, negli strumenti di pianificazione e negli strumenti relativi alla resilienza climatica e alla riduzione del rischio di catastrofi (Kaczorowska, Kain, Kronenberg, & Haase, 2016; Woodruff & BenDor, 2016), è stata finora prestata poca attenzione per garantire un approvvigionamento *resiliente* di SE urbani nel tempo (McPhearson, Andersson, Elmqvist, & Frantzeskaki, 2015b). Mentre molti studi dall'inizio degli anni 2000 hanno approfondito aspetti riguardanti la sostenibilità urbana e la resilienza attraverso i SE (Geneletti & Zardo, 2016; Meerow et al., 2004; Romero-Lankao et al., 2016b), garantire un flusso resiliente di SE nelle città sta ricevendo interesse scientifico e politico solo nell'ultimo decennio (Elmqvist et al. 2017, 2018, 2019; McPhearson et al. 2015). In alcuni casi, la discussione sulla salute degli ecosistemi, che garantisce la capacità di fornire il flusso di SE agli esseri umani, è ancora trattata come una mera questione ecologica. L'invito in questo lavoro è quello però di non concentrarsi solo sull'*ecologia nelle città* ragionando sulla progettazione di edifici, servizi e processi sostenibili (Jansson, 2013), ma di focalizzare l'attenzione *sull'ecologia delle città* garantendo che gli eco-

sistemi su cui facciamo affidamento e i loro servizi siano sostenibili e resilienti nel tempo (Grimm et al., 2008). Le città devono infatti pianificare e gestire le IVB esistenti e le nuove NBS per sostenere l'offerta di SE in un complesso sistema socio-ecologico influenzato dai cambiamenti ambientali locali e globali. L'attenzione verso i SE dovrebbe essere duplice: da un lato le città dovrebbero cercare di includere i SE nella progettazione e nella pianificazione urbana per promuovere la resilienza *delle* città nel loro percorso verso la sostenibilità, mentre dall'altro lato dovrebbero salvaguardare l'offerta resiliente di SE per garantire il benessere umano nel tempo (McPhearson et al., 2015b). Per questi motivi, i SE possono essere considerati un punto focale in una nuova pianificazione, gestione e governance verso la resilienza e la sostenibilità (Andersson, Tengö, McPhearson, & Kremer, 2015; Frantzeskaki & Tilie, 2014). Seguendo il suggerimento proposto da Meerow e Newell 2019, all'interno di questo lavoro verranno trattate tre principali questioni relative alla resilienza urbana: *Resilienza di cosa, a cosa e per chi?*

#### *Resilienza di cosa?*

In questo lavoro si considera la resilienza e la sostenibilità *dei* SE urbani nel tempo, considerando le IVB come la fonte di SE locali, poi regolati e (ri)distribuiti attraverso i sistemi socio-ecologici urbani (Andersson et al., 2019). Per acquisire una comprensione sistemica delle IVB e supportare una maggiore disponibilità, accessibilità e distribuzione equa dei SE, si utilizza un quadro proposto da Andersson et al. 2019 che definisce tre 'filtri' sistemici interconnessi: *infrastrutture, istituzioni e percezioni*. Questi filtri sono riconosciuti come fattori che influenzano la capacità delle IVB di produrre SE e possono ostacolare o facilitare il flusso da beneficio a beneficiario. Sebbene le IVB siano fondamentali per garantire l'approvvigionamento di SE, la loro complessa interazione con i) il grigio delle *'Infrastrutture'* (diversi tipi di complessi residenziali, reti di trasporto, ecc.) ii) i diversi attori, ruoli, diritti, e responsabilità di gestione che rappresentano le *'Istituzioni'*, nonché iii) le esigenze specifiche, le conoscenze, le pratiche, le identità della comunità sociale riconosciute come *'Percezioni'*, determinano in modo critico la fruizione finale dei benefici dei SE da parte delle persone (Andersson et al., 2019). Le politiche urbane devono dunque riconoscere questo carattere fondamentale dei benefici urbani dei SE come benefici co-prodotti da risorse naturali e umane (Ernstson, 2013; Langemeyer & Connolly, 2020). In questo contesto, per valutare la resilienza dei SE nel tempo, le politiche urbane devono essere in grado di integrare in maniera adattiva i fattori che condizionano l'offerta di benefici per i SE (McPhearson et al., 2015) e farlo alla luce di una situazione diversa e mutevole (Langemeyer & Connolly, 2020).

#### *Resilienza a cosa?*

La ricerca e le pratiche sulla resilienza urbana e sui SE sono troppo spesso focalizzate su singoli fattori esterni di cambiamento, ad esempio il cambiamento climatico, e tendono a trascurare la combinazione, l'interazione e i feedback tra i diversi fattori esterni

di cambiamento e le dinamiche intrinseche dei sistemi. Le relazioni della resilienza urbana e dei SE con i concetti di adattamento e preparazione ai cambiamenti climatici è ormai una prassi di comprensione comune (Meerow & Newell, 2019). Se da un lato questo approccio ha stimolato l'adozione di una pianificazione adattiva e ha accelerato l'introduzione dell'uso di scenari per adattarsi ai cambiamenti climatici nel prossimo futuro, dall'altro lato, altri disturbi e possibili cambiamenti vengono raramente considerati nella pianificazione urbana. Le città raramente riescono a considerare la resilienza dell'intero SSE a diversi cambiamenti e disturbi, considerando ad esempio problemi demografici (ad esempio, invecchiamento, diminuzione della popolazione, genere o altri gruppi vulnerabili), economici (aumento o diminuzione immediata del turismo, problemi abitativi, crisi finanziaria, ecc.) o sociali (disgregazione sociale, polarizzazione, ecc.). Come esempio di una visione di resilienza limitata al cambio climatico, la strategia di resilienza di New York City sviluppata nell'ambito del programma 100 città delle fondazioni Rockefeller, ha sviluppato una strategia completa e ben progettata per affrontare il cambiamento climatico (Città di New York, 2013). Sebbene la strategia sia riuscita a includere e prevedere i possibili rischi legati agli impatti dei cambiamenti climatici (ad esempio, innalzamento del livello del mare, aumento delle precipitazioni, temperatura media elevata) su diversi settori socio-economici (sanità, risposta della comunità, ripresa economica), infrastrutture e servizi (servizi pubblici, telecomunicazioni, trasporti e parchi) e sull'ambiente circostante (acqua, protezione delle coste), la città non ha considerato altri potenziali rischi, limitando così la resilienza urbana al clima.

Allo stesso tempo, lo scoppio della pandemia di COVID-19 ha dimostrato chiaramente che un inaspettato fattore esterno di cambiamento può improvvisamente verificarsi in un complesso sistema socio-ecologico, stabilendo nuove priorità e scatenando in brevissimo tempo cambiamenti comportamentali, sociali ed economici. La pandemia è l'esempio perfetto per riflettere sulla natura multiforme dei flussi di SE e sulla loro resilienza nelle città. Sebbene l'offerta e la capacità dei SE siano state influenzate positivamente dal COVID-19, a causa del minore inquinamento e sfruttamento, la maggior parte delle città ha deciso di chiudere l'accesso agli spazi verdi urbani, nel momento esatto in cui i SE, soprattutto i SEC, erano più necessari. Le mutevoli percezioni della popolazione riguardo il loro bisogno di SE ha creato una nuova forma di domanda SE, più consapevole, proattiva e partecipata (Fisher e Grima 2020). Le città hanno iniziato ad adattarsi in termini di nuove *istituzioni e pratiche* per quanto riguarda l'uso di tali aree.

### *Resilienza per chi?*

Costruire la resilienza dei SE nelle città richiede anche la considerazione di un'equa distribuzione dei benefici provenienti dalle IVB ai diversi gruppi della società, spesso distribuiti in modo diseguale tra gruppi sociali con diverse caratteristiche socio-economiche, di genere, di età ed etno-razziali, (Ibes 2015; Kabisch et al. 2016; Rutt e Gulrsrud 2016). L'esposizione e la vulnerabilità ai pericoli climatici, ad esempio, sono

generalmente distribuite in modo diseguale tra i quartieri e i gruppi di popolazione (si veda, ad esempio, Harlan et al. 2006; Moreno-Jiménez et al. 2016). Garantire la distribuzione dei benefici delle IVB e NBS a diversi gruppi della società, attraverso un'adeguata definizione delle politiche e una concreta partecipazione al processo decisionale, nonché il riconoscimento delle esigenze e delle preferenze sociali divergenti (Langemeyer e Connolly, 2020) richiedono metodi e governance appropriati che tengano conto dei cambiamenti effettivi nei desideri dei cittadini o esigenze, nonché la distribuzione futura dei benefici tra i diversi gruppi sociali.

Per garantire tale equa distribuzione, le città devono prima mappare e valutare l'attuale distribuzione e il flusso dei benefici dei SE all'interno della città, concentrandosi sulla dimensione distributiva della giustizia ambientale, vale a dire, valutare chi beneficia di più dei SE e chi rimane escluso dall'accesso a questi benefici nelle città (Ernstson, 2013) considerando le disuguaglianze socio-spaziali di distribuzione. Ad oggi, la maggior parte degli studi (vedi Harlan et al. 2006; Moreno-Jiménez et al. 2016) indicano che le aree con una maggiore densità di popolazione, redditi più bassi e una quota maggiore di residenti con background migratori hanno solitamente un accesso inferiore alle aree verdi urbane. Ciononostante, la maggior parte di questi studi proviene dagli Stati Uniti o dal Regno Unito, e non sono stati condotti molti studi sull'argomento nell'Europa meridionale e più specificamente in Italia.

Inoltre, in linea con il principio menzionato nel paragrafo precedente (*resilienza a cosa?*), prevedendo potenziali cambiamenti nei desideri o nelle esigenze dei cittadini, è importante considerare anche la futura distribuzione dei benefici tra i diversi gruppi sociali. Considerare le esigenze di una società che invecchia, ad esempio, aiuterebbe in larga misura i pianificatori a modificare la progettazione delle aree verdi urbane, riflettendo sui loro bisogni e sulle loro percezioni.

### **3.4 I servizi ecosistemici nella pianificazione: una proposta per un inquadramento concettuale e metodologico**

Sulla base di quanto riassunto nei paragrafi e nei capitoli precedenti, l'approccio proposto in questo lavoro si basa sul cosiddetto "modello a cascata dei servizi ecosistemici" (Potschin e Haines-Young, 2011 basato su quadri precedenti come de Groot et al., 2002) che è ampiamente utilizzato in numerose valutazioni di SE globali, nazionali e subnazionali come TEEB (2011) o MAES (Maes et al., 2016). Alla base di questo lavoro sta l'integrazione metodologica di questo modello con concetti derivanti dal framework ENABLE proposto da Andersson et al. 2019 e dai sette principi per la resilienza introdotti da Biggs et al., 2012 e di seguito esposti.

Il modello concettuale del quadro a cascata dei SE descrive le fasi chiave della "catena di produzione dei SE", collegando gli ecosistemi ai sistemi sociali attraverso il

flusso dei servizi ecosistemici, evidenziando anche il ruolo della co-produzione da parte dei beneficiari. Il modello, come presentato nel par. 3.2.2, descrive le relazioni tra le strutture degli ecosistemi (offerta) e le funzioni (capacità), i servizi e i benefici (flusso) che le persone (domanda) ottengono dagli ecosistemi, assegnando poi un valore in dimensioni monetarie o non monetarie.

L'offerta di SE può essere considerata come quantificazione biofisica di SE (Haines-Young & Potschin 2010) o *il pieno potenziale delle funzioni ecologiche o degli elementi biofisici di un ecosistema di fornire un potenziale SE, indipendentemente dal fatto che gli esseri umani utilizzino o apprezzino effettivamente tale funzione o elemento* (Tallis, Taylor, Sinnett e Freer-Smith, 2011). L'offerta è strettamente legata alla capacità degli SE intesa come *il potenziale a lungo termine degli ecosistemi di fornire servizi apprezzati dall'uomo in modo sostenibile, nell'ambito dell'attuale gestione dell'ecosistema* (Schröter et al., 2014). D'altro canto, diversi autori hanno discusso sulla definizione e la relativa valutazione del flusso e della domanda di SE, e le recenti concettualizzazioni dei SE hanno evidenziato la necessità di distinguere la capacità di fornire servizi e l'uso effettivo che i beneficiari ne fanno. Alcuni autori (Burkhard, Kroll, Nedkov e Müller, 2012) inquadrano la domanda di SE come uso diretto, mentre, all'interno di questo lavoro, il flusso di SE viene considerato come l'uso effettivo di SE che si verifica in un momento e in un luogo precisi, mentre la domanda di SE è l'espressione delle preferenze individuali per attributi specifici del servizio, come le caratteristiche biofisiche, la posizione e i tempi di disponibilità e dovrebbe essere inquadrata in base ai desideri e ai bisogni della società (Villamagna et al., 2013). Vale la pena sottolineare che la domanda può essere maggiore del flusso effettivo di SE e che la valutazione della domanda assume un significato diverso a seconda della tipologia di SE (Wolff et al., 2015). In effetti, ad esempio, mentre non si ritiene che i servizi di supporto o di habitat abbiano una domanda diretta, un approccio di riduzione del rischio è comunemente applicato per quantificare la domanda dei servizi di regolazione. D'altra parte, per la maggior parte dei SE culturali, la domanda è normalmente valutata utilizzando i bisogni della popolazione, in primis considerando il numero di persone residente in una certa area della città e considerando poi le caratteristiche socio-economiche, le preferenze, le aspettative e i valori dichiarati dalle persone, di solito integrati con livelli di accessibilità alle aree che forniscono SE come parchi o altri spazi verdi urbani (Wolff et al., 2015). Mentre gli studi su questo argomento iniziano a crescere, la ricerca sulla diversificazione della domanda, della percezione dei cittadini e della co-produzione dei SE è ancora carente. Valutare la domanda e la percezione dei cittadini, insieme a una migliore conoscenza della qualità e della distribuzione degli ecosistemi urbani, è uno degli obiettivi di questo lavoro in quanto potrebbe contribuire in larga misura ad aumentare la consapevolezza sui bisogni delle persone in termini di SE e potrebbe dunque supportare i pianificatori e i decisori politici nel prendere decisioni sulla densificazione/rinverdimento urbano.

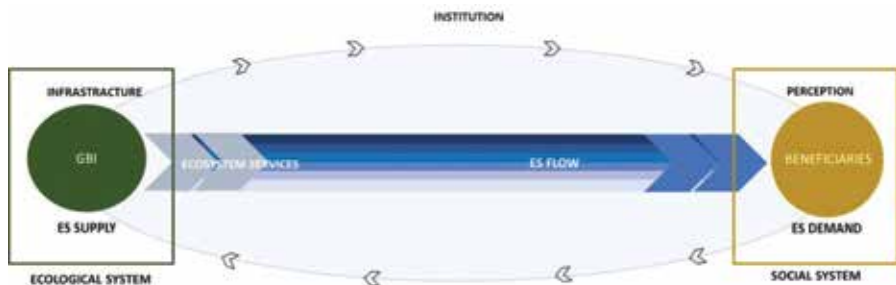


Figura 3-5 Quadro concettuale basato sull'ecosistema. Elaborazione dell'autrice basata sul modello a cascata SE e sui filtri ENABLE incorporati nel Sistema Socio Ecologico

Nel quadro concettuale presentato in Fig 3.5, viene proposta un'integrazione dei modelli a cascata dei SE con i tre filtri *'infrastrutture'*, *'istituzioni'* e *'percezioni'* provenienti da Andersson et al. 2019 inseriti per supportare una comprensione più ampia della rilevanza del processo decisionale e pianificatorio nel sistema. All'interno di questo lavoro, si farà riferimento a: (a) *infrastrutture* come le infrastrutture grigie, verdi e blu che limitano o abilitano la disponibilità (locale) di SE, influenzando l'offerta e la capacità di SE; (b) le *istituzioni*, compresi i sistemi di governance urbana (politica e pianificazione) che determinano, regolano l'accesso e la distribuzione dei SE (Berbés-Blázquez et al., 2016) e modellano gli ecosistemi urbani (struttura, funzioni e beni e benefici percepiti), e (c) le *percezioni* delle persone, intese come la definizione soggettiva e dipendente dal contesto dei benefici dei SE e della loro importanza, quindi strettamente correlate con le richieste dei SE per tali SE (Langemeyer et al. 2019, Juntti e LUNDI, 2017; Biernacka e Kronenberg, 2019). La fornitura di SE richiede che tutti questi "filtri" (Andersson et al., 2019) operino contemporaneamente al fine di ottenere un risultato equo.

Partendo dalla letteratura scientifica di riferimento, riassunta finora in questo lavoro, il quadro proposto integra tre diversi aspetti relativi al ruolo dei SE nella costruzione della sostenibilità e la resilienza urbana, nello specifico:

- lo studio degli squilibri tra domanda e offerta per i Servizi Ecosistemici di Regolazione (SER)
- lo studio degli squilibri domanda e offerta per i Servizi Ecosistemici Culturali (SEC)
- la resilienza dei SE urbani considerando i tre aspetti fondamentali sopracitati – *Di cosa? A cosa? Per chi?*

Il quadro metodologico concettuale proposto è stato testato in due diversi casi di studio. In particolare, i metodi per mappare e valutare i divari di domanda e offerta di SER e SEC sono stati utilizzati nella città di Bologna, mentre, per quanto riguarda gli aspetti relativi alla resilienza urbana dei SE, l'approccio proposto è stato testato nella città di

Barcellona. In effetti, Barcellona è stata una delle città pioniere in Europa per quanto riguarda l'integrazione dei SE nella pianificazione e può essere considerata un esempio faro per altre città in Europa.

#### *3.4.1.1 Lo squilibrio tra domanda e offerta di Servizi Ecosistemici di Regolazione (SER)*

Esiste un ampio numero di studi che valutano la fornitura di alcuni SER in città e a diverse scale, mentre gli studi sulle discrepanze tra domanda e offerta stanno crescendo ma sono ancora limitati. Grazie all'emergere di strumenti di modellizzazione e di set di dati spaziali ad alta risoluzione, nell'ultimo decennio sono stati compiuti rapidi progressi nella valutazione e nell'integrazione dei servizi ecosistemici nella pianificazione. Questi modelli potrebbero fornire risultati importanti per facilitare il processo decisionale nazionale e regionale, valutando sinergie e potenziali trade-off di più SE contemporaneamente e in diversi scenari di gestione (Guerry et al., 2015; Maes et al., 2013). Il Gruppo intergovernativo di esperti per la biodiversità e i servizi ecosistemici (IPBES) ha esaminato e sintetizzato gli strumenti di modellizzazione esistenti per guidare le valutazioni regionali, globali e tematiche, oltre a delineare le migliori pratiche per i responsabili politici nell'uso di tali strumenti (IPBES, 2016). Tuttavia, gli orientamenti su come e quando gli ecosistemi e i loro servizi dovrebbero essere gestiti per apportare benefici specifici e/o multipli ai cittadini rimangono scarsamente articolati e difficili da incorporare nelle politiche locali e nei piani urbani.

Sulla base dell'approccio concettuale mostrato nelle Fig. 3-6, sono stati definiti nuovi metodi per valutare lo squilibrio tra offerta e domanda di SER e per fornire supporto alla pianificazione sulla base di queste valutazioni. I metodi proposti sono stati testati sulla città di Bologna, considerando due principali SER: il filtraggio dell'aria (regolazione PM10) e il sequestro del carbonio. La scelta di questi due SE deriva dalla loro importanza nel contesto bolognese – che ha tra le sue priorità quella di diventare una città climaticamente neutrale e punta al miglioramento della qualità dell'aria – e dalla loro rilevanza nel contesto della letteratura di riferimento (Baró, Haase, Gómez-Baggethun, & Frantzeskaki, 2015; Chen, Jiang, Bai, Xu e Alatalo, 2019; Larondelle & Lauf, 2016; Pauleit & Duhme, 2000; Vihervaara, Mononen, Nedkov e Viinikka, 2018). Metodi e risultati verranno presentati di seguito nel prossimo capitolo.

#### *3.4.1.2 Lo squilibrio tra domanda e offerta per i servizi ecosistemi culturali (SEC)*

I servizi ecosistemici culturali e i relativi flussi di benefici, per lo più legati alla salute e al benessere personale, sono cruciali per la qualità della vita in aree urbane, ma nonostante il crescente riconoscimento del loro valore per la qualità della vita dei cittadini, soffrono ancora di una scarsa quantificazione e integrazione nella gestione e nei processi decisionali e di pianificazione (Milcu, Hanspach, Abson e Fischer, 2013). I SEC dipendono fortemente non solo dalle caratteristiche delle IVB (lato ecologico e dell'offerta del modello a cascata dei SE), ma anche dalle percezioni e dalle aspetta-

tive dei rispettivi utenti che interagiscono con le IVB esistenti (lato sociale e della domanda del modello sopra menzionato). Per questo motivo, potrebbe *‘essere necessario un notevole lavoro concettuale e tecnico per rappresentare e modellare adeguatamente le complesse relazioni socio-ecologiche che definiscono e vincolano un dato servizio dell’ecosistema culturale’* (Daniel et al., 2012). Le persone dunque sono fondamentali per la produzione e la valutazione dei SEC, poiché entrambe si verificano almeno in parte nella mente dell’osservatore (Dickinson & Hobbs, 2017). I SEC non devono essere considerati come *“prodotti a priori della natura che le persone utilizzano per un particolare beneficio per il benessere, ma piuttosto come processi relazionali ed entità che le persone creano ed esprimono attivamente attraverso le interazioni con gli ecosistemi”* (Pesce et al., 2016). I SEC sono anche fortemente basati sulle tipologie degli ecosistemi in quanto luoghi diversi, anche presentando caratteristiche simili, generano esperienze diverse, e con queste i relativi benefici per gli utenti (Satterfield et al., 2013). Inoltre, i processi di co-produzione dei SEC sono influenzati dalle diverse caratteristiche socio-culturali della popolazione (reddito, caratteristiche etnico-razziali, età, genere, (dis)abilità, etc.) con gruppi vulnerabili di utenti che non sono sempre in grado di utilizzare le IVB a causa dell’accessibilità disomogenea degli spazi verdi urbani (J. R. Wolch, Byrne e Newell, 2014) o di altre barriere *infrastrutturali, istituzionali o percettive*. Poiché i servizi ecosistemici (in generale) e i servizi culturali (in particolare) non sono distribuiti uniformemente nelle aree urbane, l’accesso e l’uso differenziati delle IVB possono esacerbare le disparità esistenti (Jennings et al. 2016). Ricercatori e ricercatrici hanno utilizzato una varietà di approcci monetari e non per valutare l’intangibile e quantificare la domanda e l’offerta di SEC, tra cui l’analisi dell’accessibilità alle aree verdi, la disponibilità a pagare per servizi predefiniti (van Berkel & Verburg, 2014), le spese di viaggio o le valutazioni dell’esperienza (Ruiz-Ballesteros & Cáceres-Feria, 2016), rilevando le percezioni attraverso questionari offline e online (Subiza-Pérez et al., 2019), seminari con i portatori di interessi (Schubert et al., 2018) o interviste a esperti, osservazioni di visitatori, ecc. Tuttavia, indipendentemente dal metodo, è importante considerare le componenti di *offerta, domanda e flusso* nella valutazioni dei SEC, al fine definire in modo più accurato gli interventi migliorativi che potrebbero essere sviluppati a supporto di ognuna delle tre componenti (Albert et al., 2016).

I metodi sviluppati in questa ricerca tengono in considerazione la valutazione dell’*offerta*, i processi di co-produzione dei SEC come potenziale *flusso*, insieme ad all’inclusione della vulnerabilità della popolazione come *proxy* per la considerazione della *domanda*. In particolare, questi metodi verranno testati utilizzando la città di Bologna come caso di studio. All’interno di questo lavoro, verranno trattati principalmente alcuni SEC, tra cui: i) Ricreazione fisica ii) Ricreazione esperienziale e culturale iii) Sviluppo cognitivo e valore educativo iv) Relazioni tra le persone e coesione sociale. Per mappare e valutare questi SEC in ambito urbano verranno utilizzate sia la dimensione dell’offerta che quella della domanda, includendo la valutazione di nuove funzionalità e metodi:

1. Valutazione dell'offerta di SEC: Finora sono state sviluppate e utilizzate metodologie molto diverse per valutare la potenziale fornitura di SEC. Diversi studi hanno mappato la diversità dell'habitat, strutturale o addirittura delle specie, mentre la maggior parte di essi ha utilizzato dati sulle dimensioni o la forma dello spazio verde, secondo Hegetschweiler et al. 2017. Negli studi precedenti si trova un generale consenso rispetto alla considerazione di *prossimità* e *accessibilità* come indicatori cruciali (Hegetschweiler et al., 2017) per valutare la potenziale offerta di SEC in città. L'offerta e la distribuzione di spazi verdi in città è stata affrontata da molti autori e autrici, utilizzando dati su strutture per lo sport, il gioco o il relax, anche se di solito sono state prese in considerazione solo la loro presenza o quantità (ad es. Camps-Calvet et al. 2016; Hamstead et al. 2018; Ye, Hu e Li 2018). Tuttavia, nonostante la qualità di tali attrezzature sia riconosciuta come un fattore cruciale, la maggior parte di questi studi tende a trascurare la valutazione della qualità delle caratteristiche dello spazio verde urbano. All'interno di questo lavoro, l'*offerta* viene intesa come il potenziale delle IVB urbane di ospitare attività ricreative ed educative all'aperto e si valuta attraverso analisi di *prossimità* e *accessibilità* in ambiente GIS e attraverso lo sviluppo dell'Urban Recreation Potential Index (URPI) o indice di ricreazione potenziale in città:
- L'analisi di *prossimità* delle Aree Verdi Urbane (AVU) viene effettuata attraverso un'analisi di rete considerando l'incrocio delle reti di mobilità urbana con i punti di accesso delle AVU, definendo inoltre un livello gerarchico di AVU dipendente dalla superficie di quest'ultime (vedi es. Grunewald et al. 2017; Quatrini et al. 2019; La Rosa 2014).
  - L'URPI è stato costruito sulla base della letteratura esistente (Cortinovis et al., 2018; Paracchini et al., 2014) come un indice per valutare il ruolo della qualità delle caratteristiche delle AVU nell'offerta SEC. L'URPI considera: le dimensioni delle AVU, la qualità delle attrezzature sportive e la presenza dei cosiddetti Urban Green Stewards (UGS) che operano nelle AVU. La decisione di considerare questi fattori dipende principalmente dal fatto che: i) sebbene in alcuni casi la qualità possa essere più importante della quantità, aree più grandi con più vegetazione naturale potrebbero offrire un ripristino maggiore o più profondo rispetto alle piccole aree con poca vegetazione (Ekkel & de Vries, 2017; Ibes, 2015), influenzando così i servizi esperienziali e culturali; ii) per stimolare l'attività fisica, che consente la maggior parte dei benefici per la salute correlati ai SEC in città, la presenza di attrezzature sportive può influenzare il tipo l'attività (Hegetschweiler et al., 2017) e i gruppi target a cui si rivolge (Ekkel & de Vries, 2017; Gong, Zheng, & Ng, 2016; Kabisch & van den Bosch, 2017); iii) infine, facilitare la coesione sociale e i servizi educativi potrebbe richiedere non solo una AVU adeguatamente progettata ed attrezzata, ma anche attori in grado di facilitare il flusso e la co-produzione di tali servizi,

includendo anche diversi gruppi sociali e culturali. Organizzazioni ambientaliste, associazioni o iniziative comunitarie che implementano una vasta gamma di attività nelle AVU (ad es. attività educative e culturali, manutenzione del verde, agricoltura urbana, attività sociali, ecc.) (Andersson et al., 2017; Camps-Calvet et al., 2016; Ferreira, Barreira, Loures, Antunes e Panagopoulos, 2020) vengono intesi come “Urban Green Stewards” in quanto attori fondamentali nel garantire il flusso di benefici anche a gruppi di popolazione che altrimenti potrebbero esserne esclusi.

Per questi motivi, all'interno di questo lavoro, le dimensioni, la qualità delle attrezzature sportive e il ruolo degli UGS sono stati considerati come fattori fondamentali per la valutazione dell'*offerta* potenziale di SEC. L'ipotesi principale risiede nell'idea che le attrezzature sportive su misura (ad esempio un design inclusivo o sensibile all'età) e gli Urban Green Steward locali (ad esempio associazioni locali senza scopo di lucro, azioni di singoli cittadini, associazioni culturali, associazioni pubbliche, ecc.) attivi nelle AVU possano agire come potenti abilitatori del *flusso* specifico dei SEC in città, garantendo un'ampia gamma di benefici a diverse popolazioni target.

2. Valutazione della domanda SEC: mentre la domanda di SEC dipende strettamente dai bisogni della popolazione locale e potrebbe essere nuovamente valutata attraverso metodi qualitativi (es. questionario, preferenze rivelate, indagine) e quantitativi (numero di abitanti), questo lavoro si concentra sulla dimensione distributiva dei SEC, considerando sia il numero di abitanti residenti in una certa zona sia i bisogni delle persone in termini di vulnerabilità riconosciuta. Infatti, gruppi economicamente, socialmente e razzialmente svantaggiati, possono non solo essere esclusi dal flusso di SE, ma anche presentare esigenze diverse (Bertram & Rehdanz, 2015; Fischer & Eastwood, 2016). Partendo da Baró et al. 2019; Ernstson 2013; Jennings, Larson e Yun 2016, questo lavoro guarda alle disuguaglianze distributive legate alla fornitura di CES in città.
3. Rapporto tra domanda e offerta nei SEC: comprendere l'interazione dinamica tra le esigenze degli utenti e le strategie adottate per soddisfare tali esigenze può essere un fattore importante per la gestione dei SEC (Fu et al., 2020). All'interno di questo lavoro gli aspetti distributivi dei SEC in città, sono stati valutati considerando prima l'accessibilità alle AVU da parte della popolazione complessiva, e poi esaminando gli aspetti di giustizia distributiva, aggiungendo le vulnerabilità della popolazione come ulteriore *proxy* di bisogni differenziati.

Con il quadro proposto, questo lavoro mira a colmare le lacune di ricerca identificate nell'agenda per gli spazi verdi urbani in Europa evidenziate da (Rutt & Gulsrud, 2016), in particolare per quanto riguarda lo sviluppo di analisi territoriali basate su una nuo-

va nozione pluralistica di qualità (che include le attrezzature sportive e l'associazione locale nella valutazione dell'offerta di CES) e la relazione con la dimensione distributiva dei SEC in città. Questo quadro metodologico sarà applicato e testato per valutare i disallineamenti spaziali e la giustizia distributiva nella città di Bologna e sarà presentato nel Capitolo 5.

#### 3.4.1.3 *La resilienza dei servizi ecosistemici urbani*

Mentre la maggior parte degli studi sta lavorando sulla mappatura e la valutazione degli attuali SE in città, come presentato nelle sezioni precedenti, solo pochi discutono gli impatti dei possibili fattori esterni di cambiamento, ad esempio il cambiamento dell'uso del suolo, l'aumento della pressione umana, il cambiamento climatico o i fattori di cambiamento intrinseci, ad esempio i cambiamenti demografici, sociali o economici all'interno del sistema socio-ecologico urbano (SES). Questi fattori di cambiamento possono influenzare non solo l'*offerta* di SER e SEC, ma possono anche avere un forte impatto sulla *domanda* di SE, modificando i modelli comportamentali e i bisogni della popolazione nelle AVU (Unt & Bell, 2014). Come illustrato nel paragrafo precedente, la necessità di costruire la resilienza urbana ha guadagnato sempre più attenzione nell'ultimo decennio sia nella scienza che nella pratica, e ha ricevuto un notevole interesse politico (Elmqvist et al., 2019; Jansson, 2013; McPhearson et al., 2015a). Politiche e interventi su misura e adattabili dovrebbero ridurre la resilienza degli ostacoli all'accesso e alla distribuzione equi dei benefici dei SE e costruire e aumentare la resilienza intorno ai fattori che consentono il flusso dei benefici dei SE nel tempo (Frantzeskaki, 2019; McPhearson, Andersson, Elmqvist, & Frantzeskaki, 2015b). Inoltre, diventa di cruciale importanza saper *pianificare nell'incertezza*, alla luce della pandemia di COVID-19, della rapidità con cui viviamo gli impatti del cambio climatico, demografico e politico. Il piano e il progetto della città e delle sue AVU dovrebbe dunque essere *concepito non per essere ottimale in un futuro perfetto, ma robusto ed adattabile in una gamma di futuri plausibili* (Walker et al., 2001).

Tuttavia, da un punto di vista pratico, mentre la modellazione matematica e l'approccio all'apprendimento automatico possono supportare previsioni di un futuro plausibile, costruire la resilienza intorno ai SE urbani è tutt'altro che ovvio e potrebbero servire metodi diversi quali ad esempio la costruzione di scenari narrativi di riferimento. Trasformare o guidare le città verso un futuro desiderato e sostenibile, in cui l'offerta di SE corrisponda alla domanda di SE (cfr. Baró et al. 2016; Villamagna, et al. 2013) richiede una migliore integrazione del concetto di resilienza nelle politiche urbane. Sulla base del quadro a cascata dei SE presentato in Fig. 3-4, viene proposte in questo lavoro due integrazioni che permettano di valutare non solo offerta e domanda di SE oggi, ma anche di considerare le loro variazioni nel tempo.

Come illustrato in Fig. 3-6, si introducono dunque:

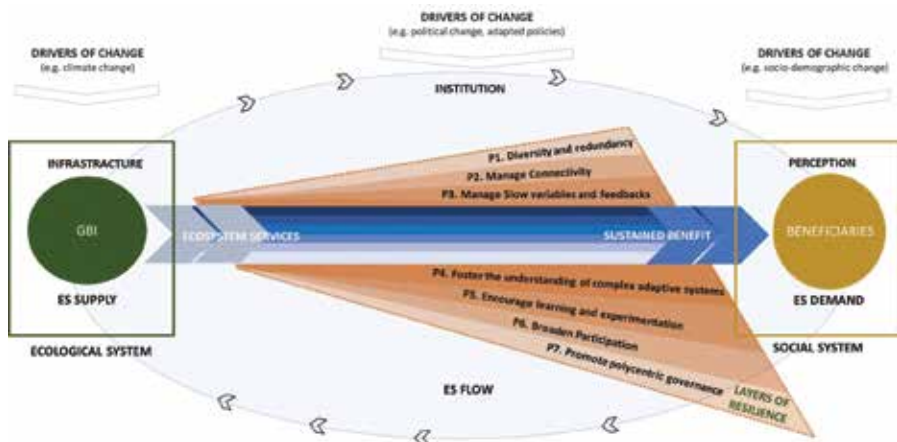


Figura 3-6 Principi di resilienza di Biggs per consentire al IVB di fornire ES e sbloccare i flussi di benefici per i beneficiari, in base a diversi fattori di cambiamento (de Luca et al. 2021)

- potenziali fattori di cambiamento (ad esempio fattori climatici, politici o sociodemografici) sotto forma di scenari narrativi elaborati per indurre un ragionamento concreto rispetto alla resilienza nel tempo dei SE
- i sette principi di Biggs et al. 2012 come lente utile supportare la costruzione della resilienza intorno ai fattori che consentono l’offerta di benefici per i SE (McPhearson et al., 2015) e farlo alla luce di una situazione diversa e mutevole: (P1) mantenere la diversità e la ridondanza, (P2) gestire la connettività, (P3) gestire variabili lente e feedback, (P4) favorire la comprensione di sistemi adattivi complessi, (P5) incoraggiare l’apprendimento e la sperimentazione, (P6) ampliare la partecipazione e (P7) promuovere sistemi di governance policentrici. L’adattamento di questi principi alla sfera urbana e l’attuazione nelle politiche e nelle strategie urbane, proposto in questo lavoro, mirano a consentire la transizione verso traiettorie desiderabili in termini di resilienza urbana dei SE. Questo adattamento dei principi di Biggs alla sfera urbana, testato per la prima volta nell’ambito di questo lavoro sosterebbe l’analisi del pensiero della resilienza nell’attuale quadro politico.

L’applicazione del caso reale di questo quadro metodologico ha avuto luogo a Barcellona e ulteriori dettagli di metodo con i relativi risultati saranno presentati nel Capitolo 6.

## ELENCO DEI RIFERIMENTI

- Ahern, J., Cilliers, S., & Niemelä, J. (2014). The concept of ecosystem services in adaptive urban planning and design: A framework for supporting innovation. *Landscape and Urban Planning*, 125, 254–259. <https://doi.org/10.1016/j.LAN-DURBPLAN.2014.01.020>
- A  
Iberty, V., Alonso Raposo, M., Attardo, C., Auteri, D., Ribeiro Barranco, R., Batista E Silva, F., ... Zulian, G. (2019). *The Future of Cities: Opportunities, challenges and the way forward*. <https://doi.org/10.2760/375209>
- Almenar, J. B., Elliot, T., Rugani, B., Philippe, B., Gutierrez, T. N., Sonnemann, G., & Geneletti, D. (2021). Nexus between nature-based solutions, ecosystem services and urban challenges. *Land Use Policy*, 100.
- Andersson, E., Langemeyer, J., Borgström, S., McPhearson, T., Haase, D., Kronenberg, J., ... Baró, F. (2019). Enabling Green and Blue Infrastructure to Improve Contributions to Human Well-Being and Equity in Urban Systems. *BioScience*, 69(7), 566–574. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz058>
- Andersson, E., Tengö, M., McPhearson, T., & Kremer, P. (2015). Cultural ecosystem services as a gateway for improving urban sustainability. *Ecosystem Services*, 12, 165–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.08.002>
- Anguelovski, I., & Martínez Alier, J. (2014). The “Environmentalism of the Poor” revisited: Territory and place in disconnected global struggles. *Ecological Economics*, 102, 167–176. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.005>
- Astell-burt, thomas, Navakatikyan, M. A., & Feng, X. (2020). Urban green space, tree canopy and 11-year risk of dementia in a cohort of 109,688 Australians. *Environment International*, 145.
- Baró, F., Calderón-Angelich, A., Langemeyer, J., & Connolly, J. J. T. (2019). Under one canopy? Assessing the distributional environmental justice implications of street tree benefits in Barcelona. *Environmental Science and Policy*, 102(June), 54–64. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.08.016>
- Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D. J., & Terradas, J. (2014). Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: The case of urban forests in Barcelona, Spain. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0507-x>
- Bartesaghi Koc, C., Osmond, P., & Peters, A. (2017). Towards a comprehensive green infrastructure typology: a systematic review of approaches, methods and typologies. *Urban Ecosystems*, 20(1), 15–35. <https://doi.org/10.1007/s11252-016-0578-5>
- Barton, J., & Pretty, J. (2010). What is the best dose of nature and green exercise for improving mental health- A multi-study analysis. *Environmental Science and Technology*, Vol. 44, pp. 3947–3955. <https://doi.org/10.1021/es903183r>
- Biernacka, M., & Kronenberg, J. (2018). Classification of institutional barriers affecting the availability, accessibility and attractiveness of urban green spaces. *Urban Forestry & Urban Greening*, 36, 22–33. <https://doi.org/10.1016/j.UFUG.2018.09.007>
- Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E. L., BurnSilver, S. B., Cundill, G., ... West, P. (2012). Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. *Ssrn*. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>
- Biggs, R., Schlüter, M., & Schoon, M. L. (2015). Principles for building resilience: Sustaining ecosystem services in social-ecological systems. In *Principles for Building Resilience: Sustaining Ecosystem Services in Social-Ecological Systems*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781316014240>
- Bolund, P., & Hunhammar, S. (1999). Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics*, 29(2), 293–301. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(99\)00013-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(99)00013-0)
- Breuste, J. H., & Artmann, M. (2015). Allotment Gardens Contribute to Urban Ecosystem Service: Case Study Salzburg, Austria. *Journal of Urban Planning and Development*, 141(3), 1–10. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)up.1943-5444.0000264](https://doi.org/10.1061/(asce)up.1943-5444.0000264)
- Brunner, S. H., & Grêt-Regamey, A. (2016). Policy strategies to foster the resilience of moun-

- tain social-ecological systems under uncertain global change. *Environmental Science and Policy*, 66, 129–139. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.09.003>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>
- Bush, C. L., Pittman, S., McKay, S., Ortiz, T., Wong, W. W., & Klish, W. J. (2007). Park-based obesity intervention program for inner-city minority children. *The Journal of Pediatrics*, 151(5), 513–518. <https://doi.org/10.1016/j.jpeds.2007.04.008>
- Childers, D. L., Cadenasso, M. L., Morgan Grove, J., Marshall, V., McGrath, B., & Pickett, S. T. A. (2015). An ecology for cities: A transformational nexus of design and ecology to advance climate change resilience and urban sustainability. *Sustainability (Switzerland)*. <https://doi.org/10.3390/su7043774>
- City of New York. (2013). *A Stronger, more resilient New York*.
- Cohen-Shacham, E., Walters, G., Janzen, C. and Maginnis, S. (eds.) (2016). *Nature-based Solutions to address global societal challenges*. Gland, Switzerland: IUCN. xiii + 97pp
- Costanza, R. (2008). Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation*, 141(1997), 350–352. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.12.020>
- Crossman, N. D., Burkhard, B., Nedkov, S., Willemens, L., Petz, K., Palomo, I., ... Maes, J. (2013). A blueprint for mapping and modelling ecosystem services. *Ecosystem Services*, 4, 4–14. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.001>
- Davies, C., Hansen, R., Rall, E., Pauleit, S., Lafortezza, R., De Bellis, Y. Santos, A. Tosics, I. (2015). Technical report GREENSURGE, 2015 Green Infrastructure Planning and Implementation - The status of European green space planning and implementation based on an analysis of selected European city-regions
- de Groot, R. S., Alkemade, R., Braat, L., Hein, L., & Willemens, L. (2010). Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity*, 7(3), 260–272. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.10.006>
- De Luca, C., Langemeyer, J., Vaño, Simeon, Baró, Fr., Andersson, E. (2021). Adaptive resilience of and through urban ecosystem services: a trans-disciplinary approach to sustainability in Barcelona. *ECOLOGY & SOCIETY*, vol. 26, p. 1–25, ISSN: 1708-3087, doi: 10.5751/ES-12535-260438
- de Keijzer, C., Gascon, M., Nieuwenhuijsen, M. J., & Davdand, P. (2016). Long-Term Green Space Exposure and Cognition Across the Life Course: a Systematic Review. *Current Environmental Health Reports*, 3(4), 468–477. <https://doi.org/10.1007/s40572-016-0116-x>
- De Vries, S., van Dillen, S. M. E., Groenewegen, P. P., & Spreuuenberg, P. (2013). Streetscape greenery and health: Stress, social cohesion and physical activity as mediators. *Social Science and Medicine*, 94, 26–33. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2013.06.030>
- Dearing, J. A., Wang, R., Zhang, K., Dyke, J. G., Habert, H., Hossain, M. S., ... Poppy, G. M. (2014). Safe and just operating spaces for regional social-ecological systems. *Global Environmental Change*, 28(1), 227–238. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.012>
- Derksen, M. L., Nagendra, H., Van Teeffelen, A. J. A., Purushotham, A., & Verburg, P. H. (2017). Shifts in ecosystem services in deprived urban areas: Understanding people's responses and consequences for well-being. *Ecology and Society*, 22(1). <https://doi.org/10.5751/ES-09168-220151>
- Eggermont, H., Balian, E., Azevedo, J. M. N., Beumer, V., Brodin, T., Claudet, J., ... Le Roux, X. (2015). Nature-based solutions: New influence for environmental management and research in Europe. *Gaia*, 24(4), 243–248. <https://doi.org/10.14512/gaia.24.4.9>
- Ekkel, E. D., & de Vries, S. (2017). Nearby green space and human health: Evaluating accessibility metrics. *Landscape and Urban Planning*, 157, 214–220. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.06.008>

- Elmqvist, T., Alfsen, C., & Colding, J. (2008). Urban Systems. *Encyclopedia of Ecology*, (June), 3665–3672. <https://doi.org/10.1016/b978-008045405-4.00364-5>
- Elmqvist, T., Andersson, E., Gaffey, O., & McPhearson, T. (2017). Development: Sustainability and resilience differ. *Nature*, *546*, 352.
- Elmqvist, Thomas, Andersson, E., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Olsson, P., Gaffney, O., ... Folke, C. (2019). Sustainability and resilience for transformation in the urban century. *Nature Sustainability*, *2*(4), 267–273. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0250-1>
- Elmqvist, Thomas, Bai, X., Frantzeskaki, N., Griffith, C., Maddox, D., McPhearson, T., ... Watkins, M. (Eds.). (2018). *Urban Planet*. <https://doi.org/10.1017/9781316647554>
- Ernstson, H. (2013). The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and Urban Planning*, *109*(1), 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>
- Escobedo, F. J., Giannico, V., Jim, C. Y., Sanesi, G., & Laforteza, R. (2019). Urban forests, ecosystem services, green infrastructure and nature-based solutions: Nexus or evolving metaphors? *Urban Forestry and Urban Greening*, *37*(June 2017), 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.02.011>
- European Commission. Directorate-General for Research and Innovation. (2015). Towards an EU research and innovation policy agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities : final report of the Horizon 2020 expert group on 'Nature-based solutions and re-naturing cities' : (full version).
- European Commission (2016). Nature-based solutions webpage, retrieved from [http://publications.europa.eu/resource/cellar/fb117980-d5aa-46df-8edc-af367cddc202.0001.04/DOC\\_2](http://publications.europa.eu/resource/cellar/fb117980-d5aa-46df-8edc-af367cddc202.0001.04/DOC_2) Last access 12 November 2020
- European Commission. (2019). EU guidance on integrating ecosystems and their services into decision-making EN.
- fisher, brendan, & Grima, N. (2020). *The importance of urban natural areas and urban ecosystem services during the COVID-19 pandemic*. <https://doi.org/10.31235/osf.io/sd3h6>
- Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, *68*(3), 643–653. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2008.09.014>
- Folke, C., Carpenter, S., Elmqvist, T., Gunderson, L., Holling, C. S., & Walker, B. (2002). Resilience and sustainable development: Building adaptive capacity in a world of transformations. *Ambio*, *31*(5), 437–440. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.5.437>
- Forrest, R., & Kearns, A. (2001). Social Cohesion, Social Capital and the Neighbourhood. *Urban Studies*, *38*(12), 2125–2143.
- Frank, B. (2017). Urban Systems: A Socio-Ecological System Perspective. *Sociology International Journal*, *1*(1). <https://doi.org/10.15406/sij.2017.01.00001>
- Frantzeskaki, N., & Tilie, N. (2014). The dynamics of Urban Ecosystem Governance in Rotterdam, the Netherlands. *Ambio*, *43*, 542–555.
- Galler, C.; Albert, C.; von Haaren, C. From regional environmental planning to implementation: Paths and challenges of integrating ecosystem services. *Ecosystem Service* 2016, *18*, 118–129, doi:10.1016/j.ecoser.2016.02.031
- Geneletti, D., & Zardo, L. (2016). Ecosystem-based adaptation in cities: An analysis of European urban climate adaptation plans. *Land Use Policy*, *50*, 38–47. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2015.09.003>
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, *86*, 235–245. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2012.08.019>
- Gómez-Baggethun, E., B. MartínLópez, D. Barton, L. Braat, H. Saarikoski, Kelemen, M. García-Llorente, E., J. van den Bergh, P. Arias, P. Berry, L., M. Potschin, H. Keene, R. Dunford, C. Schröter-Schlaack, P. Har 2014 EU FP7 OpenNESS Project Deliverable 4.1.

- Grimm, N. B., Faeth, Stanley H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, Jianguo, Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities.pdf. *Science*, 319, 756760.
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., ... Elmqvist, T. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models, and implementation. *Ambio*, 43(4), 413–433. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>
- Haines-Young, R., & Potschin, M. (2016). *The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being and marine protected areas*.
- 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 DOI 10.1007/s13280-014-0510-2
- Harlan, S. L., Brazel, A. J., Prasad, L., Stefanov, W. L., & Larsen, L. (2006). Neighborhood microclimates and vulnerability to heat stress. *Social Science and Medicine*, 63(11), 2847–2863. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2006.07.030>
- Holling, C. S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4:1-23
- Holling, C. S. 1996. Engineering resilience versus ecological resilience. Pages 31-44 in P. C. Schulze, editor. *Engineering within ecological constraints*. National Academy Press, Washington, D.C., USA
- Howard, E. (1902). The garden cities of To-morrow. retrieved from: <http://urbanplanning.library.cornell.edu/DOCS/howard.htm>
- Ibes, D. C. (2015). A multi-dimensional classification and equity analysis of an urban park system: A novel methodology and case study application. *Landscape and Urban Planning*, 137, 122–137. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.014>
- Ikeme, J. (2003). Equity, environmental justice and sustainability: Incomplete approaches in climate change politics. *Global Environmental Change*, 13(3), 195–206. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(03\)00047-5](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(03)00047-5)
- Jansson, Å. (2013). Reaching for a sustainable, Resilient urban future using the lens of ecosystem services. *Ecological Economics*, 86, 285–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.06.013>
- Kabisch, N. (2015). Ecosystem service implementation and governance challenges in urban green space planning-The case of Berlin, Germany. *Land Use Policy*, 42, 557–567. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.09.005>
- Kabisch, N., Strohbach, M., Haase, D., & Kronenberg, J. (2016). Urban green space availability in European cities. *Ecological Indicators*, 70, 586–596. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.029>
- Kaczorowska, A., Kain, J. H., Kronenberg, J., & Haase, D. (2016). Ecosystem services in urban land use planning: Integration challenges in complex urban settings—Case of Stockholm. *Ecosystem Services*, 22, 204–212. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.04.006>
- Kallis, G., Kostakis, V., Lange, S., Muraca, B., Paulson, S., & Schmelzer, M. (2018). Research on Degrowth. *Annual Review of Environment and Resources*, 43, 291–316. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102017-025941>
- Kandziora, M., Burkhard, B., & Müller, F. (2013). Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators: A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators*, 28, 54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>
- Kenter, J. O., Raymond, C. M., van Riper, C. J., Azopardi, E., Brear, M. R., Calcagni, F., ... Thankappan, S. (2019). Loving the mess: navigating diversity and conflict in social values for sustainability. *Sustainability Science*, 14(5), 1439–1461. <https://doi.org/10.1007/s11625-019-00726-4>
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., ... Crossman, N. D. (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, 74, 392–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>
- Langemeyer, J., & Connolly, J. J. T. (2020). Weaving notions of justice into urban ecosys-

tem services research and practice. *Environmental Science & Policy*, 109, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.021>

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*, 707, 135487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135487>

Larondelle, N., Haase, D., & Kabisch, N. (2014a). Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Global Environmental Change*, 26(1), 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.008>

Larondelle, N., Haase, D., & Kabisch, N. (2014b). Mapping the diversity of regulating ecosystem services in European cities. *Global Environmental Change*, 26(1), 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.008>

Lee, A. C. K., Jordan, H. C., & Horsley, J. (2015). Value of urban green spaces in promoting healthy living and wellbeing: Prospects for planning. *Risk Management and Healthcare Policy*. <https://doi.org/10.2147/RMHP.S61654>

Lennon, M.; Scott, M. Delivering ecosystems services via spatial planning: Reviewing the possibilities and implications of a green infrastructure approach. *Town Plan. Rev.* 2014, 85, 563–587, doi:10.3828/tpr.2014.35.

Li, P., Sheng, M., Yang, D., & Tang, L. (2019). Evaluating flood regulation ecosystem services under climate, vegetation and reservoir influences. *Ecological Indicators*, 107(August), 105642. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105642>

Li, X., Zhang, C., Li, W., Ricard, R., Meng, Q., & Zhang, W. (2015). Assessing street-level urban greenery using Google Street View and a modified green view index. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14(3), 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.06.006>

Locatelli B., 2016. Ecosystem Services and Climate Change. In: Routledge Handbook of Ecosystem Services. M. Potschin, R. Haines-Young,

R. Fish and R. K. Turner (eds). Routledge, London and New York, pp. 481–490. ISBN 978-1-138-02508-0 <https://www.routledge.com/products/9781138025080>

Loudon, J.C., (1829) London plan of Loudon. Retrieved from: [https://www.gardenvisit.com/landscape\\_architecture/london\\_landscape\\_architecture/landscape\\_planning\\_pos\\_public\\_open\\_space/1929\\_loudon\\_breathing\\_zones](https://www.gardenvisit.com/landscape_architecture/london_landscape_architecture/landscape_planning_pos_public_open_space/1929_loudon_breathing_zones)

MacKinnon K, Sobrevila C, Hickey V et al (2008) Biodiversity, climate change and adaptation: nature-based solutions from the Word Bank portfolio. World Bank, Washington, DC

Maas, J., Verheij, R. A., De Vries, S., Spreeuwenberg, P., Schellevis, F. G., & Groenewegen, P. P. (2009). Morbidity is related to a green living environment. *Journal of Epidemiology and Community Health*, 63(12), 967–973. <https://doi.org/10.1136/jech.2008.079038>

Maes, J., Liqueste, C., Teller, A., Erhard, M., Paracchini, M. L., Barredo, J. I., ... Lavalle, C. (2016). An indicator framework for assessing ecosystem services in support of the EU Biodiversity Strategy to 2020. *Ecosystem Services*, 17, 14–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.023>

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., ... Hauck, J. (2013). An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. In *Publications office of the European Union, Luxembourg*. <https://doi.org/10.2779/12398>

Martnez-Harms, M. J., & Balvanera, P. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: A review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 8(1–2), 17–25. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.663792>

Mascarenhas, A., Ramos, T. B., Haase, D., & Santos, R. (2015). Ecosystem services in spatial planning and strategic environmental assessment—A European and Portuguese profile. *Land Use Policy*, 48, 158–169. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.012>

Massoni, E. S., Barton, D. N., Rusch, G. M., & Gundersen, V. (2018). Bigger, more diverse and

- better? Mapping structural diversity and its recreational value in urban green spaces. *Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.013>
- Mazza, L., Bennett, G., Nocker, L. De, Gantioler, S., Margerison, L. L., Kaphengst, C. T., ... Diggelen, R. Van. [2011]. *Green Infrastructure Implementation and Efficiency. Final report for the European Commission, DG Environment on Contract ENV.B.2/SER/2010/0059*. 288.
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., & Frantzeskaki, N. [2015a]. Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 12, 152–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.012>
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., & Frantzeskaki, N. [2015b]. Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 12, 152–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.012>
- McPhearson, T., Kremer, P., & Hamstead, Z. A. [2013]. Mapping ecosystem services in New York City: Applying a social-ecological approach in urban vacant land. *Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.005>
- McPhearson, T., Pickett, S. T. A., Grimm, N. B., Niemelä, J., Alberti, M., Elmqvist, T., ... Qureshi, S. [2016a]. Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. *BioScience*, 66(3), 198–212. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw002>
- McPhearson, T., Pickett, S. T. A., Grimm, N. B., Niemelä, J., Alberti, M., Elmqvist, T., ... Qureshi, S. [2016b]. Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. *BioScience*, 66(3), 198–212. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw002>
- Meerow, S., & Newell, J. P. [2019]. Urban resilience for whom, what, when, where, and why? *Urban Geography*, 40(3), 309–329. <https://doi.org/10.1080/02723638.2016.1206395>
- Meerow, S., Newell, J. P., Mendizabal, M., Heidrich, O., Feliu, E., García-Blanco, G., ... Hayden, M. [2004]. Reaching for a sustainable, Resilient urban future using the lens of ecosystem services. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 8(2), 410–418. <https://doi.org/10.1080/02723638.2016.1206395>
- Meerow, S., Newell, J. P., & Stults, M. [2016]. Defining urban resilience: A review. *Landscape and Urban Planning*, 147, 38–49. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2015.11.011>
- Millenium Ecosystem Assessment. [2005]. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-484-0\\_1](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-484-0_1)
- Mogollón, B., Villamagna, A. M., Frimpong, E. A., & Angermeier, P. L. [2016]. Mapping technological and biophysical capacities of watersheds to regulate floods. *Ecological Indicators*, Vol. 61, pp. 483–499. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.09.049>
- Moreno-Jiménez, A., Cañada-Torrecilla, R., Vidal-Domínguez, M. J., Palacios-García, A., & Martínez-Suárez, P. [2016]. Assessing environmental justice through potential exposure to air pollution: A socio-spatial analysis in Madrid and Barcelona, Spain. *Geoforum*, 69, 117–131. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2015.12.008>
- Nelson, G. C., Bennett, E., Berhe, A. A., Cassman, K. G., Defries, R., Dietz, T., ... Zurek, M. [2005]. Drivers of change in ecosystem condition and services. *Ecosystems and Human Well-Being; Scenarios. Millenium Ecosystem Assessment*, 2, 173–222.
- Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K. N., Rusch, G. M., Waylen, K. A., Delbaere, B., ... Wittmer, H. [2017]. The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of The Total Environment*, Vol. 579, pp. 1215–1227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.106>
- Niemelä, J. [1999]. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation*, 8, 119–131.
- Niemelä, J., & McDonnell, M. J. [2013]. The History of Urban Ecology. *Urban Ecology*, 5–13. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0002>
- Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. [2006]. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4(3–4), 115–123. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>
- Olmsted, F.L., [1870] 'The need of public parks'. From a speech he delivered in Boston in 1870.

retrieved from: [http://alvaradohistory.com/yahoo\\_site\\_admin/assets/docs/publicparks-city-beautification.362182108.pdf](http://alvaradohistory.com/yahoo_site_admin/assets/docs/publicparks-city-beautification.362182108.pdf)

Pauleit, S., Ambrose-Oji, B., Andersson, E., Anton, B., Buijs, A., Haase, D., ... Konijnendijk van den Bosch, C. (2019). Advancing urban green infrastructure in Europe: Outcomes and reflections from the GREEN SURGE project. *Urban Forestry and Urban Greening*, 40(May 2018), 4–16. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.006>

Pauleit, S., Zölch, T., Hansen, R., Randrup, T. B., & Konijnendijk van den Bosch, C. (2017a). *Nature-Based Solutions and Climate Change – Four Shades of Green*. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_3)

Pauleit, S., Zölch, T., Hansen, R., Randrup, T. B., & Konijnendijk van den Bosch, C. (2017b). *Nature-Based Solutions and Climate Change – Four Shades of Green*. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_3)

Pham, T., Apparicio, P., Seguin, A.-M., Landry, S., & Gagnon, M. (2012). Spatial distribution of vegetation in Montreal\_ An uneven distribution or environmental inequity.pdf. *Landscape and Urban Planning*, 107, 212–224.

Potschin, M. B., & Haines-Young, R. H. (2011). Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography*, 35(5), 575–594. <https://doi.org/10.1177/0309133311423172>

Raymond, C. M., Pam, B., Breil, M., Nita, M. R., Kabisch, N., de Bel, M., ... Calfapietra, C. (2017). An Impact Evaluation Framework to Support Planning and Evaluation of Nature-based Solutions Projects. Report prepared by the EKLIPSE Expert Working Group on Nature-based Solutions to Promote Climate Resilience in Urban Areas. In *EKLIPSE*.

Romero-Lankao, P., Gnatz, D. M., Wilhelmi, O., & Hayden, M. (2016a). Urban sustainability and resilience: From theory to practice. *Sustainability [Switzerland]*, 8(12). <https://doi.org/10.3390/su8121224>

Romero-Lankao, P., Gnatz, D. M., Wilhelmi, O., & Hayden, M. (2016b). Urban sustainability and resilience: From theory to practice. *Sustainability*

*[Switzerland]*. <https://doi.org/10.3390/su8121224>

Rozas-Vásquez, D., Fürst, C., Geneletti, D., & Almendra, O. (2018). Integration of ecosystem services in strategic environmental assessment across spatial planning scales. *Land Use Policy*, 71, 303–310. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.015>

Runting, R. K., Bryan, B. A., Dee, L. E., Maseyk, F. J. F., Mandle, L., Hamel, P., ... Rhodes, J. R. (2017). Incorporating climate change into ecosystem service assessments and decisions: a review. *Global Change Biology*, 23(1), 28–41. <https://doi.org/10.1111/gcb.13457>

Rutt, R. L., & Gulsrud, N. M. (2016). Green justice in the city: A new agenda for urban green space research in Europe. *Urban Forestry & Urban Greening*, 19, 123–127. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2016.07.004>

Sauter, I., Kienast, F., Bolliger, J., Winter, B., & Pazúr, R. (2019). Changes in demand and supply of ecosystem services under scenarios of future land use in Vorarlberg, Austria. *Journal of Mountain Science*, 16(12), 2793–2809. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-5124-x>

Schewenius, M., McPhearson, T., & Elmqvist, T. (2014). Opportunities for increasing resilience and sustainability of urban social-ecological systems: Insights from the URBES and the cities and biodiversity outlook projects. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0505-z>

Schleyer, C., Görg, C., Hauck, J., & Winkler, K. J. (2015). Opportunities and challenges for mainstreaming the ecosystem services concept in the multi-level policy-making within the EU. *Ecosystem Services*, 16(2015), 174–181. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.014>

Schröter, M., van der Zanden, E. H., van Oudenhoven, A. P. E., Remme, R. P., Serna-Chavez, H. M., de Groot, R. S., & Opdam, P. (2014). Ecosystem Services as a Contested Concept: A Synthesis of Critique and Counter-Arguments. *Conservation Letters*, 7(6), 514–523. <https://doi.org/10.1111/conl.12091>

Sellberg, M.M., Ryan, P., Borgström, S. T., Norström, A. V., & Peterson, G. D. (2018). From resilience thinking to Resilience Planning: Lessons

- from practice. *Journal of Environmental Management*, 217, 906–918. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2018.04.012>
- Sellberg, My M, Wilkinson, C., & Peterson, G. D. (2018). *Resilience assessment : a useful approach to navigate urban sustainability*. 20(1).
- Spangenberg, J. H., Von Haaren, C., & Settele, J. (2014). The ecosystem Services Cascade: further developing the metaphor. Integrating societal processes to accommodate social processes and planning, and the case of bioenergy. *Ecological Economics*, 104, 22–32.
- Sugiyama, T., Leslie, E., Giles-Corti, B., & Owen, N. (2008). Associations of neighbourhood greenness with physical and mental health: do walking, social coherence and local social interaction explain the relationships? *Journal of Epidemiology and Community Health*, 62(5). <https://doi.org/10.1136/jech.2007.064287>
- Tallis, M., Taylor, G., Sinnott, D., & Freer-Smith, P. (2011). Estimating the removal of atmospheric particulate pollution by the urban tree canopy of London, under current and future environments. *Landscape and Urban Planning*, 103(2), 129–138. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.07.003>
- TEEB (2010), The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations. Edited by Pushpam Kumar. Earthscan: London and Washington.
- The Conservation Fund (2004) retrieved from: <https://www.conservationfund.org/our-work/cities/> last access 26 December 2020
- Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167–178. <https://doi.org/10.1016/J.LAN-DURBPLAN.2007.02.001>
- van den Bosch, M., & Ode Sang, Å. (2017). Urban natural environments as nature-based solutions for improved public health – A systematic review of reviews. *Environmental Research*, 158, 373–384. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2017.05.040>
- Van Oudenhoven, A. P. E., Petz, K., Alkemade, R., Hein, L., & De Groot, R. S. (2012). Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecological Indicators*, 21, 110–122. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.01.012>
- Vasiljevic, N., & Gavrilovic, S. (2019). Cultural Ecosystem Services. *Springer Nature Switzerland AG 2019. W. Leal Filho et Al. (Eds.), Life on Land, Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*, 209–218. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-95981-8\\_47](https://doi.org/10.1007/978-3-319-95981-8_47)
- Verma, P., & Raghubanshi, A. S. (2018). Urban sustainability indicators: Challenges and opportunities. *Ecological Indicators*, 93(Feb-ruary), 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.05.007>
- 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*, 15, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>
- Wallace, K. J. (2007, October 1). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, Vol. 139, pp. 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>
- Wang, J., & Banzhaf, E. (2018). Towards a better understanding of Green Infrastructure: A critical review. *Ecological Indicators*, 85, 758–772. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2017.09.018>
- Wen, C., Albert, C., & Von Haaren, C. (2020). Equality in access to urban green spaces: A case study in Hannover, Germany, with a focus on the elderly population. *Urban Forestry and Urban Greening*, 55(July), 126820. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126820>
- Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough.' *Landscape and Urban Planning*, 125, 234–244. <https://doi.org/10.1016/J.LAN-DURBPLAN.2014.01.017>
- Wolff, S., Schulp, C. J. E., & Verburg, P. H. (2015). Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives.

*Ecological Indicators*, 55, 159–171. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.03.016>

Woodruff, S. C., & BenDor, T. K. (2016). Ecosystem services in urban planning: Comparative paradigms and guidelines for high quality plans. *Landscape and Urban Planning*, 152, 90–100. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.04.003>

Wright Wendel, H. E., Zarger, R. K., & Mihelcic, J. R. (2012). Accessibility and usability: Green space preferences, perceptions, and barriers in a rapidly urbanizing city in Latin America. *Landscape and Urban Planning*, 107(3), 272–282. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2012.06.003>



## 4 LA VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI DI REGOLAZIONE PER LA PIANIFICAZIONE: UN CASO APPLICATIVO\*

### 4.1 Mappatura e valutazione dei SER rispetto alla rimozione del PM10 e al sequestro di carbonio in aree urbane

Per quanto riguarda mappatura e valutazione dell'offerta e della domanda di SER, in questo lavoro la ricerca si è limitata a due servizi ecosistemici specifici: la regolazione del clima (sequestro di CO<sub>2</sub>), e la rimozione di PM10 dall'atmosfera. Per supportare al meglio la pianificazione urbana e sviluppare un processo decisionale basato sui SE in grado di dare priorità alle aree e al tipo di intervento, è fondamentale identificare spazialmente quali aree presentano maggiori disallineamenti tra domanda e offerta di SE e valutare spazialmente il flusso dei benefici provenienti dalle diverse aree della città (Martnez-Harms & Balvanera, 2012). Nei seguenti paragrafi viene descritto prima il processo utilizzato per mappare domanda e offerta rispetto al servizio di rimozione di PM10 (4.2.1) e successivamente quello per valutare offerta e domanda in termini di sequestro di CO<sub>2</sub> (4.2.2). Per valutare poi i disallineamenti tra offerta e domanda, il paragrafo 4.2.3 presenta il calcolo del parametro ESDR (Ecosystem Services Supply Demand Ratio) che viene poi utilizzato per raggruppare i quartieri in classi diverse con prestazioni simili rispetto ai SE considerati per poi clusterizzarli ed identificare strategie ed interventi comuni.

#### 4.1.1 Filtrazione aria – Rimozione PM10

Il PM10 è una miscela complessa di particelle solide e liquide di sostanze organiche e inorganiche sospese nell'aria, caratterizzato da particelle con diametro inferiore a 10 micron che aumentano la predisposizione alle malattie respiratorie e cardiovascolari e possono causare asma e cancro ai polmoni (Malmqvist et al. 2018, OMS, 2013a). Le principali fonti di PM10 sono le polveri minerali (principalmente Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, Fe, Ti, Sr, CaCO<sub>3</sub>, Mg, Mn e K), le emissioni derivanti dalla produzione di energia

---

\* Parte di questo capitolo è già stato pubblicato su Vignoli, Francesca, de Luca, Claudia, Tondelli, Simona (2021). A Spatial Ecosystem Services Assessment to Support Decision and Policy Making: The Case of the City of Bologna. SUSTAINABILITY, vol. 13, p. 1-19, ISSN: 2071-1050, doi: 10.3390/su13052787

(SO<sub>4</sub>, V, Zn e Ni), i gas di scarico dei veicoli (carbonio organico ed elementare, NO<sub>3</sub>- e oligoelementi) e gli aerosol marini (Na, Cl e Mg). Possono essere prodotti da attività antropiche (come i processi di combustione per il riscaldamento o la produzione industriale) o da fonti naturali (come incendi boschivi, eruzioni vulcaniche o dispersione di polline). Su scala urbana, secondo uno studio condotto in varie città dell'UE da Querol et al. 2004; Rodríguez et al. 2004, le principali fonti di contributo sono il traffico (compresi i prodotti di scarico e di abrasione), che rappresenta il 35-55% del PM<sub>10</sub>, e l'industria, che rappresenta il 15-25% del PM<sub>10</sub>.

Inoltre, sia i livelli che la composizione del PM nell'aria dipendono dalla climatologia, dalla geologia e dalla topografia di una determinata regione. Anche se ciò può comportare ampie variazioni nei livelli di PM nelle regioni dell'Unione Europea, la Commissione Europea ha fissato valori limite per le concentrazioni ambientali di PM per l'intera UE. Nelle aree urbane, i componenti delle infrastrutture verdi e blu, come gli alberi e le aree erbacee, possono contribuire a ridurre il PM<sub>10</sub> nell'aria, migliorando così la qualità complessiva dell'aria in città e rappresentando i servizi ecosistemici di filtraggio dell'aria e regolazione dei gas. Nei prossimi paragrafi verrà dunque valutata e mappata l'offerta di rimozione del PM<sub>10</sub> da parte dell'IVB, la domanda di rimozione di PM<sub>10</sub> sulla base delle emissioni presenti nel territorio del caso di Bologna e il rapporto tra offerta e domanda valutato sulle varie zone della città.

#### *Filtrazione aria – offerta rispetto alla rimozione PM<sub>10</sub>*

Mentre i dati sulla copertura del suolo (Janssen et al., 2008) o sulla copertura del suolo e la distribuzione arborea mista (Salata et al., 2017) sono stati utilizzati in studi precedenti, all'interno di questo lavoro la fornitura di filtraggio dell'aria – e in particolare la riduzione del PM<sub>10</sub> – viene calcolata applicando i tassi di rimozione del PM<sub>10</sub> (RRPM<sub>10</sub>) alla copertura arborea urbana (TCC) e alla copertura erbosa (GC). Infatti, seguendo Baró et al., 2014; McPhearson et al., 2013; Nowak et al., 2006a, quando sono disponibili dati sulla distribuzione degli alberi e sulle specie, i valori di TCC possono fornire risultati più accurati in termini di filtraggio dell'aria e fornitura di stoccaggio del carbonio. L'eq. (10) descrive in dettaglio come è stata calcolata la fornitura di filtraggio dell'aria (S):

$$S \left[ \frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{year}} \right] = \frac{A_{\text{TCC}} [\text{m}^2] \cdot \text{RR}_{\text{PM}_{10}, \text{trees}} \left[ \frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{year}} \right]}{A_{\text{district}} [\text{m}^2]} + \frac{A_{\text{GC}} [\text{m}^2] \cdot \text{RR}_{\text{PM}_{10}, \text{grass}} \left[ \frac{\text{g}}{\text{m}^2 \cdot \text{year}} \right]}{A_{\text{district}} [\text{m}^2]} \quad (10)$$

Dove:

**Tasso di rimozione PM<sub>10</sub> RRPM<sub>10</sub>, tree (alberi):** Poiché le capacità degli alberi variano in base alle condizioni meteorologiche, ai livelli di inquinamento atmosferico, allo stato e alla specie dell'albero, vari studiosi hanno sviluppato diversi coefficienti per stimare un tasso medio di rimozione del PM<sub>10</sub>. In questo studio vengono usati i

valori stimati da Geneletti et al. 2020 per la valutazione dei servizi ecosistemici nella città di Trento (2,73 g/m<sup>2</sup> all'anno).

**Tasso di rimozione PM10 RRPM10, grass (erba):** Anche l'erba e le erbacee contribuiscono alla deposizione e al filtraggio del PM10, ma con un tasso di rimozione inferiore. Secondo diversi studiosi (Escobedo et al., 2008; McPhearson et al., 2016) il valore medio del tasso di rimozione dell'erba sarebbe di circa 1,1 g/m<sup>2</sup>, che corrisponde approssimativamente al tasso di rimozione degli alberi diviso per 2,5.

**ATCC Tree Canopy Cover e AGC copertura erbosa:** ATCC e AGC rappresentano la superficie della chioma degli alberi e quella della copertura erbosa rispettivamente, e possono essere ottenuti tramite lo strumento i-Tree canopy (Baró et al., 2014; Nowak et al., 2006a). I-Tree Canopy è una web-app in grado di stimare il TCC e altre categorie di copertura dell'uso del suolo (in percentuale o metri quadrati) attraverso un'analisi di fotografie aeree condotta dall'utente. Di conseguenza, l'accuratezza dei risultati si basa sulla precisione e sull'attenzione dell'operatore. Per comprendere la distribuzione di ATCC e AGC all'interno delle aree urbane, è stata eseguita dunque la valutazione in diversi quartieri per essere in grado di differenziare e confrontare diverse unità all'interno dello stesso sistema urbano. Le seguenti classi di copertura sono state incluse in I-tree utilizzando le immagini aeree per distinguere:

- Costruito e sigillato (BU);
- Acque e zone umide (W);
- Terreno nudo (BS);
- Erba e arbusti (GS);
- Alberi e boschi (TW)

Successivamente al riconoscimento manuale delle coperture del suolo, il software analizza in modo casuale i punti all'interno del confine fornito e propone delle stime generate sulla base delle percentuali di classi del suolo riconosciute. Al termine del processo iterativo, lo strumento fornisce agli utenti la percentuale delle diverse classi di copertura, tra cui la copertura arborea (ATCC) e la copertura erbosa (AGC).

#### *Filtrazione dell'aria – la domanda di rimozione del PM10*

La domanda rispetto ai SER fa solitamente riferimento al valore normativo esistente o a standard di qualità ambientale, qualora presenti, (ad esempio, i livelli di inquinamento atmosferico per la purificazione dell'aria), considerando implicitamente la vulnerabilità o l'esposizione della società a queste pressioni (Baró et al., 2015). La prima direttiva europea che introduce gli attuali limiti di concentrazione di PM10 è la 1999/30/CE. Tale legislazione richiedeva che il rispetto dei nuovi limiti dovesse essere raggiunto entro il 2005.

Essi erano:

— valore limite di 24 ore per la protezione della salute umana: 50 µg/m<sup>3</sup>, da non superare più di 35 volte all'anno;

— Valore limite annuale per la protezione della salute umana: 40 µg/m<sup>3</sup>.

Ciononostante, le linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) suggeriscono un valore soglia di 50 µg/m<sup>3</sup> per la media annua e 20 µg/m<sup>3</sup> per la media delle 24 ore (OMS, 2006).

Seguendo l'approccio di Nowak et al., 2006, in questo lavoro, non si fa riferimento ai limiti di legge, bensì si considera la domanda come la concentrazione effettivamente misurata di PM10 nell'area di studio. I dati relativi alle concentrazioni di PM10 nell'aria sono raccolti attraverso le stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria nelle città e tali dati sono normalmente ad accesso libero attraverso il portale web della città. Tuttavia, le concentrazioni non possono essere direttamente paragonate alla rimozione di PM10 fornita dal IVB urbano, poiché sono espresse in due diverse unità di misura:

— Concentrazione: µg/m<sup>3</sup>;

— Rimozione: g/m<sup>2</sup> all'anno.

Dunque, un parametro chiave per l'inquinamento atmosferico è l'altezza verticale in cui una particolare materia si mescola con l'aria e si disperde gradualmente. Secondo Chen et al. 2019; Larondelle e Lauf 2016; Nowak et al., 2006 l'altezza della colonna d'aria corrisponde a 200 m, considerando la bassa troposfera e portando ad una domanda totale di presenza di PM10 di 4800 µg/m<sup>2</sup> all'ora.

$$D_{PM10,h} = C_{PM10} \left[ \frac{\mu g}{m^3} \right] * 200 \left[ \frac{m}{h} \right] \quad (11)$$

Dove CPM10 è la concentrazione di PM10 rilevata dalle stazioni di monitoraggio e 200m rappresenta l'altezza della colonna. Poiché il valore ottenuto è un valore medio della distribuzione di PM10 in città ed include già la quota di PM10 filtrato dall'IVB, è stata anche calcolata la percentuale di miglioramento della qualità dell'aria (AQI), per essere confrontabile con altri studi ( Baró et al., 2015; Nowak et al., 2006a). L'AQI si definisce come PM10 effettivamente rimosso (che in questa analisi coincide con l'offerta) diviso per la somma del PM10 presente (che in questa analisi coincide con la domanda DPM10) e del PM10 rimosso (che qui coincide con l'offerta SPM10).

$$AQI[\%] = \frac{S_{PM10} \left[ \frac{g}{m^2 \cdot year} \right]}{D_{PM10} \left[ \frac{g}{m^2 \cdot year} \right] + S_{PM10} \left[ \frac{g}{m^2 \cdot year} \right]} \cdot 100 \quad (12)$$

#### 4.1.2 *Regolamentazione globale del clima: Sequestro di carbonio*

L'anidride carbonica (CO<sub>2</sub>) è sempre stata presente nell'atmosfera come gas traccia ed è stata necessaria per lo sviluppo della vita, consentendo la fotosintesi e permettendo la vita sulla terra. La presenza di CO<sub>2</sub> nell'atmosfera è causata sia da fonti naturali che antropiche. Nel primo caso principalmente attraverso la decomposizione della materia organica, il rilascio negli oceani, la respirazione cellulare, le eruzioni dei vulcani e gli incendi boschivi. D'altra parte, le attività umane hanno contribuito negli anni ad aumentare in maniera esponenziale le percentuali di CO<sub>2</sub> in atmosfera, tra cui principalmente la produzione di energia attraverso la combustione di fonti fossili come carbone, petrolio e gas naturale. Tuttavia, l'eccessivo aumento di CO<sub>2</sub> ed altri gas a effetto serra, dovuto alle attività umane, ha portato a cambiamenti drammatici nel ciclo del carbonio e nell'equilibrio dei cicli degli elementi sulla terra, contribuendo drasticamente al riscaldamento globale (IPCC, 2014). L'anidride carbonica, pur assorbendo meno calore per molecola rispetto ad altri gas serra, è comunque la più importante, poiché è presente in alte concentrazioni, può persistere nell'atmosfera per periodi di tempo più lunghi e può assorbire lunghezze d'onda delle radiazioni termiche non assorbite da altri gas serra. L'aumento dell'anidride carbonica atmosferica è responsabile di circa due terzi dello squilibrio energetico totale che sta causando l'aumento della temperatura terrestre (Lindsey, 2020). I cambiamenti climatici hanno già effetti osservabili e misurabili sull'ambiente: nel 2018 la temperatura è aumentata di  $0,99 \pm 0,13^\circ\text{C}$  rispetto agli anni preindustriali (1850-1900) (OMM, 2020), causando la diminuzione del ghiaccio marino artico, la diminuzione delle calotte glaciali terrestri, l'aumento del livello del mare e ondate di calore più intense (IPCC, 2018). Secondo la relazione europea sullo stato del clima, nel 2024 l'Europa è stata il continente che ha registrato il riscaldamento più rapido, rilevando l'anno più caldo mai registrato, con almeno 335 vittime e 413 000 persone gravemente impattate da eventi legati al cambiamento climatico.

Il sequestro del carbonio è il servizio ecosistemico correlato alla rimozione diretta di CO<sub>2</sub> in un periodo (cioè un anno) ed è fondamentale per cercare di reimmettere nel sistema naturale le emissioni di CO<sub>2</sub> prodotte dalle attività antropiche. Gli sforzi di mitigazione del cambio climatico (vedi capitolo 2) si concentrano infatti da un lato nel ridurre le emissioni, dall'altro nell'implementare azioni di riforestazione e imboschimento (Baró et al., 2014). Siccome le città hanno un impatto enorme sulle emissioni di CO<sub>2</sub>, le stesse città si stanno concentrando per aumentare la loro capacità di sequestro e stoccaggio di carbonio, ed è dunque necessario trovare metodi e strumenti per sopportarle in queste valutazioni.

Mentre il sequestro del carbonio è la quantità annuale di anidride carbonica che viene rimossa direttamente dall'IVB, lo stoccaggio del carbonio rappresenta il carbonio totale che può essere immagazzinato nei tronchi degli alberi, nei rami, nelle radici e nelle foglie. Non si tratta di un tasso periodico di diminuzione della CO<sub>2</sub>, ma della

capacità complessiva degli alberi e delle diverse coperture del suolo di rimuovere il carbonio dall'atmosfera. All'interno di questo lavoro verrà effettuata la valutazione di sequestro del carbonio.

#### *Valutare l'offerta di sequestro del carbonio*

Nel valutare l'offerta di sequestro del carbonio, viene qui valutato solo il contributo delle foreste urbane, poiché non ci sono riferimenti in letteratura che confermino il sequestro del carbonio da parte dell'erba o dei suoli nudi (McPhearson et al., 2013). L'apporto di questo SE può essere calcolato applicando i tassi di rimozione del carbonio ( $RR_{CO_2}$ ) alla copertura arborea ( $A_{TCC}$ ). Nowak e Crane 2002 hanno proposto un valore del tasso di carbonio di rimozione pari a 0,3 kgC/m<sup>2</sup> di copertura arborea all'anno.

Dove:

$$RR_{CO_2} \left[ \frac{g}{m^2 \cdot year} \right] = \frac{RR_C \left[ \frac{kgC}{m^2 \cdot year} \right] \cdot 10^3}{C} \quad (13)$$

$RR_{CO_2}$  è il tasso di rimozione della CO<sub>2</sub>;

$RR_C$  è il tasso di rimozione del carbonio ed è pari a 0,3 kgC/m<sup>2</sup> di copertura arborea all'anno;

$C$  è il fattore di conversione che permette di calcolare i grammi di CO<sub>2</sub> effettivamente rimossi.

Lavorando in unità metriche, è stato necessario trovare un coefficiente per i grammi. La massa atomica di C è 12 g/mole e la massa atomica di O è 16 g/mole. Di conseguenza, il tasso di rimozione della CO<sub>2</sub> è:

$$RR_{CO_2} = \frac{0,3 \left[ \frac{kgC}{m^2 \cdot year} \right] \cdot 10^3}{0,2727} = 1100 \frac{g}{m^2 \cdot year} \quad (14)$$

Infine, per valutare l'offerta totale di rimozione del carbonio ( $S$ ) è necessario moltiplicare il tasso di rimozione della CO<sub>2</sub> ( $RR_{CO_2}$ ) per la copertura arborea per distretto ( $A_{TCC}$ ), valutata attraverso l'i-Tree Canopy (come spiegato nella Sezione 4.3.1.2) e quindi distribuita su ciascuna area del distretto ( $A_{district}$ ).

*Valutare la Domanda di sequestro del carbonio*

$$S \left[ \frac{g}{m^2 \cdot year} \right] = \frac{RR_{CO_2} \left[ \frac{g}{m^2 \cdot year} \right] \cdot A_{TCC,district} [m^2]}{A_{district} [m^2]} \quad (15)$$

Mentre alcuni studi hanno considerato come domanda rispetto al sequestro del carbonio la riduzione delle emissioni e gli obiettivi di compensazione stabiliti a livello cittadino (Baró et al., 2015), qui ci riferiamo alla domanda come alle emissioni complessive di CO<sub>2</sub> prodotte dalla città in un anno. Poiché i dati disponibili sulle emissioni sono il più delle volte aggregati a livello regionale, metropolitano o cittadino, in questo lavoro sono state considerate le emissioni complessive di CO<sub>2</sub>, distribuite in modo omogeneo in tutta la città. Qualora i dati per le unità amministrative locali (cioè le emissioni per distretto) fossero disponibili, sarebbe utile utilizzarli ed applicarli alle unità spaziali di riferimento.

#### 4.1.3 Valutare la differenza tra offerta e domanda: ESDR

Il risultato dell'analisi tra offerta e domanda di uno specifico SE ci permette di valutare se esiste un equilibrio tra offerta e domanda di uno specifico SE, o se, ad esempio la domanda è insoddisfatta dalla fornitura attuale di SE (Baró et al. 2015). Un *mismatch*, in questo caso, può essere definito come la differenza di qualità o quantità che si verifica tra l'*offerta* e la *domanda* di uno specifico SE. Per valutare i disallineamenti tra domanda e offerta di SER e per informare ulteriormente le decisioni di pianificazione e gestione basate sulla loro distribuzione spaziale, in questo studio è stato utilizzato il parametro adimensionale del rapporto domanda-offerta dell'ecosistema (ESDR):

$$ESDR = \frac{S-D}{(S_{\max}+D_{\max})/2} \quad (16)$$

dove *S* rappresenta l'offerta di uno specifico servizi ecosistemico (Supply) e *D* la domanda per quello stesso servizio (Demand).

Come dettagliato nella sezione precedente, l'offerta e la domanda di uno specifico SE sono state aggregate al livello delle unità amministrative locali più piccole e spazialmente rilevanti, in questo caso i quartieri della città di Bologna. L'ESDR è stato poi calcolato con riferimento a quell'area territoriale (i.e. distrettuale o aree censuarie), consentendo:

- di valutare il rapporto tra domanda e offerta all'interno dei distretti/aree censuarie: se l'ESDR è maggiore di zero, si osserva un surplus di servizi ecosistemici e la domanda è compensata dall'offerta attuale; in caso contrario, se l'ESDR è negativo, l'offerta non è in grado di soddisfare la domanda, evidenziando una carenza nella distribuzione di tale servizio;
- il confronto tra diversi quartieri/aree censuarie all'interno del sistema urbano (Baró et al., 2016), attraverso la creazione di una scala composta da valori adimensionali comparabili.

I valori ESDR ottenuti attraverso il calcolo descritto al punto (16) sono indicatori di disallineamento tra i SE e possono essere utilizzati per raggruppare i distretti in classi diverse che presentano disallineamenti o prestazioni simili rispetto ai SE considerati. Al fine di definire la priorità di intervento contemplando i SE considerati, sono stati sommati i valori di ESDR riferiti ai diversi parametri mappati per quartiere per ottenere una rappresentazione della loro condizione complessiva ed in base ai valori ottenuti, i quartieri sono stati raggruppati in quattro diverse classi di priorità (molto alta, alta, media, bassa) e relative tipologie di interventi.

#### **4.2 Valutazione dei SER considerati nella città di Bologna**

Come accennato in precedenza, i metodi definiti nei precedenti paragrafi sono stati applicati alla città di Bologna. Secondo l'ufficio statistica del comune di Bologna, la popolazione di circa 390000 abitanti distribuiti su 140,86 km<sup>2</sup>, è aumentata con una variazione media annua del +0,32% dal 2003 al 2018 (Bologna, 2020). Bologna è cresciuta lentamente negli ultimi anni, a causa di una crescente immigrazione, soprattutto da altre regioni italiane. La città si estende su una superficie di circa 140 km quadrati ed è caratterizzata da un clima subtropicale umido (classificazione Cfa Koppen).

Il centro storico della città si trova a 54 m s.l.m. con un'elevata densità abitativa e relativa impermeabilità del suolo, mentre le colline (280 m s.l.m.) e i boschi, che rappresentano la maggior parte dell'area forestale urbana, si trovano a sud della città. Il resto della città presenta un'elevata percentuale di abitanti nella prima periferia confinante con il centro cittadino, con una distribuzione diversificata, la maggior parte dei terreni agricoli si trova sul lato ovest mentre l'area più industrializzata a nord est della città, ai margini della Pianura Padana.

Il primo step nella fase di mappatura dei SE nella città di Bologna, sia i SER che per i SEC è stato quello di creare una mappa di base in QGIS. A tutti i file è stato assegnato un unico sistema di riferimento: il sistema di coordinate proiettato WGS 1984 UTM Zone 32N. In secondo luogo, la maggior parte dei dati territoriali della città di Bologna, ovvero la mappa del comune, le circoscrizioni, le tracce censuarie, i dataset del censimento degli alberi, sono stati recuperati dalla piattaforma di dati Open access del Comune di Bologna (Comune di Bologna, n.d.) e dal geodatabase regionale (Regione Emilia-Romagna, 2018). Inoltre, per l'analisi dell'intero caso di studio abbiamo fatto riferimento, ove possibile, a dati *open access* recuperati da fonti ufficiali alla scala più disaggregata disponibile (ad esempio sezioni di censimento, distretto, città, livello metropolitano, regionale o nazionale). I risultati saranno presentati con riferimento a unità amministrative locali precostituite (es. quartieri, distretti, aree censuarie) al fine di rendere le diverse mappe dei SE spazialmente comparabili per i diversi SE.

4.2.1 Filtrazione aria – PM10

Per calcolare l’offerta di rimozione di PM10 da prete dell’IVB nella città di Bologna abbiamo utilizzato gli indici proposti da Geneletti et al. 2020 che fissano il tasso di rimozione degli alberi di PM10 a 2,73 g/m<sup>2</sup> all’anno e lo abbiamo moltiplicato per la copertura arborea e l’area erbosa di ogni quartiere della città. La mappa riguardante l’offerta di rimozione del PM 10 (Fig. 4-2) fornisce già una chiara panoramica della distribuzione di questo SE in città.

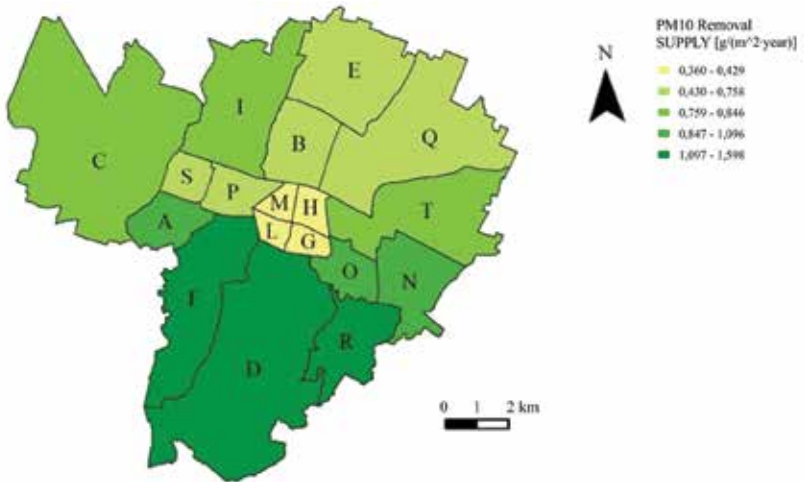


Figura 4-1 Fornitura di PM10 dell’infrastruttura verde di Bologna

Per quanto riguarda la domanda di rimozione del PM10 i dati relativi alle concentrazioni di PM10 sono liberamente accessibili attraverso il portale web del Comune di Bologna e sono stati raccolti da ARPAE, l’Agenzia Regionale per la Prevenzione, l’Ambiente e l’Energia dell’Emilia-Romagna. A Bologna sono presenti tre stazioni di monitoraggio della qualità dell’aria che raccolgono dati sulla concentrazione di PM10. È stato utilizzato un valore medio di 24 µg/m<sup>3</sup> e poi trasformato secondo i metodi descritti nella Sezione 6.3. Abbiamo quindi ottenuto un fabbisogno spazialmente uniforme di 42.048 g/(m<sup>2</sup>•anno). La classificazione delle differenze tra i distretti è stata effettuata attraverso la valutazione della percentuale di miglioramento della qualità dell’aria (AQI) e le percentuali di AQI ottenute attraverso questo studio variano tra lo 0,684% e il 2,759%, leggermente superiori a quelle presentate in letteratura (Baró et al., 2015).

La Fig. 4-4 mostra che i quartieri situati nella zona sud della città sono quelli che hanno il maggiore impatto positivo sul miglioramento della qualità dell’aria, poiché includono nel loro territorio un’ampia quantità di aree alberate e verdi; infatti, la maggior parte

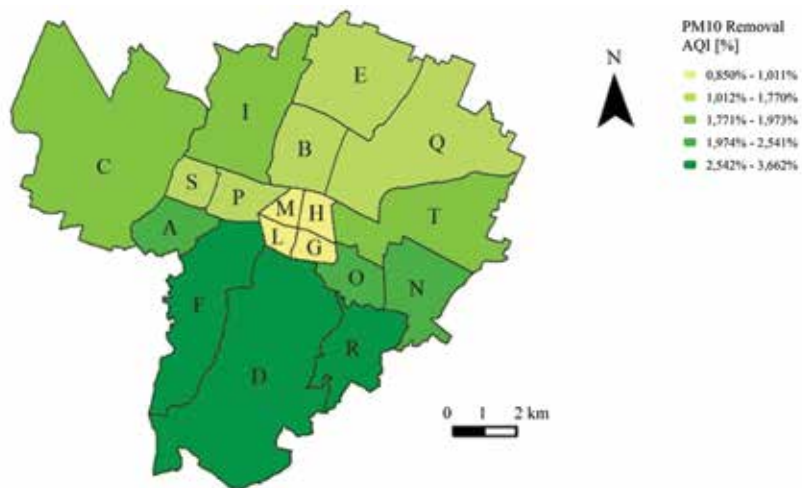


Figura 4-2 Valori di miglioramento della qualità dell'aria (AQI) per zona

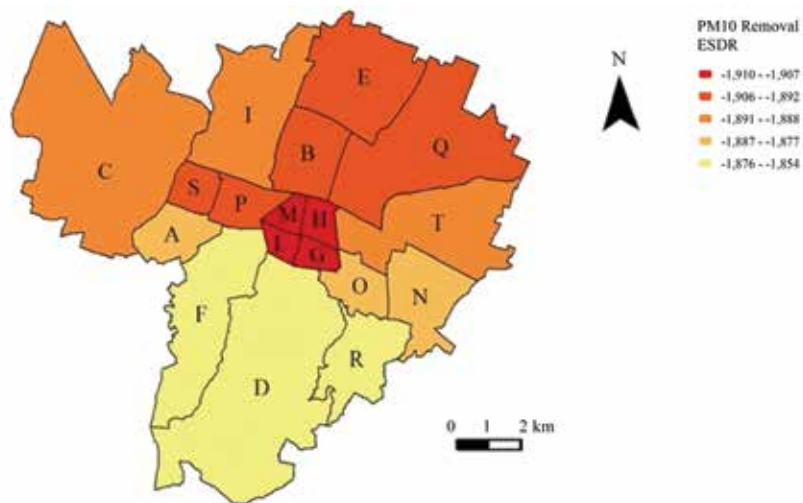


Figura 4-3 PM10 ESDR per zona

della foresta urbana delle città, con aree boschive che raggiungono valori fino al 100% di Treen Canopy Cover si trovano in quest'area. Il centro storico della città (quartieri G, H, L, M) presenta l'offerta più bassa, e quindi i maggiori disallineamenti in termini di ESDR di tutta la città. I quartieri del centro città presentano sia bassi valori di TCC che di aree verdi. Le aree settentrionali della città presentano elevati disallineamenti nella regolamentazione della qualità dell'aria essendo quartieri caratterizzati dalla presenza di terreni agricoli e industriali, con una bassa percentuale di TCC.

#### *4.2.2 Regolamentazione globale del clima – sequestro del carbonio*

Mentre la valutazione dell'offerta di rimozione del PM10 da parte dell'IVB urbana considera sia il contributo degli alberi che quello delle erbacee alla rimozione del PM10, nella valutazione del sequestro di carbonio è stato considerato solo il contributo degli alberi al sequestro del carbonio (McPhearson et al., 2013). La Fig. 4-5 mostra i valori di sequestro del carbonio in termini di  $g/(m^2 \cdot anno)$  e presenta alcune interessanti differenze con la precedente valutazione dell'offerta di PM10. Infatti, si notano variazioni più ampie in diverse aree della città, a seconda del numero di alberi e del relativo TCC. Il centro storico, ad esempio, presenta valori diversi tra i suoi quartieri, poiché, ad esempio, il quartiere H ospita il parco più grande del centro città (Parco della Montagnola), l'Orto Botanico Universitario e molti viali alberati. Dall'altra parte, il distretto C, situato all'estremo ovest della città, appartiene alla classe con le prestazioni peggiori essendo un distretto per lo più agricolo, con una copertura arborea (TCC) piuttosto limitata. Come per il PM10, non è stato possibile valutare la domanda di sequestro del carbonio per zona ed è stato assegnato un valore unico alle diverse zone della città. Inoltre, poiché i dati non erano disponibili a livello urbano, sono stati utilizzati e normalizzati i dati relativi alle emissioni di CO2 provenienti dal livello metropolitano (progetto INEMAR-ER) prodotti da ARPAE e Regione Emilia-Romagna (ARPAE, 2020). Questo valore corrisponde a  $1559.816 g/(m^2 \cdot anno)$ .

Poiché la domanda è diffusa in maniera omogenea in tutta la città, la mappa ESDR (Fig. 4-6) riflette la situazione presentata nella mappa dell'offerta di sequestro di carbonio. Come già notato, il quartiere H presenta una condizione moderatamente migliore rispetto alla media dei quartieri del centro città, per la presenza di uno dei più grandi parchi urbani di Bologna (Parco della Montagnola). Anche il distretto C (caratterizzato dalla maggiore presenza di aree agricole periurbane) è caratterizzato dalla classe ESDR più bassa, poiché presenta molti campi verdi e agricoli ma include pochi alberi.

#### *4.2.3 Clusterizzazione dei quartieri della città di Bologna*

Per i SE considerati, a ciascuna zona è stato assegnato un valore compreso tra 1 (ESDR più basso, condizione peggiore) e 5 (ESDR più alto, condizione migliore) utilizzando un algoritmo di normalizzazione del pacchetto ArcGIS. I valori ottenuti,

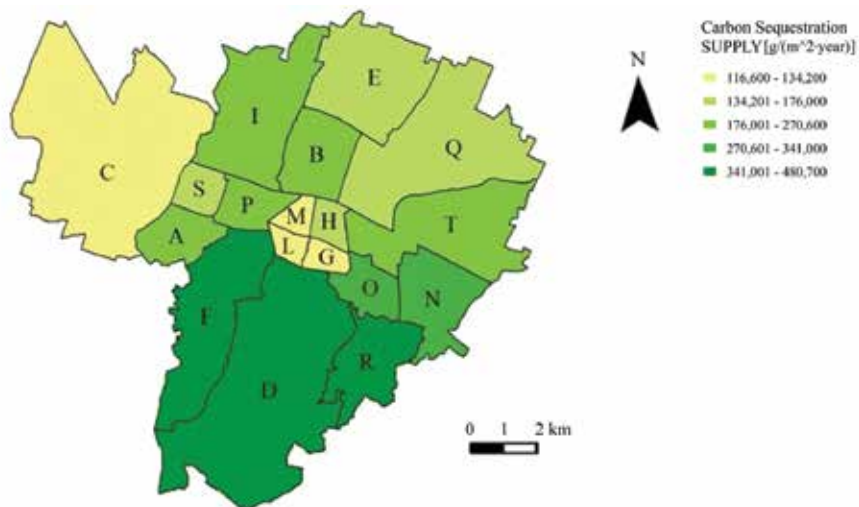


Figura 4-4 Fornitura di sequestro di carbonio per zone

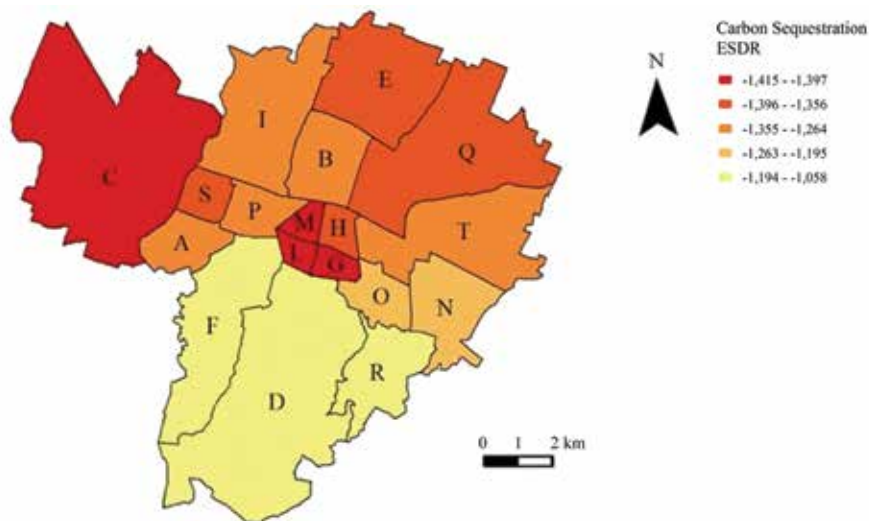


Figura 4-5 Valori ESDR sequestro del carbonio

corrispondenti alla performance complessiva di ciascun distretto in relazione ai SE considerati, sono stati utilizzati per classificare le zone in quattro classi (Fig.4-7) e caratterizzarle poi per priorità di intervento. I distretti che presentano disallineamenti simili presentano anche una percentuale simile in termini di copertura arborea e classi di uso del suolo. Questa caratterizzazione permette di identificare quattro classi di distretti con prestazioni simili.

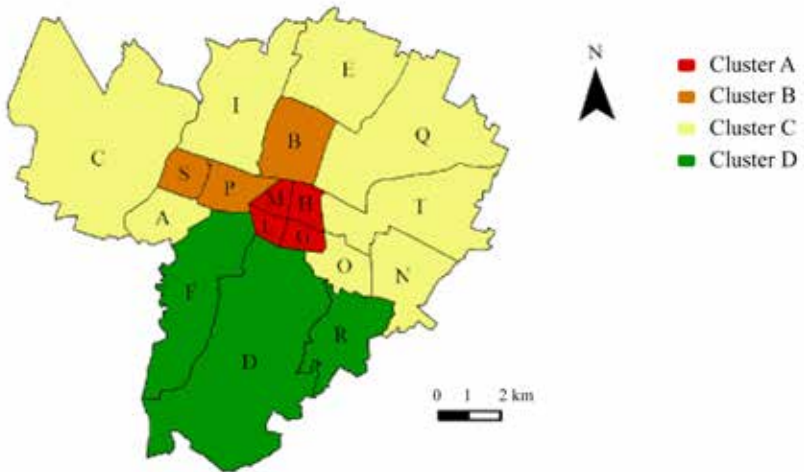


Figura 4-6 Cluster delle zone di Bologna per performance relative ai SE analizzati

Come riassume la Tabella 4-1, il rapporto tra l'uso predominante del suolo (edificato e sigillato e aree urbane verdi) e il TCC può essere considerato come un *proxy* della rimozione del PM 10 e del sequestro del carbonio nelle aree urbane.

La prima classe, il Cluster A (vedi Fig. 4-7 e Tab 4-1) corrisponde ai quartieri appartenenti al centro della città con un valore dei terreni edificati e sigillati (BU) superiore al 95% e TCC inferiore al 15%. Poiché queste aree presentano i più alti disallineamenti ESDR per i SE valutati, la priorità di intervento è stata riconosciuta come molto alta. La seconda classe presenta ancora un'elevata percentuale di suolo sigillato (BU non inferiore all'85%) con una bassa percentuale di TCC (che varia dal 15 al 25%). Questo cluster segnala ancora elevati disallineamenti in tutti i SE, quindi la priorità di intervento rimane alta. Il Cluster C include la maggiore variabilità includendo distretti con caratteristiche molto diverse, come BU dal 40 all'85% e AVU fino al 60%, con un valore ancora limitato di TCC (fino al 35%). Questo cluster presenta la più ampia variazione di prestazioni tra i SE, quindi la priorità di intervento è considerata media e dovrebbe riferirsi ai principali mismatch identificati nell'analisi dei singoli SE. Infi-

Cluster distrettuale	Costruito e sigillato (BU%)	Aree Urbane Verdi	Copertura della chioma dell'albero	Priorità di intervento	Intervento suggerito
<b>Cluster A</b>	BU>95%	AVU<5%	Emissioni < 15%	Molto alto	NBS ibrido, tetti verdi e pareti verdi, alberi singoli, SUDS
<b>Cluster B</b>	85%<BU<95%	5%<AVU<15%	15%<TCC<25%	Alto	NBS ibrido, tetti verdi e pareti verdi, alberi singoli, SUDS Intervento di rigenerazione urbana
<b>Cluster C</b>	40%<BU<85%	15%<AVU<60%	10%<TCC<35%	Medio	Foresta urbana, Interventi di rigenerazione urbana
<b>Cluster D</b>	BU<50%	AVU>50%	TCC>35%	Basso	Non è necessario alcun intervento prioritario

Tabella 4-1 Raggruppamento di distretti in base all'uso predominante del suolo e alla copertura della chioma degli alberi.

ne, il quarto gruppo (Cluster D) comprende i distretti con i disallineamenti ESDR più bassi o nulli, corrispondenti alla parte collinare e boscata della città. Questo cluster non necessita di alcun intervento per quanto riguarda i SE valutati in questo lavoro.

### 4.3 Principali esiti a valle delle valutazioni dei SER nella città di Bologna

Nel caso della città di Bologna, confrontando i valori spaziali della domanda e dell'offerta attraverso l'ESDR, si può osservare che le carenze tendono a diminuire spostandosi dal centro storico verso le aree suburbane per i SE considerati.

Guardando alla rimozione del PM10, i risultati sono in linea con studi simili. Nowak et al.2006a hanno rilevato che l'AQI varia dallo 0,2% all'1,0% in diverse città degli Stati Uniti e Baró et al. 2015 hanno osservato un intervallo tra lo 0,5% e l'1,89% in 5 città europee nel 2011. Anche se l'AQI calcolato per la città di Bologna è leggermente superiore a quello riscontrato in letteratura, compreso tra lo 0,6% e il 2,7%, il miglioramento della qualità dell'aria da parte di alberi ed erba ha un impatto limitato sulla rimozione del PM10 e presenta effetti modesti sul raggiungimento del rispetto dei limiti. Nonostante ciò, ci sono prove che i benefici per la salute e il benessere umano possono essere importanti per qualsiasi diminuzione delle concentrazioni di PM10 nell'aria (OMS, 2013).

Per quanto riguarda il sequestro del carbonio, il nostro studio conferma che il contributo delle foreste urbane alla regolazione delle emissioni di CO<sub>2</sub> è sostanziale in termini assoluti (Baró et al., 2017) ma modesto se confrontato con i livelli complessivi di emissioni di gas serra della città. Ciononostante, gli spazi verdi urbani possono svolgere un ruolo significativo come *carbon sink* (Nowak et al., 2013) e i tassi di sequestro del carbonio sono in alcuni casi paragonabili ad altre strategie di mitigazione locali basate sul risparmio energetico (Escobedo et al., 2011).

Osservando le differenze spaziali che sono state riscontrate e che hanno portato all'identificazione di quattro cluster, sono state formulate le seguenti raccomandazioni in termini di pianificazione urbana:

- Il cluster A ha un livello di priorità 1 – molto alto. Queste aree sono densamente costruite ed abitate e scarseggiano di spazio libero disponibile per interventi rilevanti di rinverdimento e/o forestazione. Pertanto, le soluzioni basate sulla natura (NBS), anche di tipo ibrido, dovrebbero essere prese in considerazione per migliorare la situazione locale. In particolare, pur riconoscendo le difficoltà di desigillare i centri storici e compatti delle città si propone di i) incentivare i sistemi di pavimentazione permeabili per parcheggi e piazze non storiche (Ariza et al., 2019) ii) evitare impermeabilizzazioni del suolo e implementare, ove possibile, tetti e pareti verdi negli edifici pubblici e privati (Norton et al., 2015; Razzaghmanesh et al., 2016; Van Renterghem et al., 2013) iii) definire incentivi finanziari e di governance per le iniziative private di inverdimento;
- Il cluster B ha un livello di priorità 2 – priorità alta. Nella città di Bologna queste zone corrispondono ai quartieri semicentrali, che delimitano e circondano il centro storico della città. Nonostante l'elevata percentuale di aree edificate, le condizioni generali di queste aree non sono così povere come quelle del cluster A, grazie alla maggiore presenza di alberi esistenti. Ciononostante, in queste aree, si consigliano azioni ed interventi di rinverdimento più strutturali sugli edifici e sullo spazio pubblico in quanto, almeno nel caso di Bologna, presentano meno vincoli rispetto al centro storico.
- Cluster C con livello di priorità 3 – priorità media. A Bologna queste aree corrispondono ai quartieri più periferici, con un tasso più elevato di terreni liberi o sottoutilizzati. Anche se le loro prestazioni sono migliori rispetto ai Cluster A e B, queste aree rappresentano una grande opportunità in quanto possono mettere in atto interventi più drastici e decisivi, che contribuirebbero a migliorare le prestazioni complessive della città. Nelle zone appartenenti a questo cluster si gioca la maggiore sfida/opportunità rispetto a progetti di rigenerazione urbana e riforestazione. Infatti, la presenza di terreni liberi, vuoti urbani, progetti di demolizione e sostituzione di edifici, ecc., aumenta la possibilità di progettare nuove NBS multifunzionali (parchi urbani, corsi d'acqua per disegnare nuovi sistemi ecologici o

creare nuovi orti comunitari e corridoi ecologici) in base alle principali sfide attuali dell'area (ad esempio neutralità climatica, ritenzione idrica, concentrazione di PM10, isola di calore urbana, assenza di spazio pubblico verde aperto disponibile). Questi interventi basati sulla natura contribuirebbero in larga misura a migliorare la qualità della vita e la salute dei cittadini che vivono in questi quartieri, e non solo.

- La priorità di intervento del cluster D è 3 –bassa–, poiché queste aree mostrano valori di rimozione del PM10 e di sequestro del carbonio paragonabili ai più alti riscontrati in letteratura per altre città (McPhearson et al., 2013; Nowak et al., 2006a). Questa considerazione non esclude ulteriori interventi, ma mira a evidenziare che le operazioni in questo settore potrebbero avere una priorità inferiore nelle strategie urbane e nel processo decisionale.

Rispetto agli interventi proposti nelle varie aree, è fondamentale tenere presente che le soluzioni basate sulla natura forniscono un'ampia gamma di benefici collaterali, non trattati in questo studio (riduzione del rumore, servizi ricreativi, regolazione del microclima), ma comunque rilevanti in termini di utilizzo del suolo e processi decisionali di pianificazione (per i servizi ecosistemici culturali si veda il Capitolo 5). L'approccio presentato per promuovere l'integrazione dei SE nei piani e nelle strategie urbane presenta però alcuni limiti che devono essere considerati:

1. [coefficienti ecologici utilizzati si riferiscono a studi condotti in altre città, ma con caratteristiche simili a Bologna. Anche se questo non incide in modo significativo sulla valutazione finale, si potrebbero effettuare stime più accurate definendo coefficienti specifici per la città di Bologna.
2. nella contabilizzazione della domanda di PM10 e di sequestro del carbonio, sono stati utilizzati valori univoci e omogenei per tutti i distretti della città, poiché non erano disponibili dati più accurati per l'ambito dello studio. In questa linea, ulteriori ricerche su dati più accurati provenienti da satelliti e/o sensori e/o analisi di big data possono essere esplorate per ottenere risultati più precisi
3. L'area di influenza degli ecosistemi e dei relativi servizi è limitata ai confini dei distretti, quindi questo studio non considera l'interazione tra distretti o aree limitrofe al di fuori dei confini della città.
4. L'accuratezza dei risultati può variare con la precisione dell'operatore nell'interpretare le possibili ambiguità delle immagini aeree di Google attraverso i-Tree Canopy.

Tuttavia, anche se modelli matematici più complessi, dati di telerilevamento e osservazione e misurazione diretta sul campo avrebbero potuto fornire risultati più affidabili in termini di quantificazione dei SE, i metodi *proxy* spaziali adottati sono da considerarsi adeguati nell'ambito di questo lavoro, in quanto possono contribuire a:

1. individuare i punti di priorità maggioritaria con elevati disallineamenti tra domanda e offerta di SE;
2. rafforzare il coinvolgimento delle parti interessate nello sviluppo e nell'attuazione congiunta di misure pertinenti per affrontare i disallineamenti;
3. supportare i decisori nella definizione delle priorità comunicando i benefici e le carenze complessive attraverso mappe di facile lettura;
4. classificare e raggruppare le aree urbane che presentano risultati simili in termini di disallineamenti tra domanda e offerta di SE e definire ulteriormente la priorità e il tipo di intervento;
5. migliorare la comprensione rispetto all'importanza dei SE da parte di cittadini e cittadine, fornendo loro una chiara spiegazione dei benefici derivati dai SE e sensibilizzando la popolazione sull'importanza delle IVB urbano.

## ELENCO DEI RIFERIMENTI

- Aeroporto Guglielmo Marconi di Bologna S.p.A. (2015) Bilancio Di Sostenibilità 2014
- Ahern, J., Cilliers, S., & Niemelä, J. (2014). The concept of ecosystem services in adaptive urban planning and design: A framework for supporting innovation. *Landscape and Urban Planning*, 125, 254–259. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.020>
- Ariza, S. L. J., Martínez, J. A., Muñoz, A. F., Quijano, J. P., Rodríguez, J. P., Camacho, L. A., & Díaz-Granados, M. (2019). A multicriteria planning framework to locate and select sustainable urban drainage systems (SUDS) in consolidated urban areas. *Sustainability* (Switzerland), 11(8). <https://doi.org/10.3390/su11082312>
- ARPAE. (2020). AGGIORNAMENTO DELL'INVENTARIO REGIONALE DELLE EMISSIONI IN ATMOSFERA DELL'EMILIA-ROMAGNA RELATIVO ALL'ANNO 2017.
- Azkorra, Z., Pérez, G., Coma, J., Cabeza, L. F., Bures, S., Álvaro, J. E., ... Urrestarazu, M. (2015). Evaluation of green walls as a passive acoustic insulation system for buildings. *Applied Acoustics*, 89, 46–56. <https://doi.org/10.1016/j.apacoust.2014.09.010>
- Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J., Nowak, D. J., & Terradas, J. (2014). Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: The case of urban forests in Barcelona, Spain. *Ambio* 43 (4):466-79. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0507-x>
- Baró, F., Haase, D., Gómez-Baggethun, E., & Frantzeskaki, N. (2015). Mismatches between ecosystem services supply and demand in urban areas: A quantitative assessment in five European cities. *Ecological Indicators*, 55, 146–158. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2015.03.013>
- Baró, F., Palomo, I., Zulian, G., Vízcaíno, P., Haase, D., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Mapping ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region. *Land Use Policy*, 57, 405–417. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2016.06.006>
- Baró F., Gómez-Baggethun E. (2017) Assessing the Potential of Regulating Ecosystem Services as Nature-Based Solutions in Urban Areas. In: Kabisch N., Korn H., Stadler J., Bonn A. (eds) Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas. *Theory and Practice of Urban Sustainability Transitions*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_9)
- Chen, J., Jiang, B., Bai, Y., Xu, X., & Alatalo, J. M. (2019). Quantifying ecosystem services supply and demand shortfalls and mismatches for management optimisation. *Science of The Total Environment*, 650, 1426–1439. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2018.09.126>
- Comune di Bologna. (2007) Piano Strutturale Comunale -PSC- Relazione illustrativa
- Comune di Bologna. (2015). Piano di Adattamento Città di bologna.
- Città Metropolitana (n.d.) Climatologia - Temperature e Precipitazioni. Available online: <http://inumeridibolognametropolitana.it/dati-statistici/ambiente-e-territorio/climatologia>. Last access 23 October 2020.
- De Luca, C., Tondelli, S., Martin, J., (2021). Ecosystem Services Integration into Local Policies and Strategies in the City of Bologna: Analysis of the State of the Art and Recommendations for Future Development. DOI:10.1007/978-3-030-54345-7. pp.127-139. In Ecosystem Services and Green Infrastructure Perspectives from Spatial Planning in Italy edited by Arcidiacono, A. e Ronchi S.
- Escobedo, F. J., Kroeger, T., & Wagner, J. E. (2011). Urban forests and pollution mitigation: analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* (Barking, Essex : 1987), 159(8–9), 2078–2087. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.010>
- Escobedo, F. J., Wagner, J. E., Nowak, D. J., De la Maza, C. L., Rodriguez, M., & Crane, D. E. (2008). Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.029>

- EU Commission. (2019). The European Green Deal. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- EU Council. (1999). Directive 1999/30/EC of 22 April 1999 relating to limit values for sulphur dioxide, nitrogen dioxide and oxides of nitrogen, particulate matter and lead in ambient air C directive. Official Journal of the European Commission, (163), 41–60.
- Forzieri, G., Feyen, L., Russo, S., Voudoukas, M., Alfieri, L., Outten, S., ... Cid, A. (2016). Multi-hazard assessment in Europe under climate change. *Climatic Change*, 137(1–2), 105–119. <https://doi.org/10.1007/s10584-016-1661-x>
- Frank, B. (2017). Urban Systems: A Socio-Ecological System Perspective. *Sociology International Journal*, 1(1). <https://doi.org/10.15406/sij.2017.01.00001>
- Geneletti, D., Cortinovis, C., Zardo, L., & Adem Esmail, B. (2020). Planning for Ecosystem Services in Cities. In *Planning for Ecosystem Services in Cities*. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-20024-4\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-20024-4_1)
- Guerry, A. D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Griffin, R., ... Vira, B. (2015). Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(24), 7348–7355. <https://doi.org/10.1073/pnas.1503751112>
- IPBES. (2016). Summary for policymakers of the methodological assessment of scenarios and models of biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L.A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Br.
- IPCC. (2014). Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 Pp. [https://doi.org/10.1016/S0022-0248\(00\)00575-3](https://doi.org/10.1016/S0022-0248(00)00575-3)
- IPCC. (2018). Summary for Policymakers. In: *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of* strengthening the global response to. *One Earth*. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2019.10.025>
- Larondelle, N., & Lauf, S. (2016). Balancing demand and supply of multiple urban ecosystem services on different spatial scales. *Ecosystem Services*, 22, 18–31. <https://doi.org/10.1016/j.ECOSER.2016.09.008>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., ... Hauck, J. (2013). An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020. In Publications office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2779/12398>
- Malmqvist, E., Oudin, A., Pascal, M., & Medina, S. (2018). Choices Behind Numbers: a Review of the Major Air Pollution Health Impact Assessments in Europe. *Current Environmental Health Reports*, 5(1), 34–43. <https://doi.org/10.1007/s40572-018-0175-2>
- Martnez-Harms, M. J., & Balvanera, P. (2012). Methods for mapping ecosystem service supply: A review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 8(1–2), 17–25. <https://doi.org/10.1080/21513732.2012.663792>
- Mascarenhas, A., Ramos, T. B., Haase, D., & Santos, R. (2015). Ecosystem services in spatial planning and strategic environmental assessment-A European and Portuguese profile. *Land Use Policy*, 48, 158–169. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.012>
- McPhearson, T., Kremer, P., & Hamstead, Z. A. (2013). Mapping ecosystem services in New York City: Applying a social-ecological approach in urban vacant land. *Ecosystem Services*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.005>
- McPhearson, T., Pickett, S. T. A., Grimm, N. B., Niemelä, J., Alberti, M., Elmqvist, T., ... Qureshi, S. (2016). Advancing Urban Ecology toward a Science of Cities. *BioScience*, 66(3), 198–212. <https://doi.org/10.1093/biosci/biw002>
- Norton, B. A., Coutts, A. M., Livesley, S. J., Harris, R. J., Hunter, A. M., & Williams, N. S. G. (2015). Planning for cooler cities: A framework to prioritise green infrastructure to mitigate high tem-

peratures in urban landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 134. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.018>

Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2002). Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution*, 116(3), 381–389. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)

Nowak, D. J., Crane, D. E., & Stevens, J. C. (2006a). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 4(3–4), 115–123. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2006.01.007>

Nowak, D. J., Greenfield, E. J., Hoehn, R. E., & Lapoint, E. (2013). Carbon storage and sequestration by trees in urban and community areas of the United States. *Environmental Pollution*. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.019>

Pauleit, S., & Duhme, F. (2000). Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 52(1), 1–20. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00109-2](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00109-2)

Querol, X., Alastuey, A., Ruiz, C. R., Artiñano, B., Hansson, H. C., Harrison, R. M., ... Schneider, J. (2004). Speciation and origin of PM10 and PM2.5 in selected European cities. *Atmospheric Environment*, 38(38), 6547–6555. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.08.037>

Regione Emilia-Romagna. (2017). Misure per Il Miglioramento Della Qualità Dell'aria in Attuazione Del Piano Aria Integrato Regionale (Pair 2020) e Del Nuovo Accordo Di Bacino Padano 2017;

Rodríguez, S., Querol, X., Alastuey, A., Viana, M. M., Alarcón, M., Mantilla, E., & Ruiz, C. R. (2004). Comparative PM10-PM2.5 source contribution study at rural, urban and industrial sites during PM episodes in Eastern Spain. *Science of the Total Environment*, 328(1–3), 95–113. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00411-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00411-X)

Salata, S., Ronchi, S., Arcidiacono, A. (2017). Mapping air filtering in urban areas. A land use regression model for Ecosystem Services assessment in planning, *Ecosystem Services*, 28, 341–350. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.009>

Skougaard Kaspersen, P., Høegh Ravn, N., Arnbjerg-Nielsen, K., Madsen, H., & Drews, M. (2015). Influence of urban land cover changes and climate change for the exposure of European cities to flooding during high-intensity precipitation. IAHS-AISH Proceedings and Reports, 370, 21–27. <https://doi.org/10.5194/pi-ahs-370-21-2015>

Urban Agenda Partnership. (2017). Urban Agenda for the EU Orientation paper Sustainable Use of Land and Nature-Based Solutions.

Van Renterghem, T., Hornikx, M., Forssen, J., & Botteldooren, D. (2013). The potential of building envelope greening to achieve quietness. *Building and Environment*, 61, 34–44. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.12.001>

Vihervaara, P., Mononen, L., Nedkov, S., & Viinikka, A. (2018). Biophysical Mapping and Assessment Methods for Ecosystem Services. (May), 72. WHO. (2006). World Health Organization. Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide: Global update 2005. 1–21. [https://doi.org/10.1016/0004-6981\(88\)90109-6](https://doi.org/10.1016/0004-6981(88)90109-6)

WHO. (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project Technical Report. <https://doi.org/10.1007/BF00379640>  
WMO. (2020). WMO statement on the status of the global climate in 2019. In World Meteorological Organization.

Yao, Y., Pan, J., Wang, W., Liu, Z., Kan, H., Qiu, Y., ... Wang, W. (2020). Association of particulate matter pollution and case fatality rate of COVID-19 in 49 Chinese cities. *Science of the Total Environment*, 741, 140396. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140396>

## 5. LA VALUTAZIONE DEI SERVIZI ECOSISTEMICI CULTURALI PER LA PIANIFICAZIONE: UN CASO APPLICATIVO\*

### 5.1 Mappatura e valutazione dell'offerta di SEC nelle aree Urbane

In linea con l'Obiettivo di Sviluppo Sostenibile (SDG) 11.7, ogni città dovrebbe impegnarsi a garantire "entro il 2030, l'accesso universale a spazi verdi e pubblici sicuri, inclusivi e accessibili, in particolare per donne e bambini, anziani e persone con disabilità". L'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS, 2016) ha raccomandato l'uso di indicatori spaziali efficaci per valutare la vicinanza della popolazione agli spazi verdi urbani suggerendo di considerare una distanza di 300 metri tra le AVU e i residenti, corrispondente a circa 5 minuti di camminata. Nonostante questo riconoscimento dell'ONU e dell'OMS, molte città europee hanno finora valutato la presenza di aree verdi utilizzando uno standard di pianificazione che definisce la quantità minima di metri quadrati di spazio verde per persona, utilizzando dunque un indicatore di superficie e non di prossimità (Kabisch et al., 2016). Tuttavia, questo approccio non considera la distribuzione spaziale delle Aree Verdi Urbane (AVU) e potrebbe risultare discriminatorio per alcune zone, svantaggiando ulteriormente determinati gruppi sociali (Texier, Schiel e Caruso, 2018). La vicinanza e l'accessibilità alle AVU per i cittadini e le cittadine è attualmente uno degli indicatori più dibattuti per rendere le città più eque, resilienti e sostenibili. Di conseguenza, questo è stato il fulcro della pianificazione e della ricerca negli ultimi decenni (ad esempio Baycan-Levent e Nijkamp 2009; Van Herzele e Wiedemann 2003; Martins e Nazaré Pereira 2018; Quatrini et al. 2016). Le Aree Verdi Urbane (AVU) svolgono un ruolo fondamentale per lo sviluppo di città vivibili, sostenibili e resilienti, poiché offrono una vasta gamma di funzioni e servizi ecosistemici (Daniels et al., 2018). Nel caso poi delle città compatte e ad alta

---

\* Parte di questo capitolo è già stato pubblicato su 1) De Luca, Claudia, Libetta, Andrea, Conticelli, Elisa, Tondelli, Simona (2021). Accessibility to and Availability of Urban Green Spaces (UGS) to Support Health and Wellbeing during the COVID-19 Pandemic—The Case of Bologna. SUSTAINABILITY, vol. 13, p. 1-13, ISSN: 2071-1050, doi: 10.3390/su131911054, 2) De Luca, Claudia, Calcagni, Fulvia, Tondelli, Simona (2024). Assessing distributional justice around Cultural Ecosystem Services (CES) provided by urban green areas: The case of Bologna. URBAN FORESTRY & URBAN GREENING, vol. 101, p. 1-11, ISSN: 1618-8667, doi: 10.1016/j.ufug.2024.128556

densità abitativa, è cruciale che le AVU vengano progettate per rispondere alle diverse esigenze urbane, tenendo conto dei vincoli ecologici, economici e sociali generati dai sistemi socio-ecologici complessi.

In questo lavoro, si propone una valutazione dei Servizi Ecosistemici Culturali (SEC) attraverso una prospettiva multifunzionale, prendendo in considerazione: i) l'offerta potenziale di SEC e dei benefici associati analizzando la prossimità delle AVU alla popolazione e sviluppando un indice di Potenziale di Ricreazione Urbana (URPI) per poter valutare la qualità delle diverse AVU (par 5.2); ii) la domanda di SEC da parte della popolazione, sia in termini di distribuzione spaziale nelle diverse aree della città che in termini di bisogni differenziati sulla base di alcune caratteristiche di vulnerabilità sociale, demografica ed economica (par 5.3); iii) i disallineamenti tra offerta potenziale e domanda di SEC in termini di accessibilità alle AVU e valutazioni di giustizia spaziale rispetto ai gruppi più vulnerabili (par. 5.4).

Come definito nel capitolo 3, per la mappatura e la valutazione dell'offerta potenziale di SEC, è importante considerare che le diverse caratteristiche che compongono le AVU non offrono gli stessi tipi, qualità e quantità di benefici ai cittadini. Fattori quali le dimensioni delle aree verdi, le caratteristiche naturali e antropiche delle aree, la loro progettazione e disposizione spaziale, nonché la loro accessibilità, contribuiscono a determinare le differenze di offerta potenziale di benefici alla popolazione (Kabisch et al., 2016). All'interno di questo lavoro, sono stati utilizzati due tipi di analisi per valutare il potenziale di offerta di SEC in aree urbane:

- Analisi di prossimità delle AVU: si considera la "prossimità" come la distanza calcolata attraverso un'analisi di rete dal punto di accesso delle AVU attraverso la rete stradale disponibile (Comber et al., 2008; Martins & Nazaré Pereira, 2018). La prossimità, descritta nel seguente paragrafo 5.1.1, può quindi essere considerata come una caratteristica dell'accessibilità, definita come la distribuzione geografica di una determinata area in uno spazio, mentre l'accessibilità si riferisce a "*la capacità di avvicinarsi a qualcosa e denota una caratteristica spaziale intrinseca legata alla possibilità per gli abitanti della città di raggiungere un determinato luogo*" (La Rosa, 2014), poiché la valutazione dell'accessibilità include già la considerazione del lato della domanda di SEC (cioè *la possibilità degli abitanti di raggiungere un determinato luogo*), sarà considerata e descritta nella Sezione 5.3.1.
- Indice di Potenziale Ricreativo delle aree verdi Urbane (URPI): basandosi sulla letteratura attuale, riassunta nel Capitolo 3, l'URPI, proposto in questo lavoro e presentato nel paragrafo 5.1.2, è un indice composito per definire la qualità complessiva delle AVU che considera in particolare le dimensioni (Ekkel & de Vries, 2017; Ibes, 2015), la qualità delle attrezzature sportive (Hegetschweiler et al., 2017) e la presenza di Urban Green Stewards (Andersson et al., 2017; Colding & Barthel, 2013).

### 5.1.1 Analisi di prossimità delle AVU di Bologna

Le cosiddette *'network analysis'* o analisi di rete hanno dimostrato di poter fornire risultati affidabili e dettagliati per comprendere la potenziale accessibilità ai servizi all'interno delle aree urbane (La Rosa, 2014; Pham et al. 2012). In generale, gli approcci di rete, anche se più complessi, sono da preferirsi alle distanze euclidee più semplici, in quanto quest'ultime possono sovrastimare l'accesso generale alle AVU da parte della popolazione (La Rosa, 2014; Quatrini et al., 2019).

Per valutare la prossimità delle AVU è stato utilizzato il software ArcGIS, ma quest'analisi può essere replicata anche utilizzando software GIS open-source, come QGIS, ampliando le sue potenzialità applicative. L'approccio proposto segue un'analisi delle reti partendo dai seguenti dataset spaziali:

- Distribuzione delle AVU e relative dimensioni
- Rete stradale (un livello che comprende tutte le reti stradali che attraversano la città, comprese le piste ciclabili, i percorsi pedonali e pedonale)
- Punti di accesso alle AVU come intersezioni delle strade del parco e dei principali punti stradali. Nel processo di determinazione della prossimità, l'analisi della rete potrebbe richiedere la mappatura dei punti di accesso alle AVU, poiché spesso questi dati non sono inclusi nei database di uso del suolo che ne riportano dimensione e posizione (e.g. Corine, Regional Database). Se possibile, in termini di dimensioni della città e numero di AVU analizzate, i punti di accesso possono essere identificati utilizzando la mappa di base ArcMap World Imagery o importando mappe realizzate su Google Earth e Google Maps (Comber et al., 2008).

In questo contesto, sono inoltre stati definiti diversi "livelli gerarchici" di AVU. Infatti, cittadine e cittadini sono disposti a percorrere distanze maggiori per raggiungere una determinata AVU, qualora questa offra servizi o caratteristiche particolari (La Rosa, 2014). Per determinare i valori delle distanze a piedi, sono state considerate le distanze utilizzate nella letteratura di riferimento (Grunewald et al., 2017; Maes et al., 2016), adattando i diversi livelli gerarchici al caso studio. La letteratura esaminata si concentra però principalmente su metropoli, per cui le distanze individuate potrebbero non essere adeguate a una città di medie dimensioni. Le classi gerarchiche proposte per il caso studio di Bologna sono illustrate nella Tabella 5.1. È importante sottolineare che queste classi potrebbero necessitare di ulteriori adattamenti in base alle dimensioni, al contesto, alla densità e alle politiche di pianificazione della città analizzata.

Classe AVU	Area	Distanza
PARCO TASCABILE	0 – 0,5 Ha	200 metri
PARCO COMUNITARIO	0,5 – 2,5 Ha	300 metri
PARCO DI QUARTIERE	2,5 – 10 Ha	500 metri
PARCO URBANO	> 10 Ha	1000-2500-5000m

Tabella 5-1 Classi gerarchiche di AVU in base alla loro area (Ha) e alla distanza percorsa a piedi (m)

### 5.1.2 L'indice di potenziale ricreativo urbano (URPI)

In questo lavoro, come introdotto nel Capitolo 3, è stato sviluppato l'indice di potenziale ricreativo urbano (URPI), composto da tre indicatori: i) dimensioni delle AVU, ii) caratteristiche delle attrezzature sportive presenti e iii) attività promosse dagli Urban Green Stewards (GS), come delineato nel quadro metodologico sviluppato nel capitolo 3 e ulteriormente dettagliato di seguito:

- Dimensioni delle AVU: la superficie delle AVU è spesso considerata come *proxy* per valutare la preferenza delle persone verso AVU più diversificate e multifunzionali. IN questo lavoro le AVU sono state mappate considerando le loro dimensioni (ha) e poi normalizzate con la tecnica Min-Max per ottenere dei valori compresi tra 0 e 1.
- Presenza e qualità delle attrezzature sportive: Mentre la maggior parte degli studi attuali considera solo la semplice presenza delle attrezzature sportive come indicatore di funzione ricreativa dell'area (Hegetschweiler et al., 2017), in questo lavoro è stato sviluppato un concetto più ampio di 'qualità' delle attrezzature, che considera la potenzialità di uso rispetto a diversi gruppi di persone, nello specifico a bambini/e, adulti e giovani, ed anziani. Le attrezzature sportive, infatti, non solo devono essere presenti, ma devono anche soddisfare le esigenze specifiche di ciascun gruppo per promuovere attività fisiche e ricreative efficaci. Poiché le attrezzature sportive possono essere considerate abilitanti di servizi ecosistemici culturali, che generano benefici diversi e cruciali per la salute e il benessere (Ekkel & de Vries, 2017; Lee, Jordan e Horsley, 2015; OMS, 2016), si ritiene che, sulla base delle diverse caratteristiche delle attrezzature sportive presenti nelle AVU (ad esempio, percorsi di corsa, campi sportivi, sentieri escursionistici, parchi giochi per bambini, attrezzature sportive avanzate, attrezzature sensibili agli anziani) questi flussi di benefici possano raggiungere diversi gruppi di beneficiari. Più numerosi sono i gruppi target a cui tali attrezzature si rivolgono, maggiore è la qualità delle attrezzature sportive presenti in un'area e maggiore, dunque, la potenziale offerta di SEC di quell'area. La mappatura delle attrezzature sportive può essere effettuata tramite osservazione diretta sul campo o con l'uso di strumenti online come Google Maps o Google

Earth. Inoltre, possono essere sfruttati dati provenienti da app sportive, come Strava o Calystenic App, che raccolgono informazioni sulla frequenza di utilizzo delle attrezzature e sulle attività praticate, permettendo di integrare dati oggettivi con l'osservazione sul campo. Dopo aver mappato le attrezzature sportive presenti in ogni AVU, si propone di assegnare valori diversi a ciascuna AVU, a seconda del numero di gruppi target a cui si rivolgono le attrezzature presenti, come mostrato nella Tabella 5-2.

Destinatari	Valore di qualità assegnato all'AVU
Nessun gruppo target affrontato - nessuna funzione sportiva	0
Un gruppo target affrontato	0,4
Due gruppi target affrontati	0,8
Tre gruppi target affrontati	1

Tabella 5-2 Valori di qualità assegnati alle AVU per numero di gruppi target considerati

- Urban Green Stewards. Per valutare la presenza di GS in città si suggerisce di mappare le iniziative di comunità, le organizzazioni o le azioni dei singoli cittadini attive nelle AVU, per capire il tipo di attività che svolgono (Manutenzione, Sociali, Culturali, Educative, Ambientali, Sportive) e la frequenza di tali attività (settimanali, mensili, annuali, una sola volta). I GS attivi nelle diverse AVU sono stati infatti considerati in questo lavoro come fattori in grado di rafforzare e abilitare i flussi di SEC all'interno delle città. Il numero di Green Steward mappati in ogni AVU è stato poi normalizzato per essere composto con le altre due variabili dell'URPI, come spiegato in seguito.

Le tre componenti dell'URPI (dimensioni, valutazione delle attrezzature sportive e attività dei Green Stewards) presentano, come appena descritto, diverse unità di misura e metodi di valutazione. Pertanto, è stata utilizzata una procedura di normalizzazione per aggregare queste diverse componenti in un unico indice riassuntivo (URPI) di qualità di un AVU. Esistono diverse tecniche di normalizzazione, ed in questo lavoro è stata utilizzata una normalizzazione Min-Max, 0-Max, identificando, ove rilevante, i valori anomali della funzione (*outliers*), rimossi in un primo momento. Mentre per quanto riguarda la qualità delle caratteristiche sportive il valore assegnato rientra già nell'intervallo 0-1 (vedi Tabella 5-2), la seguente equazione (17) è stata utilizzata per normalizzare i valori degli altri indicatori:

$$Z = \frac{x - \min(x)}{[\max(x) - \min(x)]} \quad (17)$$

Dove  $z$  rappresenta sempre il valore normalizzato (range da 0 a 1) delle singole AVU,  $x$  rappresenta la misura valutata in quell'area (cioè la dimensione dell'area o il numero di associazioni attive).

$$RPI = \frac{Z\_size * Z\_Association * Z\_Sport}{3} \quad (18)$$

Utilizzando l'equazione (18) le 3 componenti dell'URPI sono state considerate ugualmente importanti, ma potrebbero essere ponderate in base al giudizio delle parti interessate e/o degli esperti.

Mentre nel Capitolo 4 l'unità spaziale di riferimento utilizzata per la città di Bologna è stata il distretto o quartiere, all'interno dello studio sui SEC presentato in questo capitolo, le sezioni di censimento sono state utilizzate come unità spaziali di riferimento. Anche se ciò non supporta il confronto diretto dei risultati tra SER e SEC per il caso applicativo di Bologna, questo livello di dettaglio è necessario per la valutazione dei SEC. I risultati e le raccomandazioni emerse dalla valutazione dei SER mirano infatti a sostenere un livello strategico, che consente di identificare le aree prioritarie di intervento nella città e, ad esempio, di includere requisiti minimi di prestazione in aree specifiche. D'altro canto, nella valutazione dei SEC è necessario utilizzare una scala di analisi più dettagliata, poiché le raccomandazioni sviluppato possono fornire suggerimenti a livello di governance e di progetto delle AVU. Aggregare la domanda e l'offerta di CES per zone comporterebbe il rischio di perdere informazioni, poiché le zone ricoprono porzioni di città molto ampie e presentano situazioni molto diverse tra di loro sia in termini di domanda che di offerta di SEC. Tuttavia, poiché le sezioni di censimento sono contenute all'interno e condividono i confini con i distretti cittadini, sarà possibile in futuro integrare e confrontare i risultati, se necessario.

Dunque, per poter distribuire i valori URPI delle AVU nelle rispettive sezioni di censimento (CT) è stata utilizzata una media ponderata sulla dimensione delle AVU, come espresso nella formula seguente:

**AVUs (URPI) per CT =**

$$\frac{URPI - AVUn1 * m2AVUn1 + URPI - AVUn2 * m2AVUn2 + URPI - AVUnx * m2AVUnx}{Superficie\ totale\ delle\ AVU\ (m2)} \quad (19)$$

## 5.2 Valutazione della domanda di Servizi Ecosistemici Culturali (SEC)

La domanda di SEC si riferisce alle caratteristiche socio-demografiche e socio-economiche e alle relative preferenze, bisogni e valori della popolazione (Plieninger et al., 2013). Per comprendere e valutare meglio la domanda di SEC è necessario indagare dunque non solo il numero e la distribuzione dei residenti, ma anche i loro

bisogni, preferenze e percezioni (Andersson et al., 2015; Bertram & Rehdanz, 2015). La letteratura suggerisce che i gruppi più vulnerabili, come ad esempio i bambini/e, gli anziani e i residenti nei quartieri a basso reddito siano i gruppi che hanno più necessità di AVU vicine alle loro abitazioni e possibilmente raggiungibili a piedi (Talen 2003; Wolch, Wilson e Fehrenbach 2005).

Studi precedenti in questo settore hanno esplorato principalmente le preferenze espresse dalla popolazione o condotto sondaggi per valutare l'uso ricreativo e le attività al loro interno, ma hanno prestato poca attenzione alle caratteristiche fisiche ed alle dotazioni degli spazi verdi o le hanno trattate solo in modi spazialmente non espliciti (Dickinson & Hobbs, 2017; Hegetschweiler et al., 2017). Questo lavoro non esplora le preferenze espresse dalla popolazione attraverso sondaggi e campagne dedicate, ma si concentra sulle discrepanze spaziali tra domanda e offerta di SEC. Pertanto, la domanda è stata valutata come di seguito riportato:

- Numero di abitanti: in base alla posizione georeferenziata della popolazione, considerando il numero complessivo di persone che vivono all'interno di determinate unità amministrative, ad esempio distretti o tracce censuarie (La Rosa, 2014)
- Indice di vulnerabilità: vulnerabilità della popolazione, calcolata attraverso dati caratteristici (demografici, sociali ed economici) dei gruppi sociali che vivono in ogni sezione di censimento, supponendo che diversi gruppi sociali esprimano bisogni diversi e che più alta è la vulnerabilità sociale, demografica, economica più alta sarà la domanda di SEC.

Mentre l'accesso ai dati georeferenziati sulla popolazione che vive nelle aree urbane è relativamente facile da recuperare e standardizzato a livello dell'UE (fonte dei dati del censimento della popolazione dell'UE), i dati disaggregati a livello di censimento per le variabili sociodemografiche sono solitamente più difficili da trovare. All'interno di questo lavoro è stato sviluppato un indice di vulnerabilità a partire dai dati resi disponibili dalla Città di Bologna e disponibili per sezioni di censimento. Questo indice di vulnerabilità include, tra le altre, variabili incluse in studi simili, come l'età (bambini e anziani), lo stato socioeconomico (reddito e livello di istruzione) e il rischio di esclusione sociale (tasso di immigrazione) (Baró et al., 2019; Pham et al., 2012). Le variabili utilizzate nell'indice di vulnerabilità sono indicate nella Tabella 5-3.

In questo lavoro è stata utilizzata una semplice media matematica per costruire ogni indicatore composito (cioè la vulnerabilità demografica, sociale ed economica), mentre una media ponderata potrebbe essere utilizzata per costruire l'indice di vulnerabilità complessivo, in base al giudizio dei decisori, dei cittadini o degli esperti che, nelle diverse città, potrebbe attribuire maggiore rilevanza alla vulnerabilità demografica, sociale o economica (Comune di Bologna, 2018).

<b>Variabile demografica</b>
Variazione totale della popolazione residente (%) in un arco temporale definito
Tasso di aumento/diminuzione naturale (%) in un periodo di tempo definito
Popolazione residente > 80 anni sul totale della popolazione (%)
<b>Variabili sociali</b>
Residenti > 65 anni che vivono da soli
Saldo della popolazione tra i 20 e i 64 anni (in entrata + in uscita) in un arco temporale definito
Bilancio della popolazione – stranieri – tra i 20 e i 64 anni (incoming + outgoing) in un arco temporale definito
Minori stranieri residenti sul totale della popolazione (%)
Tasso di residenti con un alto livello di istruzione (cioè scapolo) rispetto alla popolazione totale
Minori conviventi con un solo genitore sul totale dei minori (%)
Case vuote (%)
<b>Variabile economica</b>
Residenti con un reddito inferiore al 60% del valore mediano (%)
Famiglie con un reddito complessivo inferiore al 60% del valore mediano (%)
Case affittate (%)

Tabella 5-3 Variabili dell'indice di vulnerabilità per sezione di censimento (componenti provenienti dall'indice di fragilità del comune di Bologna, 2018).

### 5.3 Correlazione tra domanda e offerta dei Servizi Ecosistemici Culturali (SEC)

#### 5.3.1 Analisi dell'accessibilità

Per valutare l'accessibilità alle AVU in città, è stata prima valutata la prossimità delle AVU (vedi 5.3.1), e poi correlata con la domanda di SEC in termini di dati georeferenziati della popolazione (vedi 5.4). In particolare, i poligoni risultanti dalle analisi di prossimità sono stati 'ritagliati' in GIS e sovrapposti ai dati della popolazione georeferenziata per valutare la quantità totale di popolazione servita e non servita dalle AVU. Per evidenziare le aree più vulnerabili in termini di mancanza di accesso alle AVU e quindi ai SEC da loro generati, l'accessibilità della popolazione è stata valutata aggregando i dati a livello di sezione di censimento, intersecando i confini delle sezioni di censimento nella mappa di prossimità. Per supportare i pianificatori e i decisori nell'identificazione delle aree più vulnerabili, sono state definite tre classi di accessibilità considerando la distanza di 300 m come suggerito da OMS, 2016:

- bassa accessibilità (<il 50% della popolazione residente in quella sezione censuaria ha accesso ad almeno un AVU entro 300 m),
- accessibilità media (dal 50% al 70% della popolazione residente in quella sezione censuaria ha accesso ad almeno un AVU entro 300 m),
- alta accessibilità (>il 70% della popolazione residente in quella sezione censuaria ha accesso ad almeno un AVU entro 300 m).

### 5.3.2 Giustizia distributiva

All'interno degli studi di giustizia ambientale, la giustizia distributiva spaziale si riferisce alla distribuzione equa delle risorse, opportunità e oneri in relazione agli spazi geografici o ai luoghi. In altre parole, si concentra su come i benefici e i carichi (come servizi pubblici, infrastrutture, opportunità di lavoro, accesso a risorse naturali) siano distribuiti tra diverse aree geografiche o regioni, sia a livello locale che globale.

In un contesto urbano, la giustizia distributiva spaziale riguarda la distribuzione di servizi come scuole, ospedali, trasporti pubblici e aree verdi tra i vari quartieri, e può essere storicamente ricollegata alla questione di standard urbanistico come dotazione minima territoriale che mira ad evitare l'insorgere di disuguaglianze che potrebbero emergere in certe zone rispetto ad altre. In particolare, in questo lavoro viene esaminata la *distribuzione dei diritti di accesso ai servizi ecosistemici* (Sievers-glotsbach, 2013) in città, utilizzando le variabili precedentemente definite e non guardando solo alla distribuzione delle AVU rispetto alla popolazione residente, ma valutando come e se l'offerta di potenziale ricreativo (URPI) raggiunge o meno i gruppi più vulnerabili della popolazione, fornendo un accesso ad AVU di qualità a chi ne ha più bisogno. Infatti, mentre l'analisi dell'accessibilità può mostrare discrepanze in termini di offerta quantitativa CES (prossimità) e domanda quantitativa (popolazione residente), senza considerare le caratteristiche qualitative dell'offerta (URPI) o della domanda (vulnerabilità della popolazione), in questo lavoro si propone un'integrazione dei risultati, esaminando la relazione tra queste diverse componenti, come mostrato in Tab 5.4.

A partire dalla formulazione di questi tre indici, sono state condotte analisi statistiche sia descrittive che spaziali per esaminare le relazioni e le dipendenze tra vulnerabilità della popolazione, il Potenziale di Ricreazione delle AVU e l'accessibilità a quest'ultime, utilizzando:

- Test del chi quadrato: per verificare l'esistenza di differenze statisticamente significative tra le frequenze attese e quelle osservate nelle variabili in esame. Sono stati considerati dati discreti appartenenti a classi delle tre variabili.
- Regressione spaziale ponderata tramite ArcGIS: secondo Pham et al. (2012), la regressione multivariata, attraverso modelli di minimi quadrati ordinari (OLS), è stata utilizzata per analizzare l'associazione tra quantità, qualità e vulnerabilità

Studiare variabili e dati	Descrizione Set di dati	Indice Finale	Tipo di variabile
<b>Vulnerabilità della popolazione</b>	Indicatori sociali, demografici ed economici (sezione 4.4.3)	Indice composito espresso in valori medi e poi normalizzati per sezione di censimento	Continuo da 0 a 1 Discreto: Basso-medio-alto
<b>Potenziale di Ricreazione Urbana (URP)</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Dimensione AVU</li> <li>- Attrazzature sportive</li> <li>- Green Stewards</li> </ul>	Indice composito espresso in valori medi e poi normalizzati per sezione di censimento	Continuo da 0 a 1 Discreto: Basso-medio-alto
<b>Accessibilità alle AVU</b>	Risultati dell'analisi di prossimità Popolazione georeferenziata	Indice composito espresso in valori normalizzati per sezione di censimento sulla base della % di popolazione con o senza accesso alle AVU	Continuo da 0 a 1 Discreto: Basso-medio-alto

Tabella 5-4 Variabili utilizzate nell'analisi della giustizia distributiva

delle AVU. Sulla base dei risultati ottenuti dall'analisi OLS, è stata eseguita una regressione pesata geograficamente (Geographically Weighted Regression, GWR) per esplorare la relazione tra vulnerabilità della popolazione, potenziale di ricreazione delle AVU e accessibilità a queste ultime.

L'obiettivo di queste analisi è di verificare se esiste una relazione statisticamente significativa tra la vulnerabilità della popolazione e l'accesso alle AVU, come già evidenziato in Jennings et al. (2016), ma anche indagare se una simile relazione esiste anche tra la vulnerabilità della popolazione e la qualità dell'offerta potenziale di SEC, valutata in questo studio attraverso l'URPI.

#### 5.4 Valutazione dei Servizi Ecosistemici Culturali (SEC) nella città di Bologna

Come accennato nel capitolo precedente, Bologna è una città di medie dimensioni situata nel Nord Italia, nel cuore dell'Emilia-Romagna. Oltre alle zone residenziali e industriali, il suo territorio comprende terreni agricoli, un'area collinare a sud e una vasta rete di Aree Verdi Urbane (AVU) accessibili ai cittadini. Poiché il flusso dei

benefici derivanti dai SEC dipende dall'interazione dei beneficiari con le IVB urbane, la valutazione dell'offerta dei SEC si concentrerà esclusivamente sulle AVU pubbliche e accessibili. Seguendo il quadro metodologico delineato nel Capitolo 3, per mappare e valutare i SEC sono stati utilizzati una grande varietà di dati. La maggior parte dei dati spaziali impiegati, come i dati riguardanti le AVU, le reti stradali, la posizione georeferenziata degli edifici e l'uso del suolo, provengono dalla piattaforma open access del Comune di Bologna. Per quanto riguarda i dati relativi alla popolazione, le informazioni georeferenziate per numero civico sono state ottenute su gentile concessione del comune di Bologna, in quanto non disponibili pubblicamente. Altri dati, come la localizzazione degli accessi alle AVU e la presenza di impianti sportivi, sono stati acquisiti tramite visite sul campo e analisi attraverso Google Earth e Google Street View. Infine, le informazioni sui Green Stewards sono state recuperate dai database della città o tramite ricerche dirette su Internet e social network.

#### *5.4.1 Analisi di prossimità*

Come spiegato nella sezione precedente, è stata eseguita un'analisi di rete per calcolare la prossimità delle AVU nella città di Bologna utilizzando come dati di partenza l'uso del suolo e i punti di accesso alle AVU. Dalle mappe di uso del suolo (Regione Emilia Romagna, 2018), sono state selezionate solamente le AVU pubbliche ed accessibili. Sono state escluse dall'analisi le aree private, pubbliche ma non accessibili e gli arredi verdi, in quanto non rilevanti in termini di flusso di servizi ecosistemici culturali. La mappa delle AVU considerate è presentata in Fig 5-1. I punti di accesso alle AVU sono stati digitalizzati manualmente utilizzando Google map-Basemap sottostante l'interfaccia ArcGIS.

La distribuzione delle AVU in città risulta disomogenea, con AVU di dimensioni minori situate all'interno del centro città e nel primo anello della periferia mentre le AVU di dimensioni maggiori si trovano per lo più lontane dal centro della città. La parte sud della città, che contribuisce maggiormente all'offerta dei SER (vedi risultati Cap.4) presenta alcune delle AVU più estese, anche se molto isolate e poco connesse tra di loro. Inoltre, la maggior parte delle aree boschive di quella parte della città è di proprietà privata; quindi, non viene visualizzata in questa mappa.

In totale, sono presenti 321 Aree Verdi Urbane, e in modo simile a quanto è stato riconosciuto in studi precedenti (Martins & Nazaré Pereira, 2018), le aree più piccole sono le più numerose. Tra questi, i cosiddetti 'pocket park' e i parchi di comunità (fino a 2,5 ettari) rappresentano circa l'80% del totale delle AVU della città, con i parchi di comunità che presentano la quota più alta (44,4%).

Successivamente, sono state condotte le analisi di prossimità, considerando vari livelli gerarchici di distanza percorsa a piedi e le dimensioni delle singole AVU. La prima analisi di rete effettuata ha utilizzato una distanza pedonale di 300 m, in con-

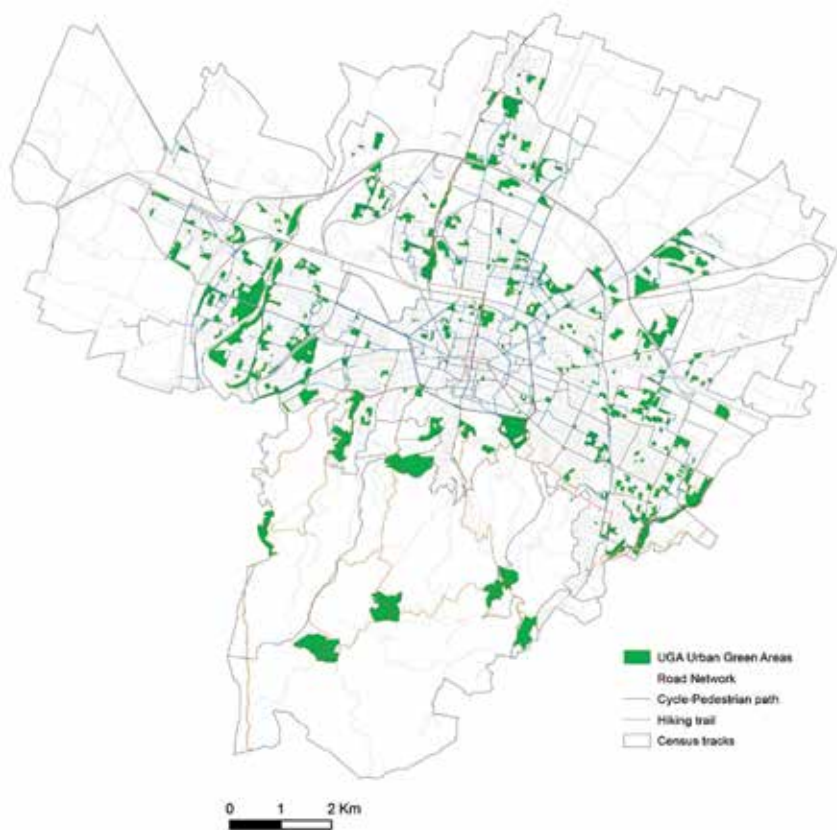


Figura 5-1 Distribuzione delle AVU nella città di Bologna

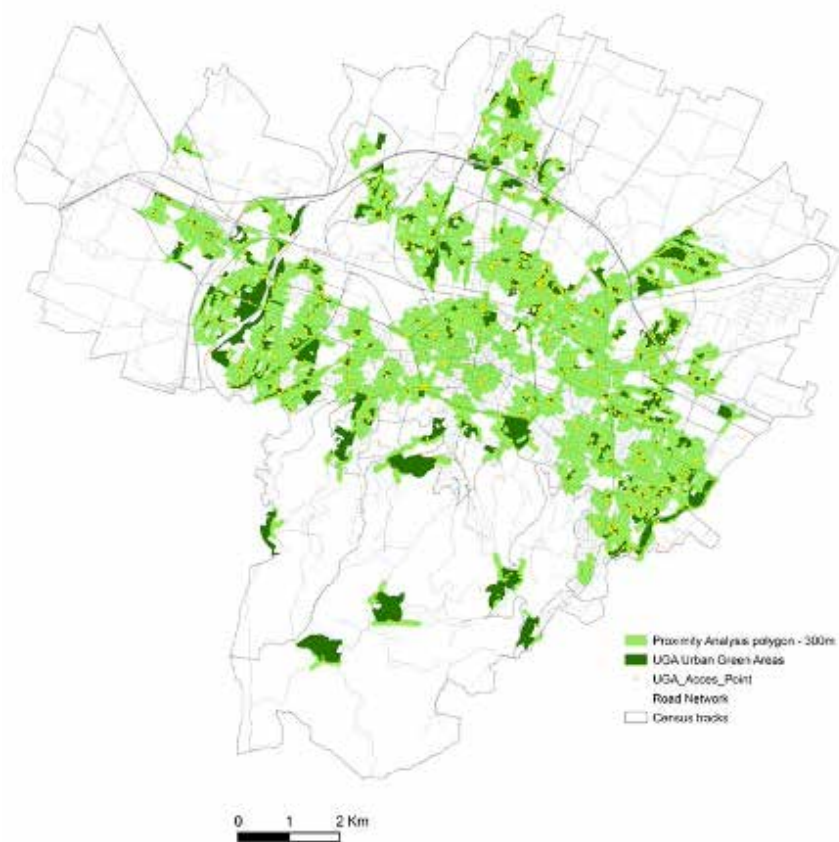


Figura 5-2 Analisi di prossimità: risultati dell'analisi di rete a 300m

formità con la distanza raccomandata dall'OMS, includendo tutte le AVU indipendentemente dalla loro grandezza. È importante sottolineare che i risultati di questa analisi saranno utilizzati per calibrare i successivi calcoli relativi all'accessibilità e alla giustizia distributiva.

L'analisi di rete per la valutazione della prossimità ha prodotto dei poligoni attorno ad ogni AVU, rappresentati nella Fig. 5-2, che corrispondono alle zone della città potenzialmente coperte dai SEC forniti dalle AVU. I poligoni che intersecano la rete stradale entro una distanza fissa di 300 m dal punto di accesso delle AVU sono considerati coperti dai relativi servizi. La Fig. 5-2 evidenzia che la zona collinare meridionale della città, pur avendo una grande concentrazione di verde, include ampie porzioni non servite da alcuna AVU. Ciò è dovuto, in parte, alla limitata presenza di punti di accesso alle AVU in questa zona, e in parte alla scarsità della rete stradale che raggiunge tali aree. Nel centro della città, la distribuzione dei SEC è disomogenea: alcune aree a nord-ovest sono ben servite dalle AVU, mentre altre, come le zone meridionali ed orientali, presentano ampi vuoti di copertura.

Le Fig. 5-3 e la 5-4 presentano invece i risultati dell'analisi di prossimità utilizzando la classificazione gerarchica delle AVU

La maggior parte delle zone del centro città sono coperte da pocket park e parchi di comunità, mentre si nota la mancanza di ampi spazi verdi ricreativi nel centro città, tra cui spicca la mancanza totale di tali spazi nella parte sud-est del centro città. Mentre i parchi urbani si trovano per lo più nella zona collinare meridionale della città, ad eccezione di un parco urbano che copre l'area periferica settentrionale, i parchi di quartiere sono ben distribuiti in tutta la città, ad eccezione del centro città. La Fig. 5-5 sovrappone i poligoni generati dalle analisi di prossimità ai 4 livelli gerarchici considerati nell'analisi. Oltre a riassumere i risultati già descritti in termini di copertura della città in relazione alle dimensioni delle AVU, questa mappa fornisce delle interessanti informazioni aggiuntive.

Infatti, la sovrapposizione di poligoni di colori diversi in alcune aree della mappa evidenzia non solo le aree più servite della città, ma introduce anche alcune informazioni aggiuntive sulle potenzialità di SEC accessibili. In particolare, la Fig. 5-5 evidenzia che la maggior parte dei servizi forniti al centro storico proviene da pocket park e parchi comunitari, quindi aree relativamente piccole (<2,5 ettari) con conseguenti limitate possibilità ricreative. Inoltre, diverse aree del centro città non hanno accesso a nessun tipo di AVU con le distanze gerarchiche utilizzate. Dall'altro lato, la zona sud del centro città, che non presentava alcun accesso ad AVU entro 300 metri, risulta meglio coperta da grandi parchi urbani. È interessante notare come le aree all'estremo est e ovest della città presentano molti poligoni sovrapposti, suggerendo che tali aree sono ben coperte dai quattro livelli gerarchici considerati.

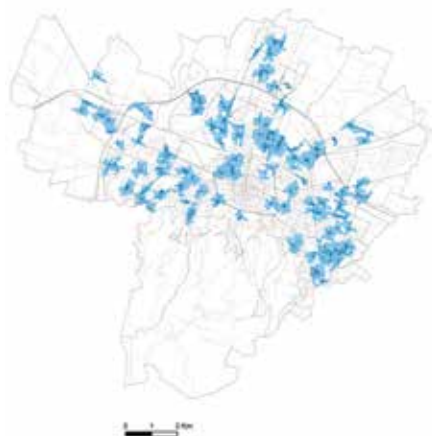


Fig. 5-3 Analisi di prossimità - risultati per i parchi di comunità (in alto in blu i poligoni coprono una distanza di 300 m dai punti di ingresso) e parchi tascabili (in basso in rosa i poligoni coprono una distanza di 200m)

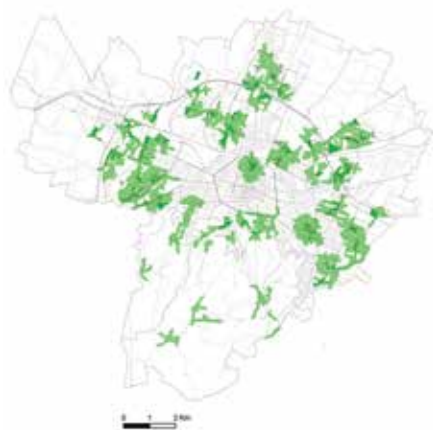


Fig. 5-4 Analisi di prossimità - risultati per i parchi di quartiere (in alto in verde i poligoni coprono una distanza di 500 m dai punti di ingresso) e parchi urbani (in basso in giallo i poligoni coprono una distanza di 1000m)

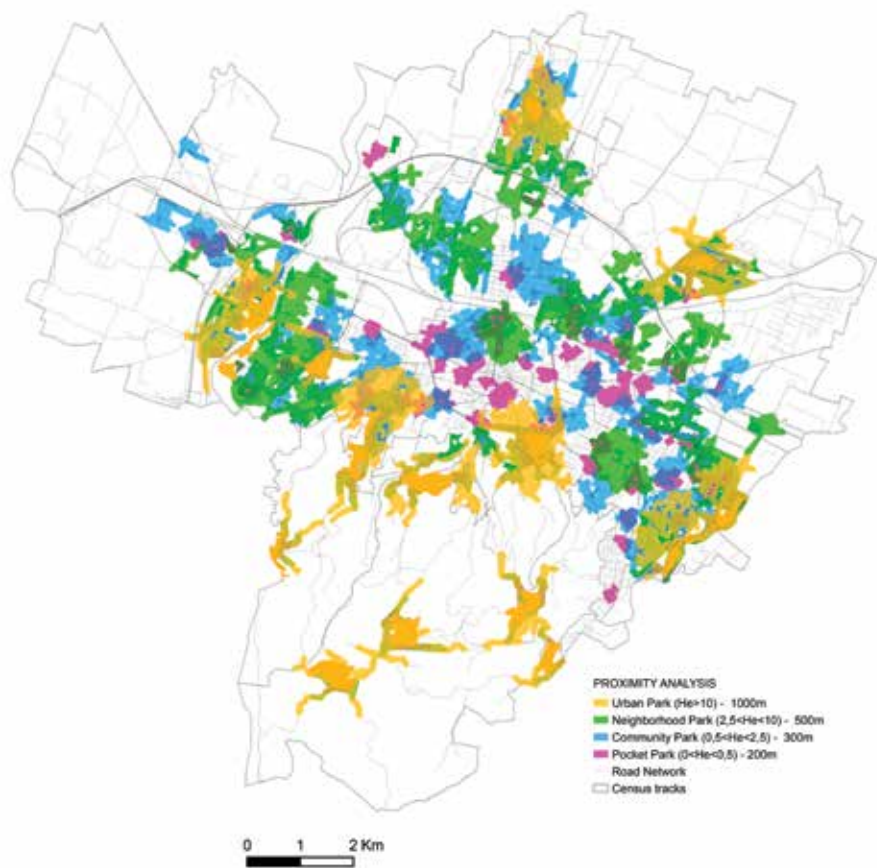


Figura 5-5 Analisi di reti multilivello considerando le 4 distanze gerarchiche e le dimensioni dei parchi

#### 5.4.2 Analisi sulla Qualità delle aree verdi urbane: Indice del potenziale ricreativo urbano

Come descritto nella Sezione 5.3.2, l'URPI è stato costruito valutando 3 diversi indicatori: dimensioni delle AVU, attrezzature sportive e presenza di Green Stewards. Questa sezione presenta prima i risultati dei tre diversi indici trattati singolarmente e poi mostra l'indice composito finale per ogni AVU della città.

#### Distribuzione delle dimensioni delle aree verdi urbane

Il grafico a dispersione (Fig. 5-6) mostra la dimensione (ha) di tutte le AVU mappate nella città di Bologna, mentre la Fig. 5-7 riporta i valori normalizzati delle diverse AVU della città. Come già accennato nei risultati di prossimità, l'analisi ha evidenziato che circa l'80% delle AVU di Bologna sono più piccole di 2,5 ettari e solo il 5% delle AVU copre un'area più grande di 10 ettari. Il valore medio è di 2,3 ha, mentre la mediana corrisponde a 0,89 ha. Nel processo di normalizzazione, il valore massimo (1) è stato assegnato a tutte le aree con valore superiore ai cosiddetti 'outliers' (superiori a 14ha).

Le AVU considerate in questo studio coprono una superficie totale di circa 7,3 Km<sup>2</sup>, mentre i dati sulla manutenzione del verde pubblico della città considerano un'area di circa 10 Km<sup>2</sup> (Comune di Bologna, 2009). Ciò si spiega con il fatto che in questa analisi sono state considerate solo quelle aree dell'infrastruttura verde urbana, considerate accessibili alla popolazione attraverso uno o più punti di accesso identificati. Pertanto, il verde presente nelle strade, nelle scuole, nelle rotatorie o nelle aree pubbliche non accessibili a tutto il pubblico non è stato considerato in questo lavoro. Le AVU coprono circa il 5% del territorio complessivo e lo standard urbanistico conta 19,2 m<sup>2</sup>/abitante.



Figura 5-6 Grafico a dispersione della dimensione dell'AVU di Bologna, evidenziando i valori anomali

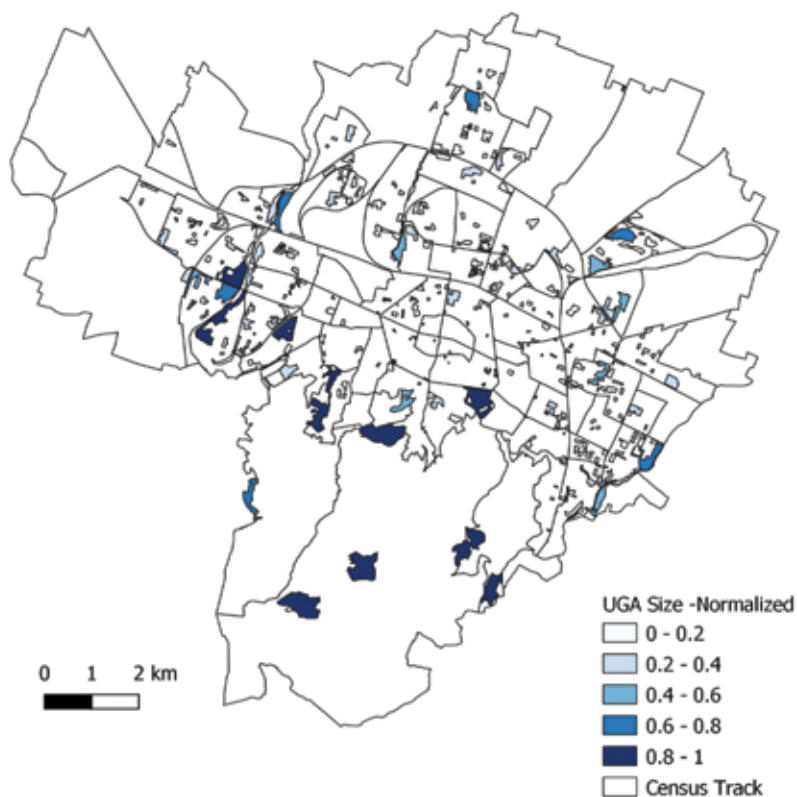


Figura 5-7 Valori AVU normalizzati in base alla loro dimensione relativa

#### *Distribuzione dei Green Stewards nelle aree verdi urbane*

Per valutare la potenziale offerta ricreativa delle AVU di Bologna sono stati dunque mappati i cosiddetti Green Stewards (GS), ovvero le organizzazioni sociali, le associazioni culturali, sportive e comunitarie che operano nelle AVU urbane. La mappatura ha usato canali 'istituzionali' (Iperbole, n.d., Fondazione Innovazione Urbana, n.d.) e mappe open access che mostrano i processi partecipativi dei "Laboratori di quartiere" (Fondazione Innovazione Urbana, n.d.). Inoltre, i dati provenienti dalle pagine dei social media di gruppi o associazioni di cittadini sono state fondamentali per comprendere meglio la presenza di GS, la tipologia di attività proposte e la loro frequenza. A partire da queste base dati, tutte le organizzazioni sono state georeferenziate e localizzate all'interno delle AVU dove operano. Per ogni AVU sono stati mappati:

- il numero di associazioni presenti in ogni area verde
- la diversa tipologia di attività (sociale, culturale, educativa, ambientale, sportiva, manutentiva) e la loro frequenza

A partire dalle informazioni raccolte, Bologna conta 221 Green Steward (GS) attivi in 72 AVU della città. Per quanto riguarda le attività in essere, ogni GS svolge una o più tipologie di attività. Nella mappatura, sono stati considerati diversi tipi di attività svolte, tra cui attività socio-culturali (dalla danza, alla musica e il teatro) sportive (yoga, escursionismo, corsa, ginnastica, ecc.) attività ed eventi legati al cibo (cottura del pane in forni comunitari, agricoltura urbana, festival gastronomici) e attività educative (attività per bambini nella natura, riconoscimento di erbe spontanee, ecc). Per la caratterizzazione delle attività, in alcuni casi (es. rappresentazione teatrale, attività culturali per l'integrazione dei migranti, attività sociali finalizzate alla ricreazione fisica), una singola attività è stata inclusa in più di una categoria (es. sociale E culturale). Il tipo di attività mappato comprende in maniera abbastanza equilibrata tutte le 6 categorie definite, con una predominanza di attività legate al sociale (39,6%), seguite dalle attività culturali (15,8%). Le attività educative, sportive e di manutenzione presentano una quota simile di circa l'11%, mentre le attività educative si trovano al 9,2%. La Fig. 5-8 presenta la distribuzione normalizzata dei GS nelle diverse AVU della città. I risultati mostrano che non esiste una relazione diretta tra il numero di GS operanti in un AVU e la sua dimensione. In particolare, le aree più grandi non sempre ospitano più GS rispetto a quelle più piccole. Ad esempio, il Parco della Montagnola in centro città o altri parchi di comunità o 'pocket' nella parte orientale e settentrionale della città, risultano molto attivi in termini di attività implementate dai GS. Anche se non è possibile trovare un chiaro gradiente di concentrazione di GS all'interno della città, la maggior parte delle AVU situate in centro o in prossimità del centro storico presentano valori elevati di GS (0,6). Per quanto riguarda il resto della città, le aree fluviali nella parte est della città sono prive di GS, così come risultano povere di attività anche le aree della periferia nord della città, ad eccezione del Parco dei Giardini che ospita una vasta gamma di attività. Il tipo di attività mappate copre bene le 6 categorie definite, con una predominanza di attività legate al sociale (39,6%), migliorando così la relazione e la coesione sociale, seguite dalle attività culturali (15,8%) che potenziano i servizi culturali e ricreativi. In particolare, nella maggior parte dei casi la manutenzione è considerata come un'attività collaterale, come condizione necessaria per utilizzare gli AVU. Le attività ricreative, educative e di sensibilizzazione, che coinvolgono una vasta gamma di gruppi target, dai bambini (attività di giardinaggio, scuole all'aperto) alle famiglie e agli adulti (escursioni didattiche, passeggiate sulla biodiversità, scoperta del patrimonio naturale) e agli anziani (agricoltura urbana, camminata lenta, lavori di manutenzione dolce) contribuiscono fortemente a migliorare il flusso dei SEC. Anche se gli adulti più anziani sono meno propensi a frequentare le AVU per socializzare (Peschardt, Schipperijn, & Stigsdotter,

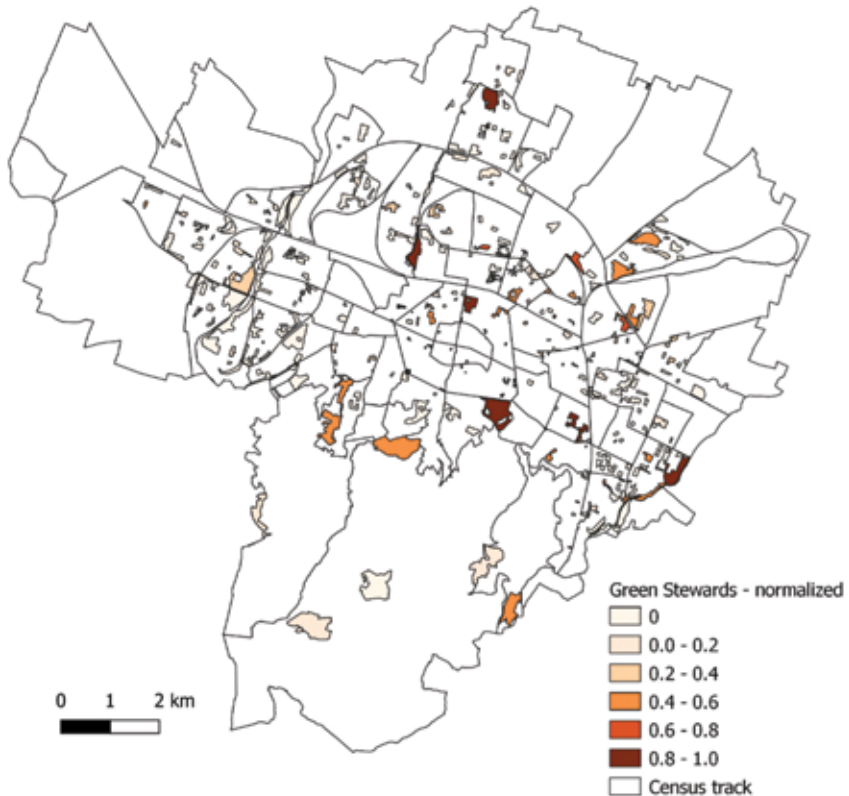


Figura 5-8 Distribuzione Green Stewards nelle AVU di Bologna. Valori normalizzati da 0 a 1

2012), attività mirate possono migliorare la salute e il benessere di questo gruppi vulnerabili. Allo stesso tempo, i GS, attraverso l'implementazione di attività nelle AVU, stimolano le interazioni sociali tra i residenti, facilitando i flussi di SEC che influenzano una serie di fattori legati al benessere fisico e psicologico (Jennings et al., 2016).

#### *La distribuzione delle attrezzature sportive nelle aree verdi urbane*

Le attrezzature sportive nelle Aree Verdi Urbane (AVU) sono state analizzate utilizzando la funzione Street View di Google Maps, arricchita dalle recensioni degli utenti dei parchi. Circa la metà delle AVU nella città di Bologna (48,6%) ospita almeno uno dei tipi di attrezzature sportive mappate, che includono percorsi di corsa, campi sportivi, sentieri escursionistici, parchi giochi per bambini, attrezzature sportive avanzate e strutture per anziani. La maggior parte delle AVU mappate comprende percorsi di corsa (49,2%), seguiti da campi sportivi (21%) e parchi giochi per bambini (18,3%). I percorsi adatti alla

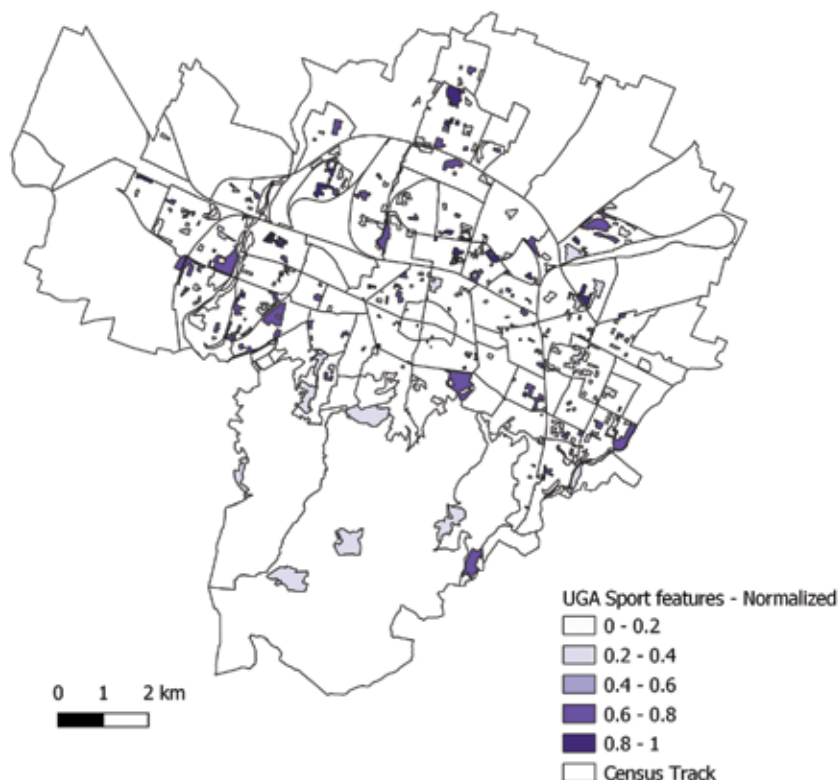


Figura 5-9 Qualità delle attrezzature sportive nelle AVU, valori normalizzati da 0 a 1

corsa sono stati considerati sia quelli formalmente progettati che i sentieri informali creati dall'uso frequente da parte delle persone. Inoltre, alcuni percorsi ampi e poco scoscesi sono stati inclusi come adatti anche per l'attività fisica degli anziani.

Sebbene l'8% delle AVU presenti attrezzature avanzate per esercizi a corpo libero, solo 2 AVU (pari allo 0,8%) includono attrezzature pensate specificamente per esercizi di mobilità destinati agli anziani. Come descritto in precedenza, abbiamo attribuito un valore di "qualità" alle attrezzature sportive di ciascuna AVU, basato sul numero di gruppi target a cui queste si rivolgono (nessun gruppo, 0; un gruppo, 0,4; due gruppi, 0,8; tre gruppi, 1), come mostrato nella Fig. 5-9.

Il 54% delle AVU non dispone di alcuna attrezzatura sportiva, mentre il 40% si rivolge a uno o due gruppi target. Solo 18 AVU (6% del totale) offrono attrezzature sportive adatte a tutti e tre i gruppi target considerati, e queste si concentrano principalmente

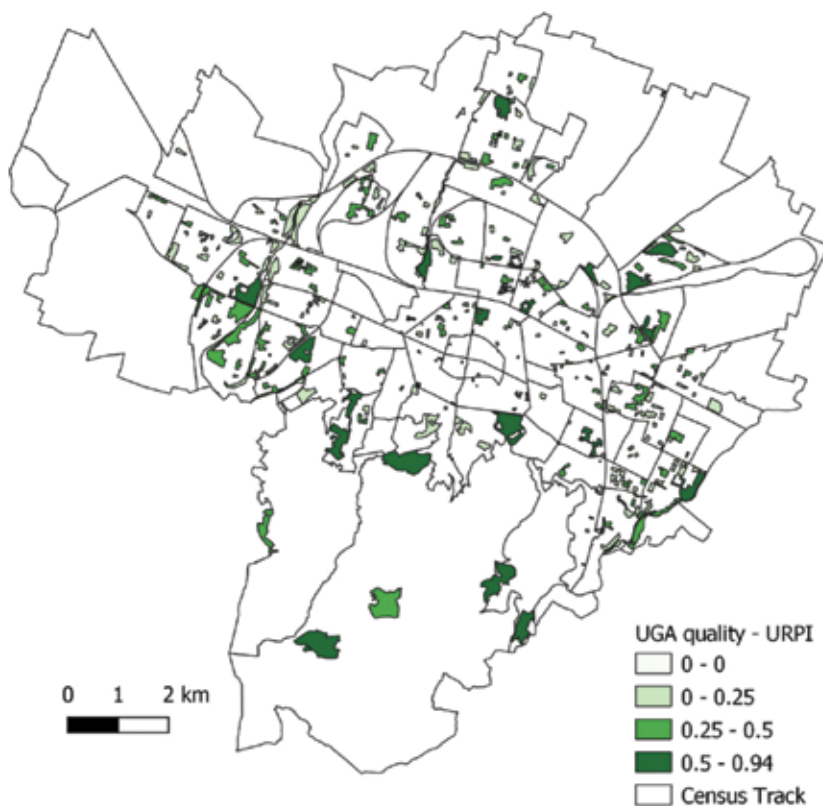


Figura 5-10 Valori di qualità delle AVU sulla base del calcolo dell'URPI divisi per classi

nei quartieri settentrionali della città. Sebbene i pocket park presentino per lo più attrezzature di bassa qualità o siano privi di strutture sportive, è interessante notare che la superficie delle AVU non sempre corrisponde a una maggiore qualità in termini di funzionalità sportive. Tutti i parchi urbani nella zona meridionale della città mostrano una qualità bassa, rivolta a un solo gruppo target, e solo uno di questi parchi, situato lungo il fiume, dispone di attrezzature sportive. Al contrario, diversi parchi di quartiere nella parte settentrionale della città hanno una qualità più elevata, con attrezzature che servono due o tre gruppi target. Inoltre, nel centro città ci sono due parchi di comunità, uno dei quali piuttosto piccolo (1 ettaro), che offrono attrezzature adatte a due gruppi target (bambini e giovani adulti). Tuttavia, la maggior parte delle altre AVU presenta attrezzature di bassa qualità o ne è priva. Né il centro città né la zona meridionale offrono attrezzature adatte agli anziani.

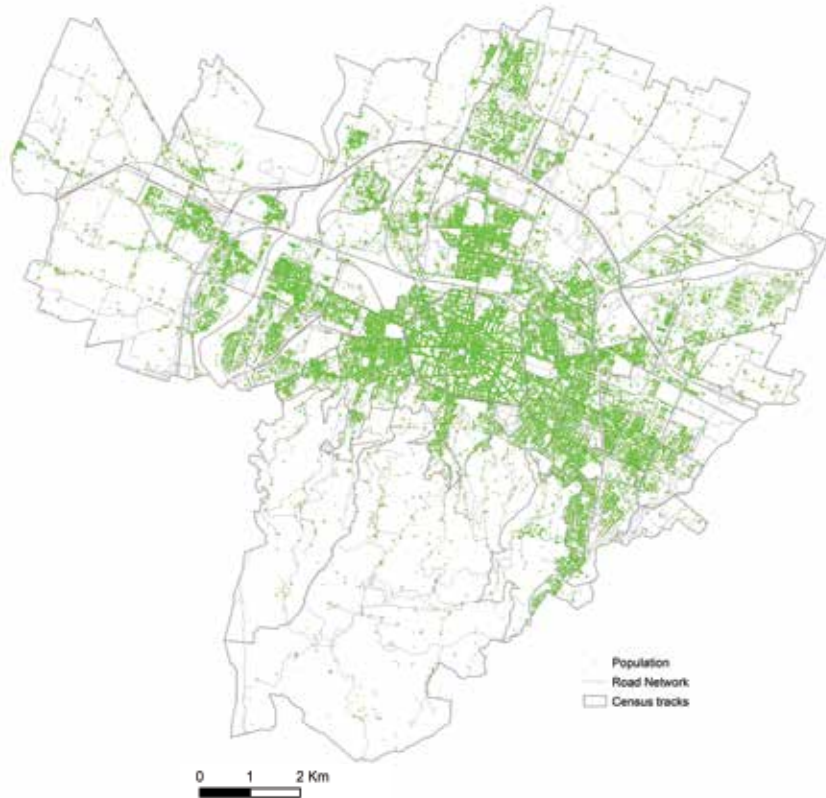


Figura 5-11 Distribuzione della popolazione nella città di Bologna

#### *Calcolo dell'indice del potenziale di ricreazione urbana*

A seguito del calcolo dei valori rispetto alle dimensioni, la presenza di GS e l'analisi delle attrezzature sportive delle AVU di Bologna, questi 3 indici sono stati riassunti in un unico indice composito – l'Indice di Potenziale di Ricreazione Urbana (URPI).

Partendo dai valori singoli di URPI, le AVU sono state classificate in tre categorie di 'qualità' (bassa, media e alta). Come illustrato nella Fig. 5-10, il 67% delle AVU presenta valori di URPI inferiori a 0,25, classificandosi quindi nella categoria di 'qualità bassa'. La 'qualità media', con valori di URPI compresi tra 0,25 e 0,5, include il 26% delle AVU, mentre solo il 6% delle aree raggiunge una qualità complessivamente elevata, con valori di URPI superiori a 0,5. Sebbene le AVU di alta qualità siano poche (6%), queste sono distribuite in tutta la città, ad eccezione del centro città, che ospita solo un'area di alta qualità, il Parco della Montagnola, e una di qualità media, il Parco

11 Settembre. Le aree a sud della città presentano generalmente una qualità medio-alta, mentre i distretti a nord contano per lo più aree di bassa qualità, fatta eccezione per due esempi di AVU di alta qualità.

#### *5.4.3 Distribuzione e vulnerabilità della Popolazione*

Gli ultimi dati disponibili sulla popolazione complessiva residente nel comune di Bologna riportano 391.984 persone residenti in città (2020), con circa il 53% di donne e il 47% di uomini. Tra questi circa il 30% della popolazione è costituito da adulti (45-64), seguiti dal 21% del gruppo dei giovani adulti (30-44). Gli anziani con più di 65 anni costituiscono il 24% della popolazione mentre i giovani (15-29 anni) rappresentano solo il 14%, seguiti dalla fascia dei ragazzi (0-14 anni) che rappresenta il 12% della quota totale (Città Metropolitana, n.d.).

Secondo gli ultimi dati dell'ISTAT, la distribuzione delle classi di età della popolazione residente a Bologna è in linea con i trend italiani (ISTAT, 2011). Rispetto all'inizio del 2010 si registra un aumento medio sia per quanto riguarda l'età media della popolazione (da 44,5 a 46 anni) sia per quanto riguarda la quota di persone con più di 75 anni (dall'11 al 13%). Allo stesso modo, infatti, su scala nazionale la popolazione anziana (dai 65 anni in su) era del 20,1% nel 2007, del 22,8% nel 2019 e si prevede che sarà del 24,2% entro il 2025 (Fumagalli et al., 2020). I dati georeferenziati della popolazione mostrati in Fig. 5-11 si riferiscono al numero di abitanti per numero civico, e sono stati forniti direttamente dal comune di Bologna.

Per valutare la vulnerabilità della popolazione a Bologna, sono stati utilizzati i dati forniti dall'indice di fragilità elaborato dal Comune di Bologna (Comune di Bologna, 2018) che include diversi indicatori idonei a questa valutazione. I valori di questo indice sono stati riclassificati definendo tre classi di vulnerabilità (bassa, media e alta) a loro volta associate alle varie sezioni censuarie della città. La Fig. 5-12 mostra una distribuzione irregolare delle classi di vulnerabilità all'interno della città, con aree ad alta vulnerabilità concentrate nella prima periferia in direzione nord. Guardando ai singoli indicatori che compongono l'indice (Comune di Bologna, 2018), queste aree risultano altamente vulnerabili principalmente a causa di vulnerabilità demografiche (alta quota di anziani) sociali (alta quota di migranti, minori stranieri residenti, basso livello di istruzione) ed economici (basso reddito). Nel complesso, il centro storico presenta valori di vulnerabilità medi dovuti principalmente ad un'elevata vulnerabilità sociale (alta quota di anziani che vivono da soli, alta quota di case vuote o in affitto). Anche se gli indicatori economici sono uguali o superiori ai valori medi, le aree nella parte orientale della città presentano una vulnerabilità medio-alta data dalle caratteristiche demografiche (alta quota di anziani tra i residenti e variazione negativa della popolazione residente negli ultimi cinque anni).

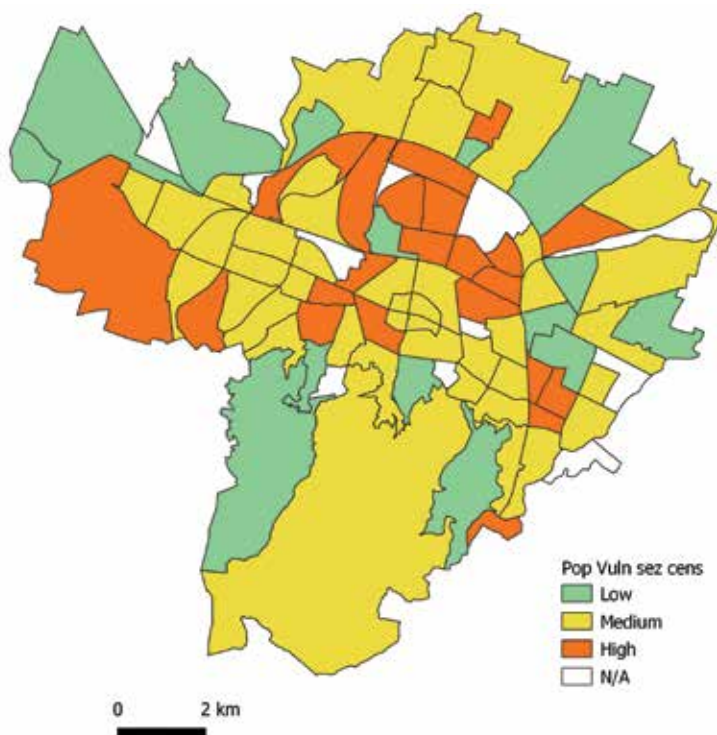


Figura 5-12 Vulnerabilità della popolazione in classi per sezione di censimento

#### 5.4.4 Valutazioni rispetto all'accessibilità ed alla giustizia distributiva

L'accessibilità alle AVU è stata calcolata a partire dai risultati dell'analisi di prossimità sovrapponendo i poligoni generati con i dati georeferenziati della popolazione. In questa fase, la distanza di rete utilizzata per calcolare l'accessibilità della popolazione alle AVU è stata di 300m, come suggerito dall'OMS. La Fig. 5-13 mostra la popolazione con accesso entro 300m (punti verdi) e non (punti rossi) ad almeno un'AVU nella città di Bologna. Complessivamente, la percentuale di abitanti che trovano almeno un'AVU a 300m da casa è di circa il 71%. Ciò significa che circa il 30% degli abitanti delle città, circa 115.000 persone, non ha accesso a nessun tipo di AVU entro 300 m. La mappa mostra le aree più critiche che si trovano nel centro storico, soprattutto nell'area sud est, ma anche nella parte meridionale della città, che nonostante risulti per lo più coperta da aree boschive e verdi, lascia la maggior parte della sua popolazione residente non servita da nessuna AVU. Anche la parte est della città, per lo più ricoperta da terreni agricoli o industriali lascia una buona parte della popolazione scoperta dall'accesso alle AVU.

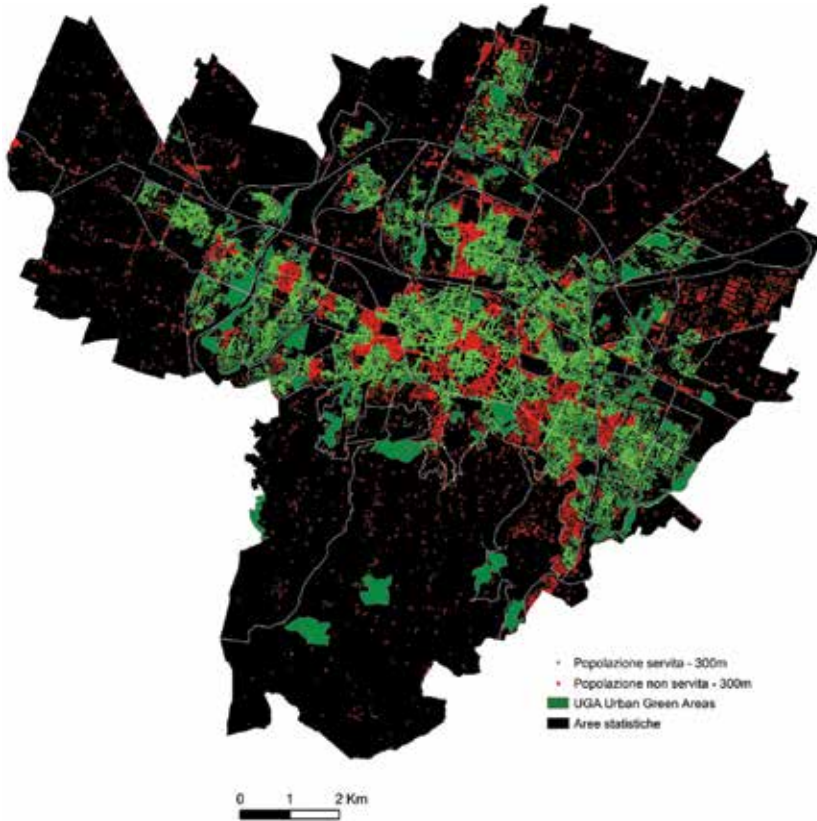


Figura 5-13 Popolazione con accesso – in verde – e senza – in rosso – alle AVU a meno di 300m nella città di Bologna

Sebbene la Fig. 5-13 offra già numerose informazioni utili per valutare l'accessibilità e supportare pianificatori e decisori nell'individuazione dei punti critici di disallineamento tra offerta e domanda, la Fig. 5-14 presenta i dati di accessibilità suddivisi per sezione di censimento, consentendo un confronto diretto tra le diverse aree. Nello specifico la Fig. 5-14 mostra i dati relativi alle tre classi di accessibilità (già definite nella sezione 5.4.1):

- bassa accessibilità (<il 50% della popolazione ha accesso alle AVU entro 300 m),
- accessibilità media (dal 50% al 70% della popolazione ha accesso alle AVU entro 300 m)
- alta accessibilità (>il 70% della popolazione ha accesso alle AVU entro 300 m)

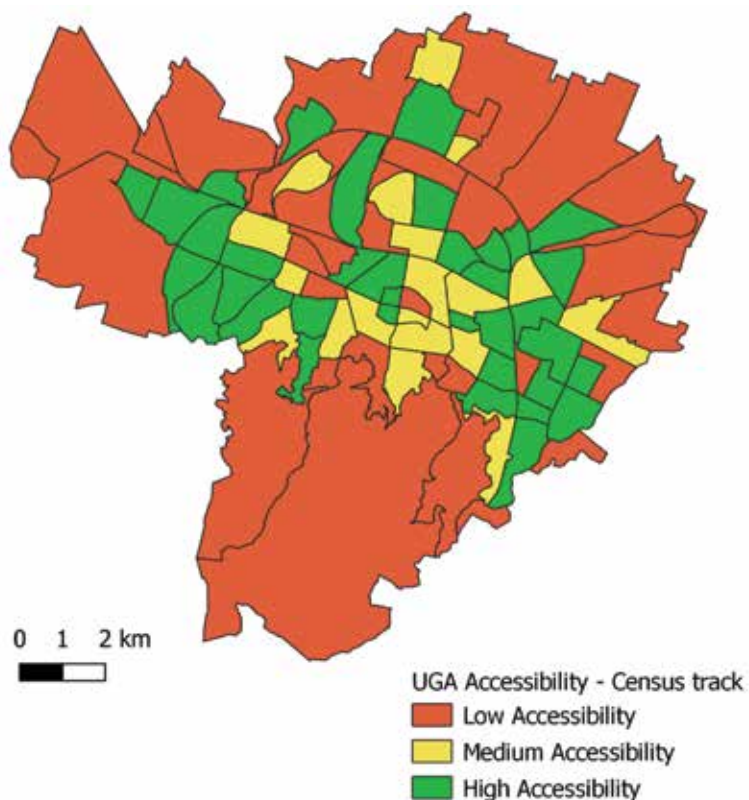


Figura 5-14 Accessibilità alle AVU (in classi) per sezione di censimento

L'analisi della distribuzione delle diverse classi di accessibilità mostra che il centro di Bologna presenta, nella maggior parte dei casi, un livello di accessibilità medio-basso alle AVU, fatta eccezione per un'area a nord-ovest dove si registra un'elevata accessibilità. Circa il 60% degli abitanti del centro, una delle zone più densamente popolate della città, non ha accesso a nessuna AVU a meno di 300 metri dalla propria abitazione. Al contrario, altre aree densamente popolate, situate nella parte ovest e sud-est della città, mostrano valori di accessibilità medio-alti, grazie alla presenza di spazi verdi più ampi – come parchi urbani e di quartiere – facilmente raggiungibili a piedi dai residenti. La zona sud della città, pur ospitando numerosi parchi urbani, presenta un livello di accessibilità complessivamente basso.



Figura 5-15 Accessibilità, vulnerabilità della popolazione e qualità dell'AVU (URPI) per sezione di censimento

Come introdotto nel par. 5.4, sono poi state svolte delle analisi statistiche per valutare quanto l'accesso agli spazi verdi sia distribuito in modo equo tra i cittadini/e, anche in relazione alle loro potenziali necessità. Ad ogni sezione di censimento è stato assegnato i) un valore medio di vulnerabilità sociale della popolazione (Fig. 5-12); ii) un valore medio rispetto al livello di accessibilità alle AVU (Fig. 5-14) e iii) un valore unico di URPI per ogni sezione di censimento, mediando i valori URPI delle singole AVU presenti in ogni sezione di censimento. Tutte queste variabili sono state poi normalizzate in una scala da 0 a 1 e suddivise in tre categorie – bassa, media e alta – come mostrato in Fig. 5-15. Il test del Chi Quadrato è stato eseguito prima utilizzando i valori discreti di accessibilità e vulnerabilità. I risultati possono essere considerati statisticamente rilevanti (valore  $p = 0,003264$ ), come mostrato nella Tabella 5-5 e mostrano che le sezioni censuarie ad alta vulnerabilità di popolazione non presentano tendenzialmente carenze in termini di quantità di AVU. Le aree a bassa vulnerabilità di popolazione presentano un'accessibilità tendenzialmente minore rispetto alle sezioni di censimento con valori di vulnerabilità medi ed alti.

	Alta accessibilità	Accessibilità media	Bassa accessibilità
Alta vulnerabilità	11	4	7
Vulnerabilità media	19	13	10
Bassa vulnerabilità	5	2	8

Tabella 5-5 Risultati del test del chi-quadrato: Accessibilità e vulnerabilità

Il test è poi stato ripetuto utilizzando la vulnerabilità e la qualità delle AVU (URPI) come variabili di ingresso. I risultati mostrano che la maggior parte delle sezioni cen-

suarie con alta vulnerabilità di popolazione sono associate a una bassa qualità delle AVU (13n), mentre nessuna area ad alta vulnerabilità ha accesso a AVU di alta qualità. Al contrario, 5 sezioni censuarie a bassa vulnerabilità possono accedere a AVU di alta qualità (Tabella 5-6). In generale, le sezioni censuarie con vulnerabilità media e alta accedono a AVU di qualità bassa o media. Anche in questo caso, i risultati sono statisticamente significativi ( $p$ -value = 0,01158).

	Alta qualità AVU	Qualità AVU media	Bassa qualità AVU
Alta vulnerabilità	0	9	13
Vulnerabilità media	2	18	22
Bassa vulnerabilità	5	2	8

Tabella 5-6 Risultati del test Chi-quadrato: qualità e vulnerabilità AVU

I risultati del test del Chi-quadrato sono stati utilizzati come base per l'analisi spaziale. Sebbene il test del Chi-quadrato indichi che Bologna non presenta una grave ingiustizia distributiva rispetto all'accesso alle AVU, emerge una potenziale relazione spaziale tra vulnerabilità della popolazione e qualità delle AVU. In particolare, la popolazione altamente vulnerabile, che ha bisogni maggiori, non ha accesso a AVU di alta qualità e risulterebbe quindi esclusa dai benefici multifunzionali offerti da tali aree.

Dopo aver eseguito l'analisi OLS (Ordinary Least Squares) in ambiente GIS, il pattern risultante non appare significativamente diverso da quello casuale. Ciò suggerisce che non sono state trascurate variabili esplicative rilevanti a livello spaziale. Inoltre, confermando i risultati del Chi-quadrato, l'analisi OLS evidenzia una debole significatività statistica per entrambe le variabili, con una tendenza più marcata verso una correlazione negativa tra vulnerabilità e qualità delle AVU. Sebbene la significatività statistica di questa variabile sia limitata e potrebbe essere integrata con ulteriori analisi, l'analisi spaziale conferma l'ipotesi che le sezioni censuarie con vulnerabilità più elevata tendano ad avere accesso a AVU di qualità inferiore.

Sulla base di questi risultati, è stata poi eseguita una Regressione Geografica Ponderata (GWR), che ha mostrato come la qualità delle AVU sia un fattore esplicativo importante per la vulnerabilità della popolazione. La Figura 5-16 illustra la distribuzione spaziale dei valori esplicativi della qualità delle AVU in relazione alla vulnerabilità. I risultati suggeriscono che la qualità delle AVU spiega meglio la vulnerabilità nelle aree settentrionali della città, con valori più bassi nella parte meridionale. Questo pattern spaziale evidenzia una correlazione tra le aree con maggiore vulnerabilità di popolazione e quelle con AVU di qualità inferiore, soprattutto nel nord della città.

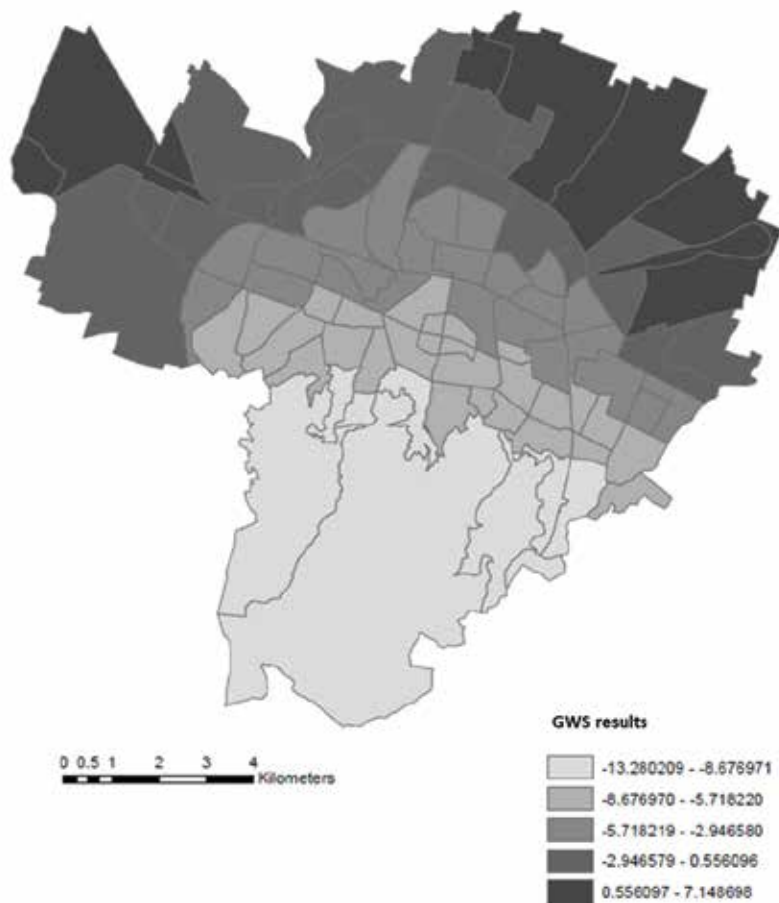


Figura 5-16 Risultati della regressione ponderata geografica

## 5.5 Principali riflessioni a valle delle valutazioni rispetto ai servizi ecosistemi culturali nella città di Bologna

### 5.5.1 Sulla quantità e la qualità delle aree verdi urbane

Come evidenziato in altri studi, l'accesso alle aree verdi urbane (AVU) è correlato alla loro distribuzione in città, con le zone centrali della città di Bologna che presentano una minore disponibilità di verde rispetto alle aree più periferiche (Aquino & Gainza, 2014; Tian et al., 2014). Sebbene i piccoli parchi nel centro possano giocare un ruolo fondamentale nella vita quotidiana locale (La Rosa, 2014), migliorando la qualità della vita dei residenti, ciò può comportare sovraffollamento degli spazi, con molte persone che utilizzano e condividono gli stessi servizi, riducendo l'efficacia delle prestazioni. Questo problema è diventato particolarmente evidente, ad esempio, durante la pandemia di COVID 19, a causa delle restrizioni e dell'accesso limitato alle AVU. Mentre la natura è stata percepita come un aiuto durante il lockdown (Pouso et al., 2021), chi vive in aree urbane densamente popolate ha potuto incontrare difficoltà nell'accesso alle AVU e nel mantenere il distanziamento sociale in parchi sovraffollati. Alla luce anche della pandemia, risulta dunque fondamentale migliorare l'accesso o incrementare il numero di AVU nelle aree urbane ad alta densità, attraverso interventi di rigenerazione mirati, anche con soluzioni temporanee. Riconoscere le tendenze alla densificazione nelle città dei paesi occidentali (Broitman & Koomen, 2020) e la limitata disponibilità di grandi AVU a Bologna, come in altre città simili, implica la necessità di elaborare decisioni ponderate riguardo a tali aree, con l'obiettivo di proteggerle e valorizzarle. Mentre i risultati di questa analisi di prossimità, a diverse distanze gerarchiche, possono supportare notevolmente i pianificatori e i decisori nelle decisioni sull'uso del suolo, fornendo loro prove dei servizi necessari nelle diverse aree della città, la quantità di AVU pubbliche non esprime la qualità delle opportunità ricreative che le AVU offrono agli abitanti delle città (Maes, Zulian e Thijssen 2019). Per fornire una valutazione completa della qualità delle AVU (dimensioni, qualità delle attrezzature sportive e green steward), questo lavoro ha sviluppato ed applicato nel caso della città di Bologna l'indice di Potenziale Ricreativo Urbano (URPI). Partendo da approcci simili come il modello ESTIMAP (Zulian et al., 2013 e Cortinovis et al. 2018), l'URPI proposto mira a migliorare la comprensione delle dinamiche *urbane* relative alla gestione e alla governance delle AVU. La valutazione della qualità dell'AVU può supportare una migliore comprensione e valutazione di specifici SEC – cioè ricreazione fisica e culturale, sviluppo educativo e cognitivo e relazioni sociali e coesione – e dei relativi benefici per la salute e il benessere. L'URPI ha lo scopo di tradurre in pratica il concetto di co-produzione di SEC nelle aree urbane, riconoscendo che i Green Steward e le attrezzature sportive di alta qualità possono migliorare positivamente le interazioni uomo-natura consentendo il flusso di SEC e i relativi benefici per la salute e il benessere. Inoltre, sulla base dei risultati del caso di studio, è importante

sottolineare il fatto, indipendentemente dalle dimensioni dell'area, le attività facilitate dai Green Stewards e le attrezzature sportive che coinvolgono vari gruppi di persone possano contribuire alla qualità complessiva e all'ulteriore fruibilità delle AVU. Per quanto riguarda le attrezzature sportive infatti, equipaggiare le AVU con attrezzature di qualità ed adatte a diversi gruppi di età può stimolare cittadini e cittadine all'esercizio fisico all'aperto che fornisce contributi più impattanti alla salute mentale rispetto all'esercizio al chiuso (Jennings et al., 2016). Le difficoltà che limitano l'accesso all'uso di strutture sportive e ricreative private (prezzi elevati e strutture ricreative lontane dal luogo di residenza) potrebbero essere superate progettando AVU in grado di ospitare attività ricreative fisiche diversificate, garantendo così benefici di benessere e salute che includano anche gruppi sociali vulnerabili (Kruszynska & Poczta, 2020). Nonostante ciò, come presentato nei risultati, solo il 6% delle AVU della città di Bologna include attrezzature sportive rivolte a tutti e tre i gruppi target considerati. Nello specifico, mentre i parchi giochi per bambini e le attrezzature sportive che consentono la ricreazione fisica di giovani e adulti risultano ben distribuiti in città, le AVU a Bologna non includono adeguatamente le esigenze degli anziani. Anche i gruppi più anziani hanno maggiori probabilità di visitare le AVU per "riposo e benessere" rispetto ai gruppi di età più giovani (Peschardt et al., 2012), poche di queste presentano una progettazione attenta e sensibile alle necessità dei più anziani. Pertanto, in una società che invecchia sempre più rapidamente, è necessario progettare AVU per la promozione di un invecchiamento in buona salute, supportando in questo caso anche l'assistenza sanitaria e alleviando gli oneri medici (Tan, Ka-Lun Lau, Roberts, Tzu-Yuan Chao, & Ng, 2019). Ad esempio, gli spazi di ristoro o i giardini terapeutici stanno iniziando ad essere considerati nella progettazione, ma la co-progettazione o la ri-progettazione di AVU con le comunità locali che coinvolgano gli anziani (Fumagalli et al., 2020), ma anche i bambini e altri gruppi vulnerabili (Ferreira et al., 2020), potrebbe contribuire in larga misura a fornire AVU di migliore qualità per le città.

D'altro canto, l'analisi degli Urban Green Stewards fornisce risultati interessanti sulla tipologia e la frequenza delle attività che si svolgono nelle AVU, tentando di esprimere il livello di attrattività che questi luoghi hanno per le comunità locali. È interessante notare che il tipo e la frequenza delle attività condotte dai GS nella città di Bologna non sono correlati alle dimensioni degli AVU. Il flusso di SEC facilitato dai GS nelle aree urbane (coesione sociale, sviluppo educativo e cognitivo, servizi ricreativi e culturali e ricreazione fisica) potrebbe quindi non dipendere dalle dimensioni delle AVU, consentendo alle piccole AVU di esprimere valori multifunzionali nell'ambiente urbano. Questa ipotesi dovrebbe incoraggiare le città a sviluppare modelli di finanziamento e governance dedicati per i GS, migliorando i modelli di rigenerazione e considerando, ad esempio, i flussi di SEC forniti da piccole AVU, come modello virtuoso per le città densamente abitate e con poche AVU. In questo senso, la città di Bologna è un caso illustrativo poiché molte delle attività mappate in questo lavoro derivano da

due processi partecipativi messi in atto dal comune. Uno riguarda i cosiddetti ‘patti di collaborazione’, una forma di partenariato Pubblico Privato o Partenariato Pubblico Pubblico definito all’interno del Regolamento per i Beni Comuni. Il documento è rilevante soprattutto per la governance e la struttura gestionale degli spazi pubblici. Infatti, attraverso questi patti di collaborazione, il Comune definisce e concorda con i cittadini/e e le organizzazioni (gruppi informali, ONG, soggetti privati) le attività di gestione, rigenerazione e manutenzione dei beni comuni urbani (spazi verdi, edifici abbandonati, piazze). Inoltre, il processo partecipativo dei “laboratori di quartiere”, sviluppato attraverso le risorse del bilancio partecipativo della città, ha permesso a molte associazioni di quartiere di proporre e dare il via ad attività ricreative basate sulla natura. Le esperienze di successo derivate da queste collaborazioni potrebbero migliorare non solo l’uso e la manutenzione delle AVU, ma anche il flusso dei benefici correlati. Nella stessa direzione, grande attenzione è stata dedicata negli ultimi anni agli orti urbani in quanto *Hub per l’impegno civico* (Bendt, Barthel, & Colding, 2013; Camps-Calvet et al., 2016). In questo senso, le iniziative basate sulla comunità *sono spesso elogiate per la loro capacità di rafforzare la legittimità, risolvere problemi e questioni sociali, promuovere l’innovazione (sociale) e conseguire la sostenibilità* (Edelenbos et al., 2020). Ciononostante, la governance dei SE e delle AVU rimane raramente esplorata, sia teoricamente che empiricamente. Mentre nell’ambito dei progetti finanziati dall’UE stanno nascendo diverse iniziative sulla co-creazione e la co-gestione di AVU nelle città, una delle principali sfide per i pianificatori e i decisori resta quella di rendere operativo questi concetti in modi che siano significativi per gli stakeholder locali e utili a promuovere la gestione sostenibile dei sistemi socio-ecologici (SES) (Barnaud et al. 2018). In questo senso, mentre molti studi e lo stesso uso dello standard urbanistico, hanno riconosciuto le dimensioni e la quantità di verde come uno dei principali indicatori del flusso di SE nelle città, questo studio suggerisce che AVU di modeste dimensioni, come i parchi tascabili e comunitari (<2,5 ettari), se adeguatamente attrezzati, progettati e animati dai GS locali, possono fornire un’ampia gamma di servizi alla popolazione. Ciò potrebbe essere particolarmente interessante per le città compatte e dense con basse possibilità di de-sealing e creazione di nuove AVU (come molti centri storici europei). L’URPI può supportare la valutazione sistematica delle diverse funzioni, aiutando a identificare le aree in cui è necessario intervenire per aumentare la multifunzionalità e/o promuovere le funzioni prioritarie (Hansen, Olafsson, van der Jagt, Rall e Pauleit, 2019). Migliorare le AVU esistenti per offrire molteplici benefici o creare nuovi parchi multifunzionali o comunitari in quartieri densamente abitati potrebbe migliorare notevolmente la qualità della vita locale, sostenendo la coesione sociale e il benessere. Secondo Rockström, 2015, la gestione dei servizi ecosistemici è una delle maggiori sfide per la pianificazione paesaggistica e urbana nel 21° secolo, ma i fattori reali che influenzano questa gestione e che permetterebbero quindi di migliorarla sono ancora poco compresi. I processi sociali

e il lavoro delle amministrazioni locali possono influenzare in modo significativo la percezione rispetto al valore dei SE in città, e una gestione comunitaria e la presa di coscienza rispetto alla cura di un bene comune possono contribuire a rafforzare l'identità del luogo e la coesione sociale (Andersson et al., 2017). L'accessibilità è un elemento fondamentale per migliorare i flussi di benefici legati ai SEC e valutare l'accessibilità al verde urbano per tutta la popolazione residente in città rappresenta uno degli obiettivi principali dell'SDG11 (Obiettivo di Sostenibilità per le Città).

### 5.5.2 Sulle questioni di accessibilità e giustizia distributiva

Sebbene vari autori ed autrici abbiano studiato, con risultati contrastanti, la relazione tra la distribuzione delle AVU e la vulnerabilità della popolazione (Dempsey, Brown & Bramley, 2012; Kabisch & Haase, 2014; Wüstemann et al., 2017), ad oggi non esistono ricerche che colleghino esplicitamente la qualità delle AVU e la vulnerabilità della popolazione in Italia.

Nel tentativo di relazionare la qualità del verde urbano – attraverso l'uso dell'URPI – con la vulnerabilità della popolazione sono dunque emersi, nel caso di Bologna, risultati interessanti e potenzialmente significativi che evidenziano una relazione negativa tra vulnerabilità e qualità delle AVU, indicando che maggiore è la vulnerabilità della popolazione in una sezione censuaria, minore è la qualità alle AVU a cui la popolazione ha accesso in quell'area. Partendo dal presupposto che le AVU di alta qualità forniscono molteplici SEC e dunque diversi benefici – attraverso i percorsi di co-produzione potenziati dai Green Steward e dalla presenza di attrezzature sportive diversificate – potremmo quindi ipotizzare che nella città di Bologna tali benefici non sono equamente distribuiti tra la popolazione ed anzi sono più carenti laddove ce ne sarebbe più bisogno. Ad esempio, i Green Steward, tra le altre attività, si occupano di iniziative per l'integrazione culturale e la coesione sociale, come laboratori e spettacoli teatrali con migranti nelle AVU, attività per bambini e progetti di agricoltura urbana per anziani. Queste azioni potrebbero giocare un ruolo fondamentale nel garantire una più equa distribuzione dei benefici derivanti dai SEC nelle aree con un tasso più alto di popolazione vulnerabile. Allo stesso tempo, la presenza di attrezzature sportive diversificate per più gruppi di utenti, potrebbe favorire la presenza di servizi ricreativi sportivi di qualità, incrementando un flusso inclusivo di benefici per la salute ed il benessere.

Nel corso di questa valutazione sono stati dunque identificati degli hotspot di *ingiustizia spaziale* rispetto all'accesso potenziale della popolazione più vulnerabile ai benefici derivanti dal flusso di SEC. Per tentare di offrire una distribuzione più equa dei benefici nelle aree densamente abitate dove è complesso immaginare di incrementare la quantità di AVU, gli sforzi della pianificazione potrebbe dunque rivolgersi a migliorare la qualità di quelle esistenti. In questa direzione, come accennato precedentemente nel riconoscimento del ruolo dei Green Steward, delegare questo ruolo a

attori locali (gruppi formali e informali, ONG, associazioni e cooperative, etc.) coinvolti direttamente nella gestione degli spazi verdi e ricreativi (Biernacka e Kronenberg, 2018) ne migliorerebbe la qualità e l'accessibilità (Colding e Barthel, 2013), sostenendo ampiamente la co-produzione dei SEC e il flusso dei relativi benefici. Sebbene non sia possibile soddisfare completamente le aspettative di tutti i gruppi sociali, la priorità dovrebbe essere data ai bisogni delle persone più vulnerabili (Raymond et al., 2016). Pertanto, è essenziale pianificare con attenzione il miglioramento delle AVU nelle aree altamente vulnerabili, adottando misure per contrastare la speculazione e prevenire il processo di gentrificazione in queste zone.

## ELENCO DEI RIFERIMENTI

- 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>
- Andersson, E., Enqvist, J., & Tengö, M. (2017). Stewardship in urban landscapes. *The Science and Practice of Landscape Stewardship*, 222–238. <https://doi.org/10.1017/9781316499016.023>
- Andersson, E., Tengö, M., McPhearson, T., & Kremer, P. (2015). Cultural ecosystem services as a gateway for improving urban sustainability. *Ecosystem Services*, 12, 165–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.08.002>
- Anguelovski, I., Connolly, J. J. T., Masip, L., & Pearsall, H. (2017). Assessing green gentrification in historically disenfranchised neighborhoods\_ a longitudinal and spatial analysis of Barcelona. *Urban Geography*, 39(3), 458–491.
- Aquino, F. L., & Gainza, X. (2014). Understanding density in an uneven city, Santiago de Chile: Implications for social and environmental sustainability. *Sustainability (Switzerland)*, 6(9), 5876–5897. <https://doi.org/10.3390/su6095876>
- Arnold, J., Kleeman, J., & Christine, F. (2018). A differentiated spatial assessment of urban ecosystem services based on land use data in Halle, Germany. *Land*, 7(101).
- Barnaud, Cécile, & 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>
- Barnaud, Cecile, Corbera, E., Muradian, R., Salliou, N., Sirami, C., Vialatte, A., ... Antona, M. (2018). Ecosystem services, social interdependencies, and collective action: A conceptual framework. *Ecology and Society*, 23(1). <https://doi.org/10.5751/ES-09848-230115>
- Baró, F., Calderón-Angelich, A., Langemeyer, J., & Connolly, J. J. T. (2019). Under one canopy? Assessing the distributional environmental justice implications of street tree benefits in Barcelona. *Environmental Science and Policy*, 102(June), 54–64. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.08.016>
- Baycan-Levent, T., & Nijkamp, P. (2009). Planning and Management of Urban Green Spaces in Europe: Comparative Analysis. *Journal of Urban Planning and Development*, 135(1), 1–12. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9488\[2009\]135:1\(1\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9488[2009]135:1(1))
- Bendt, P., Barthel, S., & Colding, J. (2013). Civic greening and environmental learning in public-access community gardens in Berlin. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 18–30. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.003>

- Bertram, C., & Rehdanz, K. (2015). Preferences for cultural urban ecosystem services: Comparing attitudes, perception, and use. *Ecosystem Services*, 12, 187–199. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.12.011>
- Bieling, C. (2014). Cultural ecosystem services as revealed through short stories from residents of the Swabian Alb (Germany). *Ecosystem Services*, 8, 207–215. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.04.002>
- Biernacka, M., & Kronenberg, J. (2018). Classification of institutional barriers affecting the availability, accessibility and attractiveness of urban green spaces. *Urban Forestry & Urban Greening*, 36, 22–33. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2018.09.007>
- Boone, C. G., Buckley, G. L., Grove, J. M., & Sister, C. (2009). Parks and People: An Environmental Justice Inquiry in Baltimore, Maryland.pdf. *Annals of the Association of American Geographers*, 99(4), 767–787.
- Broitman, D., & Koomen, E. (2020). The attraction of urban cores: Density in Dutch city centres. *Urban Studies*, 57(9), 1920–1939. <https://doi.org/10.1177/0042098019864019>
- Byrne, J., Sipe, N., & Searle, G. (2010). Green around the gills? The challenge of density for urban greenspace planning in SEQ. *Australian Planner*, 47(3), 162–177. <https://doi.org/10.1080/07293682.2010.508204>
- Camps-Calvet, M., Langemeyer, J., Calvet-Mir, L., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Ecosystem services provided by urban gardens in Barcelona, Spain: Insights for policy and planning. *Environmental Science & Policy*, 62, 14–23. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCL.2016.01.007>
- Chen, J., Zhou, C., & Li, F. (2020). Quantifying the green view indicator for assessing urban greening quality: An analysis based on Internet-crawling street view data. *Ecological Indicators*, 113, 106192. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2020.106192>
- Chen, X., de Vries, S., Assmuth, T., Dick, J., Hermans, T., Hertel, O., ... Reis, S. (2019). Research challenges for cultural ecosystem services and public health in (peri-)urban environments. *Science of the Total Environment*, 651, 2118–2129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.030>
- Città Metropolitana (n.d.) Statistical data of the resident population, retrieved from <http://inumeridibolognametropolitana.it/dati-statistici/popolazione>. Last access 23 December 2020
- Colding, J., & Barthel, S. (2013). The potential of “Urban Green Commons” in the resilience building of cities. *Ecological Economics*, 86, 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.10.016>
- Coles, R. W., & Bussey, S. C. (2000). Urban forest landscapes in the UK - Progressing the social agenda. *Landscape and Urban Planning*, 52(2–3), 181–188. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00132-8](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00132-8)
- Comber, A., Brunson, C., & Green, E. (2008). Using a GIS-based network analysis to determine urban greenspace accessibility for different ethnic and religious groups. *Landscape and Urban Planning*, 86(1), 103–114. <https://doi.org/10.1016/J.LANDURBPLAN.2008.01.002>
- Comune di Bologna. (2009). *Regolamento Comunale Del Verde*.
- Cortinovis, C., Zulian, G., & Geneletti, D. (2018). Assessing nature-based recreation to support urban green infrastructure planning in Trento (Italy). *Land*, 7(4). <https://doi.org/10.3390/land7040112>
- Daniel, T. C., Muhar, A., Arnberger, A., Aznar, O., Boyd, J. W., Chan, K. M. A., ... Von Der Dunk, A. (2012). Contributions of cultural services to the ecosystem services agenda. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(23), 8812–8819. <https://doi.org/10.1073/pnas.1114773109>
- Daniels, B., Zaunbrecher, Barbara S., Paas, B., Ottermanns, R., Ziefle, M., & Ross-Nickoll, M. (2018). Assessment of urban green space structures and their quality from a multidimensional perspective. *Science of the Total Environment*, 615, 1364–1378.
- Dempsey, N., Brown, C., & Bramley, G. (2012). The key to sustainable urban development in UK

- cities? The influence of density on social sustainability. *Progress in Planning*, 77(3), 89–141. <https://doi.org/10.1016/j.progress.2012.01.001>
- Dickinson, D. C., & Hobbs, R. J. (2017). Cultural ecosystem services: Characteristics, challenges and lessons for urban green space research. *Ecosystem Services*, 25, 179–194. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.04.014>
- Edelenbos, J., Molenveld, A., Mojanchevska, K., Ensenado, E., Buddin-Polo Ballinas, M., Esteban, A., ... Tsatsou, A. (2020). Community-based initiatives in the urban realm what conditions their performance.pdf. *Journal of Environmental Planning and Management*.
- Ekkel, E. D., & de Vries, S. (2017). Nearby green space and human health: Evaluating accessibility metrics. *Landscape and Urban Planning*, 157, 214–220. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.06.008>
- Ernstson, H. (2013). The social production of ecosystem services: A framework for studying environmental justice and ecological complexity in urbanized landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 7–17. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.10.005>
- Ferreira, V., Barreira, A. P., Loures, L., Antunes, D., & Panagopoulos, T. (2020). Stakeholders' engagement on nature-based solutions: A systematic literature review. *Sustainability (Switzerland)*, 12(2), 1–27. <https://doi.org/10.3390/su12020640>
- Fischer, A., & Eastwood, A. (2016). Coproduction of ecosystem services as human-nature interactions - An analytical framework. *Land Use Policy*, 52, 41–50.
- Fish, R., Church, A., & Winter, M. (2016). Conceptualising cultural ecosystem services: A novel framework for research and critical engagement. *Ecosystem Services*, 21(November), 208–217. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.002>
- Fondazione Innovazione Urbana (n.d.) Map of Laboratori di Quartiere 2017-2018-2019 available at: <https://www.arcgis.com/apps/MapJournal/index.html?appid=4b4cc3819b174c78855e1c0cedb34e65>. Last access 30 December 2020
- Francis, J., Wood, L. J., Knuiman, M., & Giles-Corti, B. (2012). Quality or quantity? Exploring the relationship between Public Open Space attributes and mental health in Perth, Western Australia. *Social Science and Medicine*, 74(10), 1570–1577. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2012.01.032>
- Fu, B., Xu, P., Wang, Y., Guo, Y., Zhang, Y., & Li, S. (2020). Critical areas linking the supply and demand of cultural ecosystem services: Accessibility and geological disasters. *Global Ecology and Conservation*, 21, e00839. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00839>
- Fumagalli, N., Fermani, E., Senes, G., Boffi, M., Pola, L., & Inghilleri, P. (2020). Sustainable co-design with older people: The case of a public restorative garden in Milan (Italy). *Sustainability (Switzerland)*, 12(8), 3166. <https://doi.org/10.3390/SU12083166>
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2012.08.019>
- Gong, F., Zheng, Z.-C., & Ng, E. (2016). Modeling Elderly Accessibility to Urban Green Space in High Density Cities: A Case Study of Hong Kong. *Procedia Environmental Sciences*, 36, 90–97. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.09.018>
- Grunewald, K., Richter, B., Meinel, G., Herold, H., & Syrbe, R. U. (2017). Proposal of indicators regarding the provision and accessibility of green spaces for assessing the ecosystem service "recreation in the city" in Germany. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management*, 13(2), 26–39. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1283361>
- Gupta, K., Roy, A., Luthra, K., Maithani, S., & Mahavir. (2016). GIS based analysis for assessing the accessibility at hierarchical levels of urban green spaces. *Urban Forestry and Urban Greening*, 18, 198–211. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.06.005>
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., ... Elmqvist, T. (2014). A quantitative review of urban ecosystem service assessments: Concepts, models,

and implementation. *Ambio*, 43(4), 413–433. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>

Hamstead, Z. A., Fisher, D., Ilieva, R. T., Wood, S. A., McPhearson, T., & Kremer, P. (2018). Geolocated social media as a rapid indicator of park visitation and equitable park access. *Computers, Environment and Urban Systems*, 72(February), 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2018.01.007>

Hansen, R., Olafsson, A. S., van der Jagt, A. P. N., Rall, E., & Pauleit, S. (2019). Planning multifunctional green infrastructure for compact cities: What is the state of practice? *Ecological Indicators*, 96(November 2016), 99–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.042>

Hegetschweiler, K. T., de Vries, S., Arnberger, A., Bell, S., Brennan, M., Siter, N., ... Hunziker, M. (2017). Linking demand and supply factors in identifying cultural ecosystem services of urban green infrastructures: A review of European studies. *Urban Forestry and Urban Greening*, 21, 48–59. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.002>

Ibes, D. C. (2015). A multi-dimensional classification and equity analysis of an urban park system: A novel methodology and case study application. *Landscape and Urban Planning*, 137, 122–137. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.12.014>

Iperbole (n.d.) Comune di bologna Civic network. Available at: <http://partecipa.comune.bologna.it/beni-comuni> Last access 30 december 2020  
 ISTAT - Istituto Italiano di Statistica (2011). Data on resident population available at: <http://dati.istat.it/Index.aspx?QueryId=42869> last access 30 December 2020

Jennings, V., Larson, L., & Yun, J. (2016). Advancing sustainability through urban green space: Cultural ecosystem services, equity, and social determinants of health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/ijerph13020196>

Jerome, G., Sinnett, D., Burgess, S., Calvert, T., & Mortlock, R. (2019). A framework for assessing the quality of green infrastructure in the built environment in the UK. *Urban Forestry and Urban Greening*, 40(January 2018), 174–182. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.04.001>

Joassart-Marcelli, P., Wolch, J., & Salim, Z. (2011). Building the healthy city: The role of nonprofits in creating active urban parks. *Urban Geography*, 32(5), 682–711. <https://doi.org/10.2747/0272-3638.32.5.682>

Kabisch, N., & Haase, D. (2014). Green justice or just green? Provision of urban green spaces in Berlin, Germany. *Landscape and Urban Planning*, 122, 129–139. <https://doi.org/10.1016/J.LAN-DURBPLAN.2013.11.016>

Kabisch, N., Strohbach, M., Haase, D., & Kroeninger, J. (2016). Urban green space availability in European cities. *Ecological Indicators*, 70, 586–596. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.02.029>

Kabisch, N., & van den Bosch, M. A. (2017). Urban Green Spaces and the Potential for Health Improvement and Environmental Justice in a Changing Climate. In N. Kabisch, H. Korn, J. Stadler, & A. Bonn (Eds.), *Nature-Based Solutions to Climate Change Adaptation in Urban Areas: Linkages between Science, Policy and Practice* (pp. 207–220). [https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5\\_12](https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_12)

Kandziora, M., Burkhard, B., & Müller, F. (2013). Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators: A theoretical matrix exercise. *Ecological Indicators*, 28, 54–78. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.006>

Kaźmierczak, A. (2013). The contribution of local parks to neighbourhood social ties. *Landscape and Urban Planning*, 109(1), 31–44. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.05.007>

Kruszynska, E., & Pocza, J. (2020). Difficulties limiting access to sports and recreational facilities in the city in the perceptions of service users. Sports and Recreational Infrastructure Management policy - Poznan case Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17.

La Rosa, D. (2014). Accessibility to greenspaces: GIS based indicators for sustainable planning in a dense urban context. *Ecological Indicators*, 42, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.11.011>

Landry, S. M., & Chakraborty, J. (2009). Street trees and equity: Evaluating the spatial dis-

- tribution of an urban amenity. *Environment and Planning A*, 41(11), 2651–2670. <https://doi.org/10.1068/a41236>
- Langemeyer, J., & Connolly, J. J. T. (2020). Weaving notions of justice into urban ecosystem services research and practice. *Environmental Science & Policy*, 109, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.021>
- Lee, A. C. K., Jordan, H. C., & Horsley, J. (2015). Value of urban green spaces in promoting healthy living and wellbeing: Prospects for planning. *Risk Management and Healthcare Policy*. <https://doi.org/10.2147/RMHP.S61654>
- Low, S. (2013). Public space and diversity: distributive, procedural and interactional justice for parks. In: Young, G., Stevenson, D. (Eds.), *The Ashgate Research Companion to Planning and Culture*. Ashgate, Surrey, pp. 295–310.
- Maes, J., Zulian, G., & Thijssen, M. (n.d.). *Enhancing Resilience Of Urban Ecosystems through Green Infrastructure (EnRoute) Inception report*.
- Martins, B., & Nazaré Pereira, A. (2018). Index for evaluation of public parks and gardens proximity based on the mobility network: A case study of Braga, Braganza and Viana do Castelo (Portugal) and Lugo and Pontevedra (Spain). *Urban Forestry and Urban Greening*, 34(May), 134–140. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.06.014>
- McGinlay, J., Parsons, D. J., Morris, J., Graves, A., Hubatova, M., Bradbury, R. B., & Bullock, J. M. (2018). Leisure activities and social factors influence the generation of cultural ecosystem service benefits. *Ecosystem Services*, 31, 468–480. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.019>
- Milcu, A. I., Hanspach, J., Abson, D., & Fischer, J. (2013). Cultural ecosystem services: A literature review and prospects for future research. *Ecology and Society*, 18(3). <https://doi.org/10.5751/ES-05790-180344>
- Millenium Ecosystem Assesment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. [https://doi.org/10.5822/978-1-61091-484-0\\_1](https://doi.org/10.5822/978-1-61091-484-0_1)
- Ngom, R., Gosselin, P., Blais, C., & Rochette, L. (2016). Type and proximity of green spaces are important for preventing cardiovascular morbidity and diabetes—a cross-sectional study for Quebec, Canada. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(4). <https://doi.org/10.3390/ijerph13040423>
- Paracchini, M. L., Zulian, G., Kopperoinen, L., Maes, J., Schägner, J. P., Termansen, M., ... Bidoglio, G. (2014). Mapping cultural ecosystem services: A framework to assess the potential for outdoor recreation across the EU. *Ecological Indicators*, 45(2014), 371–385. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.018>
- Peschardt, K. K., Schipperijn, J., & Stigsdotter, U. K. (2012). Use of Small Public Urban Green Spaces (SPUGS). *Urban Forestry and Urban Greening*, 11(3), 235–244. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.04.002>
- Pham, T., Apparicio, P., Seguin, A.-M., Landry, S., & Gagnon, M. (2012). Spatial distribution of vegetation in Montreal\_ An uneven distribution or environmental inequity.pdf. *Landscape and Urban Planning*, 107, 212–224.
- Plieninger, T., Dijks, S., Oteros-Rozas, E., & Bieling, C. (2013). Assessing, mapping, and quantifying cultural ecosystem services at community level. *Land Use Policy*, 33, 118–129. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2012.12.013>
- Pouso, S., Borja, A., Fleming, L.E., Gomez-Baggethun, E., White, M. P., Uyarra, M. C. (2021) Contact with blue-green spaces during the COVID-19 pandemic lockdown beneficial for mental health. *Science of the Total Environment* 765. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143984>
- Pröpper, M., & Hautps, F. (2014). The culturality of ecosystem services. Emphasizing process and transformation. *Ecological Economics*, 108, 28–35. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.09.023>
- Quatrini, V., Tomao, A., Corona, P., Ferrari, B., Masini, E., & Agrimi, M. (2019). Is new always better than old? Accessibility and usability of the urban green areas of the municipality of Rome. *Urban Forestry and Urban Greening*, 37(July 2017), 126–134. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.07.015>

- Quatrini, V., Tomao, A., Corona, P., Ferrari, B., Masini, E., Agrimi, M., ... Ibes, D. C. (2016). GIS based analysis for assessing the accessibility at hierarchical levels of urban green spaces. *Urban Forestry and Urban Greening*, 13(May), 198–211. <https://doi.org/10.2788/279663>
- Raymond, C. M., Gottwald, S., Kuoppa, J., & Kyttä, M. (2016). Integrating multiple elements of environmental justice into urban blue space planning using public participation geographic information systems. *Landscape and Urban Planning*, 153, 198–208. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.005>
- Ruiz-Ballesteros, E., & Cáceres-Feria, R. (2016). Community-building and amenity migration in community-based tourism development. An approach from southwest Spain. *Tourism Management*, 54, 513–523. <https://doi.org/10.1016/j.tourman.2016.01.008>
- Rusche, K., Reimer, M., & Stichmann, R. (2019). Mapping and assessing green infrastructure connectivity in European city regions. *Sustainability (Switzerland)*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/SU11061819>
- Rutt, R. L., & Gulsrud, N. M. (2016). Green justice in the city: A new agenda for urban green space research in Europe. *Urban Forestry & Urban Greening*, 19, 123–127. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2016.07.004>
- Satterfield, T., Gregory, R., Klain, S., Roberts, M., & Chan, K. M. (2013). Culture, Intangibles and metrics in environmental management. *Journal of Environmental Management*, 117, 103–114. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.11.033>
- Schubert, P., Ekelund, N. G. A., Beery, T. H., Wamsler, C., Jönsson, K. I., Roth, A., ... Palo, T. (2018). Implementation of the ecosystem services approach in Swedish municipal planning. *Journal of Environmental Policy and Planning*, 20(3), 298–312. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2017.1396206>
- Sievers-glottzbach, S. (2013). Ecosystem Services and Distributive Justice: Considering Access Rights to ecosystem services in theories of distributive justice. *Ethics, Policy & Environment*, 16(2), 162–176.
- Šiljeg, S., Marić, I., Nikolić, G., & Šiljeg, A. (2018). Accessibility analysis of urban green spaces in the settlement of Zadar in Croatia. *Sumarski List*, 142(9–10), 487–497. <https://doi.org/10.31298/sl.142.9-10.4>
- Subiza-Pérez, M., Hauru, K., Korpela, K., Haapala, A., & Lehvävirta, S. (2019). Perceived Environmental Aesthetic Qualities Scale (PEAQs) – A self-report tool for the evaluation of green-blue spaces. *Urban Forestry and Urban Greening*, 43(February), 126383. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126383>
- Talen, E. (2003). Neighborhoods as service providers: A methodology for evaluating pedestrian access. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 30(2), 181–200. <https://doi.org/10.1068/b12977>
- Tan, Z., Ka-Lun Lau, K., Roberts, A. C., Tzu-Yuan Chao, S., & Ng, E. (2019). Designing Urban Green Spaces for Older Adults in Asian Cities. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16.
- Texier, M. Le, Schiel, K., & Caruso, G. (2018). The provision of urban green space and its accessibility: Spatial data effects in Brussels. *PLoS ONE*, 13(10), 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0204684>
- Tian, Y., Jim, C. Y., & Wang, H. (2014). Assessing the landscape and ecological quality of urban green spaces in a compact city. *Landscape and Urban Planning*, 121, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.001>
- Tooke, T. R., Klinkenberg, B., & Coops, N. C. (2010). A geographical approach to identifying vegetation-related environmental equity in Canadian cities. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 37(6), 1040–1056. <https://doi.org/10.1068/b36044>
- Tozer, L., Hörschelmann, K., Anguelovski, I., Bulkeley, H., & Lazova, Y. (2020). Whose city? Whose nature? Towards inclusive nature-based solution governance. *Cities*, 107(August), 102892. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2020.102892>
- van Berkel, D. B., & Verburg, P. H. (2014). Spatial quantification and valuation of cultural eco-

system services in an agricultural landscape. *Ecological Indicators*, 37, 163–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.06.025>

Van Herzele, A., & Wiedemann, T. (2003). A monitoring tool for the provision of accessible and attractive urban green spaces. *Landscape and Urban Planning*, 63(2), 109–126. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(02\)00192-5](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(02)00192-5)

Vasiljevic, N., & Gavrilovic, S. (2019). Cultural Ecosystem Services. *Springer Nature Switzerland AG 2019. W. Leal Filho et Al. (Eds.), Life on Land, Encyclopedia of the UN Sustainable Development Goals*, 209–218. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-95981-8\\_47](https://doi.org/10.1007/978-3-319-95981-8_47)

Wallace, K. J. (2007, October 1). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, Vol. 139, pp. 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>

Wen, C., Albert, C., & Von Haaren, C. (2020). Equality in access to urban green spaces: A case study in Hannover, Germany, with a focus on the elderly population. *Urban Forestry and Urban Greening*, 55(August), 126820. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126820>

WHO. (2016). *Urban green spaces and health. Copenhagen: WHO Regional office for Europe.*

Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities “just green enough.” *Landscape and Urban Planning*, 125, 234–244. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.017>

Wolch, J., Wilson, J. P., & Fehrenbach, J. (2005). Parks and park funding in los angeles: An equity-mapping analysis. *Urban Geography*, 26(1), 4–35. <https://doi.org/10.2747/0272-3638.26.1.4>

Wüstemann, H., Kalisch, D., & Kolbe, J. (2017). Access to urban green space and environmental inequalities in Germany. *Landscape and Urban Planning*, 164(September 2016), 124–131. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.04.002>

Ye, C., Hu, L., & Li, M. (2018). Urban green space accessibility changes in a high-density city: A case study of Macau from 2010 to 2015. *Journal of Transport Geography*, 66(November 2017), 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.jtrangeo.2017.11.009>

Zulian, G., Paracchini, M.L., Maes, J., Liqueste C. (2013). ESTIMAP: Ecosystem services mapping at European scale. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. Luxembourg: Publications Office of the European Union.



## 6. UNA PIANIFICAZIONE RESILIENTE PER I SERVIZI ECOSISTEMICI: UN CASO APPLICATIVO\*

---

### 6.1 Metodi per valutare ed incrementare la resilienza dei servizi ecosistemici

Come precedentemente introdotto nel capitolo 3, questo lavoro ambisce non solo a identificare metodi e raccomandazioni rispetto alla valutazione di SEC e SER nello stato attuale delle città, ma tenta di porre anche l'attenzione sugli impatti di possibili fattori di cambiamento – ad esempio il cambiamento dell'uso del suolo, l'aumento della pressione umana, il cambiamento climatico e demografico – su offerta, domanda e flusso dei SE. In questo capitolo viene dunque presentato un approccio di ricerca transdisciplinare con metodi misti e sequenziali (Díaz-Reviriego et al., 2019) per studiare la resilienza dei SE urbani.

In primo luogo, partendo dagli spunti metodologici presentati nel capitolo 3 e considerata la necessità di sviluppare uno strumento che permetta di analizzare il livello di integrazione rispetto alla resilienza dei SE nel tempo (*resilienza di cosa?*), viene presentata nel prossimo paragrafo la *matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani* sviluppata per permettere l'analisi sistematica della coerenza delle politiche di sostenibilità urbana rispetto i principi di resilienza dei SE (di seguito nella sezione 6.2.1) seguendo Biggs et al. 2012 ed in linea con Borgström et al. 2015, Nykvi- st et al. 2017, Andersson et al. 2019.

In secondo luogo, per la valutare *la resilienza a cosa* viene introdotto il metodo del cosiddetto 'scenario planning' per consentire di sviluppari scenari futuri per indagare potenziali fattori esterni o potenziali cambiamenti intrinseci per il futuro della città (Nelson et al., 2005) (Sezione 6.2.2).

Infine, per supportare la città a definire oggi politiche e strategie che tengano in conto di possibili scenari futuri tenendo conto anche dei bisogni delle persone che vivono quelle città (*resilienza per chi?*), e quindi incentivare la resilienza dei SE, si propone

---

\* Parte di questo capitolo è già stato pubblicato su De Luca, Claudia, Langemeyer, Johannes, Vaño, Simeon, Baró, Francesc, Andersson, Erik (2021). Adaptive resilience of and through urban ecosystem services: a transdisciplinary approach to sustainability in Barcelona. *ECOLOGY & SOCIETY*, vol. 26, p. 1-25, ISSN: 1708-3087, doi: 10.5751/ES-12535-260438

lo sviluppo di un workshop partecipativo (Sezione 6.1.3). La comprensione generata dall'analisi delle politiche e dai risultati del workshop può essere utilizzata per indurre gli esperti e le parti interessate a riflettere sull'adattamento necessario per una transizione verso futuri più desiderabili attraverso lo sviluppo misure, interventi e politiche adattive. Questo capitolo si concentra sull'applicazione di questi metodi al caso della città di Barcellona

#### *6.1.1 Analisi delle politiche – Valutazione della resilienza dei SE nelle attuali politiche urbane*

Per eseguire un'analisi di coerenza delle politiche di sostenibilità urbana rispetto i principi di resilienza dei SE vanno selezionate tutte quelle politiche che si occupano di sostenibilità, clima e inverdimento e che potenzialmente influenzano, direttamente o indirettamente, le IVB urbane. La procedura segue un approccio in due fasi: la prima fase (*resilienza di cosa?*) ha incluso uno screening di tutte le politiche rilevanti per la città di Barcellona (10) con un duplice obiettivo: i) tradurre i principi di resilienza in una matrice operativa per facilitare la comprensione del concetto di resilienza dei SE; ii) verificare e valutare la coerenza delle politiche selezionate in relazione alla *matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani* sviluppata. Seguendo Geneletti & Zardo, 2016; Rozas-Vásquez, Fürst, Geneletti, & Almendra, 2018, lo screening delle politiche non ha impiegato una rigorosa analisi dei contenuti basata su parole chiave, ma si è basato su un'analisi qualitativa dei contenuti sia esplicita che non esplicita. Né i SE, né le terminologie riguardo il concetto di resilienza sono ancora standardizzate, ed entrambe sono da considerarsi contingenti rispetto al contesto (Camps-Calvet et al., 2016; Meerow et al., 2016; Sellberg, et al. 2018). Pertanto, nella prima fase di screening i principi generici di resilienza identificati da Biggs et al., 2012 – introdotti nel Capitolo 3 – sono stati trasposti a livello urbano come dettagliato di seguito nella tabella 6-1. Questa matrice si basa su Biggs et al. 2012; Borgström et al. 2015; Nykvist, Borgström e Boyd 2017, e mira ad adattare i principi di resilienza dei SE alla sfera urbana. Le variabili di valutazione hanno integrato la diversità socioculturale, la morfologia urbana, gli approcci di pianificazione e il contesto normativo, la considerazione dei fattori esterni (turismo, cambiamento climatico, housing, innovazione tecnologica, cambiamento demografico e politico) e i cambiamenti intrinseci (preferenze umane e stile di vita) dei sistemi socio ecologici urbano, come dettagliato in Tabella 6-1. I giudizi qualitativi sul livello di incorporazione dei principi di resilienza in ciascuna politica sono poi stati tradotti in punteggi da 1 (bassa incorporazione) a 5 (alta incorporazione) per facilitare la rappresentazione dei risultati.

Principi di resilienza dei SE	Aspetti affrontati	Domande guida per la valutazione
P1, P4	<b>Considerazione dei vari aspetti di diversità all'interno dei sistemi socio ecologici urbani</b>	<p><i>Diversità biologica:</i>                      Come vengono affrontate le diversità genetiche, di specie e di paesaggio?                      Come vengono affrontate le interazioni tra specie e/o la successione ecologica?                      Come si affronta la complementarità nel paesaggio?</p> <p><i>Diversità sociale, economica e culturale:</i>                      Come vengono analizzate le diverse componenti socio-economiche delle aree urbane?                      Come vengono considerati i valori culturali e storici?</p> <p><i>Diversità strutturale:</i>                      Come viene considerata la struttura urbana (in termini di differenze e componenti dei quartieri)?                      Si considera la scala spazio/temporale?</p>
P1, P5, P6	<b>Utilizzo di diverse sfere di conoscenza</b>	<p>Che tipo di conoscenza viene utilizzata?                      Come viene affrontato il coinvolgimento delle diverse parti interessate nella pianificazione, progettazione, gestione, monitoraggio, ecc.?                      Si considera la scala spazio/temporale?</p>
P2	<b>Connettività fisica</b>	<p>Come vengono analizzate le infrastrutture verdi e blu (strutture, nodi, reti, migrazione delle specie, ecc.)?                      Come vengono affrontate la mobilità e l'accessibilità fisica?                      Come viene affrontato il flusso di informazioni?                      Si considera la scala spazio/temporale?</p>
P3, P4	<b>Regimi di disturbo</b>	<p>Quali perturbazioni del sistema vengono riconosciute e affrontate?                      Quali risposte vengono proposte (affrontare, adattare, trasformare)?</p>

P3, P4	<b>Valutazione delle previsioni, delle possibili variazioni e dell'incertezza</b>	Quali cambiamenti sono riconosciuti, ad esempio il clima, la demografia, l'economia, la politica, l'innovazione tecnologica, le preferenze umane e lo stile di vita, il turismo, la situazione abitativa, la pianificazione dell'uso del territorio? I cambiamenti in relazione all'offerta e alla domanda future di SE sono presi in considerazione e affrontati? Come vengono affrontati il monitoraggio, la valutazione e la revisione? Si considera la scala spazio/temporale?
P3, P4, P5	<b>Approccio alla conoscenza del sistema</b>	Come vengono affrontate le fasi di gestione del monitoraggio, della valutazione, della revisione e dell'adeguamento? Come vengono catturati i segnali emergenti? Come vengono affrontate le risposte ai cambiamenti?
P3, P4, P5	<b>Flessibilità istituzionale</b>	In che modo gli approcci al IVB sono reattivi o proattivi? Come vengono riconosciuti gli approcci alternativi? Che tipo di formulazioni vengono utilizzate, ad esempio dovrebbero, dovrebbero, raccomandare?

Tabella 6-1 Matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani nelle politiche (basata su Biggs et al., 2012; Borgström et al. 2015 e Nykvist et al. 2017)

### 6.1.2 Co-progettazione di scenari futuri di cambiamento

In questa fase si propone di sviluppare possibili scenari futuri di cambiamento ai quali può essere soggetto un sistema socio ecologico urbano per tentare di rispondere alla domanda *resilienza a cosa?* A quali sistemi di disturbo e shock? A quali cambiamenti lenti?

Nello sviluppo scenari narrativi si propone di sviluppare e descrivere futuri plausibili per lo spazio urbano che possano influenzare la futura configurazione dei sistemi socio-ecologici urbani (Palomo, Martín-López, López-Santiago, & Montes, 2011; Priess & Hauck, 2014).

Il co-sviluppo di questi scenari narrativi serve in particolare a identificare ed evidenziare fattori esterni e potenziali cambiamenti intrinseci che possono influenzare il sistema socio ecologico e che possano generare degli impatti sui flussi di SE, ad esempio andan-

do ad incrementare disallineamenti tra l'offerta e la domanda di SE (Baró et al., 2016; Villamagna et al., 2013). Anche in questa fase, come per la mappatura dello stato di fatto dei SER e i SEC nel caso della città di Bologna, è importante selezionare i SE più rilevanti per il futuro della città. Per il caso di Barcellona, questa selezione di SE, che è stata adattata attraverso discussioni con il Dipartimento di Resilienza Urbana, è stata formulata sulla base dei risultati di un precedente workshop con gli stakeholders locali che si erano concentrati sulla prioritizzazione degli usi urbani del suolo per la produzione locale di SE (Langemeyer et al. 2020). Ai fini di questo studio sono stati ritenuti rilevanti i seguenti SE: (a) regolazione del microclima, (b) controllo del deflusso, (c) purificazione dell'aria, (d) sequestro del carbonio, (e) riduzione del rumore, (f) coesione sociale, (g) attività ricreative fisiche, (h) benessere mentale e (i) attività ricreative turistiche.

### 6.1.3 Sviluppo del workshop partecipativo per valutare la resilienza dei SE in ambiente urbano

Per permettere non solo una migliore comprensione della *resilienza di cosa e a cosa*, ma anche per informare stakeholder ed esperti locali sulle potenziali criticità rispetto alla resilienza delle politiche urbane nel tempo, integrando anche il concetto di resilienza per chi, si propone di strutturare dei tavoli di lavoro con degli esperti locali e con i responsabili dello sviluppo delle politiche urbane.

Infatti, come in Spyra et al 2019, l'applicazione del concetto di servizi ecosistemici nella pianificazione partecipativa può evidenziare diversi effetti positivi, tra cui la facilitazione della condivisione delle conoscenze e l'integrazione delle esperienze locali, il sostegno allo sviluppo di una visione condivisa e un aumento della consapevolezza da parte degli attori locali rispetto al proprio ruolo in qualità di fornitori o beneficiari di servizi ecosistemici. In questo contesto viene presentato l'approccio utilizzato per costruire il workshop nel caso applicativo della città di Barcellona, il cui metodo può essere replicato o adattato in altre città.

Uno dei primi obiettivi del workshop è quello di informare gli stakeholder rispetto al livello di integrazione della resilienza dei SE nelle politiche urbane presentando i risultati dell'analisi delle politiche eseguite attraverso la *Matrice di Valutazione della Resilienza dei Servizi Ecosistemici Urbani*. Dopo questa prima parte in cui i partecipanti acquisiscono familiarità con i principi di resilienza dei SE e la loro attuale integrazione nelle politiche cittadine, vengono dunque presentati ai partecipanti gli scenari sviluppati per iniziare a lavorare, in gruppi distinti su due obiettivi principali:

(a) Valutazione della fluttuazione e del cambiamento di offerta e domanda di SE in coerenza con lo scenario selezionato per il loro tavolo di lavoro; ciascun gruppo lavora con uno specifico scenario narrativo valutando i potenziali (non) cambiamenti nei SE, sulla base della combinazione dei seguenti fattori: (i) aumento/diminuzione del numero di utenti e relativa consapevolezza dei benefici che portano a una pressione

maggiore/minore sul IVB urbano – spostamento della domanda di SE; (ii) aumento/diminuzione della disponibilità di IVB urbano che porta a una minore/maggiore capacità SE (iii) aumento/diminuzione dell’offerta di SE a causa di cambiamenti esterni o interni al sistema (clima, situazione politica, etc.). Nell’analisi dei risultati di questo step, i partecipanti devono valutare come i SE in un dato scenario potrebbero: diminuire sostanzialmente (-2), diminuire moderatamente (-1), rimanere invariate (0), aumentare moderatamente (+1) o aumentare sostanzialmente (+2).

(b) Sviluppo di azioni e politiche per costruire la resilienza intorno ai SE nel tempo; sulla base dei risultati della valutazione dell’offerta e della domanda di SE nei diversi scenari, i partecipanti propongono interventi, azioni e politiche adattive per costruire la resilienza intorno ai flussi di SE, affrontando le questioni specifiche emerse dai diversi scenari. Nel contesto di questo studio, le politiche e gli interventi proposti sono poi stati raggruppati in diversi settori di politiche insieme ai partecipanti al workshop. Ciascuna azione o politica proposta, è stata inoltre categorizzata secondo i filtri *infrastrutture, istituzioni e percezioni* (Andersson et al. 2019, 2020), riconducendola ai principi di resilienza di Biggs et al., 2012 per valutare se l’approccio applicato ha poi trovato risposta nelle misure politiche proposte.

## **6.2 La resilienza dei SE nel tempo: risultati per il caso della città di Barcellona**

Con 1,62 milioni di abitanti su un’area di 101,35 km<sup>2</sup>, Barcellona è la seconda città più grande della Spagna e una delle città più compatte e densamente popolate d’Europa, con circa 16.000 abitanti per km<sup>2</sup> (Annuario statistico del Comune di Barcellona 2019). Negli ultimi anni, il Comune di Barcellona ha adottato un approccio basato sui Servizi Ecosistemici (SE) nelle politiche di inverdimento urbano, sviluppando diverse strategie e piani per sostenere la traiettoria della città verso un futuro più sostenibile. Tra queste il piano per la biodiversità e l’infrastruttura verde (Ajuntament de Barcelona, 2014), Gli Alberi per la Vita: Master Plan per gli Alberi di Barcellona 2017 – 2037 (Ajuntament de Barcelona 2017), e il Piano d’Azione per il Clima “Pla Clima 2018-2030” (Ajuntament de Barcelona, 2018c). Quest’ultimo identifica l’inverdimento e la relativa fornitura di SE urbani come una delle misure più importanti da applicare per contrastare e mitigare gli effetti del cambiamento climatico. Si pone inoltre l’obiettivo di aumentare lo spazio verde urbano di 1,6 km<sup>2</sup> (equivalente a un metro quadrato in più per abitante), che corrisponderebbe a un aumento complessivo del 15% delle aree verdi urbane della città.

### *6.2.1 Integrazione dei principi di resilienza dei SE nelle politiche della città di Barcellona*

Dieci politiche della città di Barcellona sono state esaminate e codificate in base alla loro coerenza con la definizione dei principi di resilienza proposta nella sezione pre-

cedente. Di queste, sei politiche sono state considerate molto rilevanti e sono state utilizzate per l'applicazione della *Matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani*. Tuttavia, non è stato possibile valutare il nuovo Metropolitan Master Plan e il programma Superblock, in quanto il Master Plan era in fase di sviluppo e non disponibile al momento dell'analisi, e il programma Superblock scende ad un livello di progetto che va al di là degli obiettivi di questo studio.

Quattro politiche sono state dunque analizzate in modo più approfondito sulla base della *Matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani* (Tabella 6-1) e vale a dire a) il piano di Barcellona per la biodiversità e le infrastrutture verdi 2020 (BGIP) (Ajuntament de Barcelona, 2013), insieme a b) il programma di stimolo per le infrastrutture verdi urbane della città (Ajuntament de Barcelona, 2017), c) il piano generale degli alberi 2017-2037 (TMP) (Ajuntament de Barcelona., 2017) e d) il piano per il clima 2018-2030 (Ajuntament de Barcelona, 2018b). L'analisi delle politiche ha rivelato un riconoscimento generale delle IVB come fonte di fornitura di SE e come risorsa importante per la strategia di resilienza di Barcellona, che si riflette in particolare nelle politiche ecologiche e climatiche della città. In linea con studi precedenti (Cortinovis e Geneletti 2018; De Luca et al. 2021), queste politiche urbane si riferiscono principalmente ai SE di regolazione e culturali.

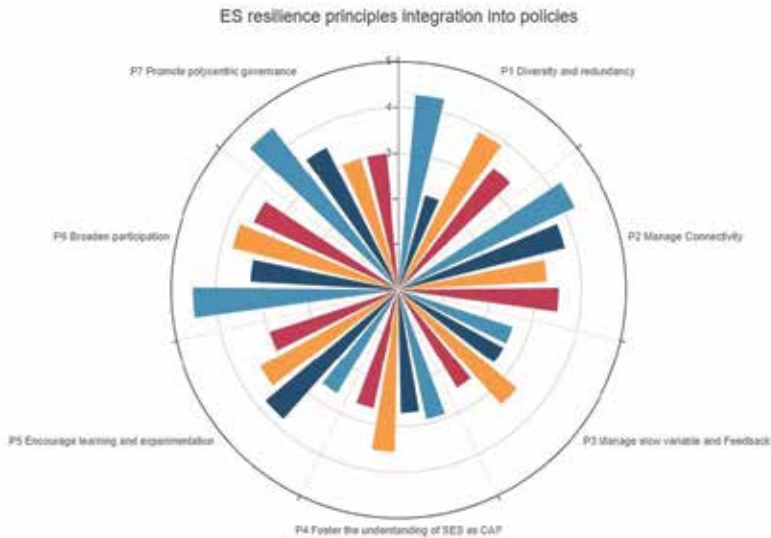


Figura 6-1 Risultati della valutazione delle politiche utilizzando la matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani. L'incorporazione dei principi di resilienza in ciascuna politica utilizza un punteggio da 1 (bassa incorporazione) a 5 (alta incorporazione), in azzurro il piano per il clima, in blu il programma di stimolo per l'infrastruttura verde, in arancione il piano per gli alberi ed in rosse il piano per la biodiversità e l'infrastruttura verde

La Fig. 6-1 riassume il grado di integrazione e considerazione dei sette principi della resilienza dei SE - (P1) mantenere la diversità e la ridondanza, (P2) gestire la connettività, (P3) gestire variabili lente e feedback, (P4) favorire la comprensione di sistemi adattivi complessi, (P5) incoraggiare l'apprendimento e la sperimentazione, (P6) ampliare la partecipazione e (P7) promuovere sistemi di governance policentrici - nelle quattro politiche analizzate.

Il ruolo *infrastrutturale* delle IVB nella città è ben riconosciuto (P1, P2), sia in termini di analisi dello stato di fatto che di azioni future per integrarle. Ad esempio, la diversità biologica e la ridondanza (P1) sono specificamente contabilizzate in termini di conservazione della biodiversità nel piano per la biodiversità e le infrastrutture verdi, nel programma di stimolo e nel piano generale per gli alberi. Tuttavia, la diversità strutturale e socio-economica (P1) della città non viene integrata a dovere, ad eccezione del Piano per il clima, che ha considerato alcune questioni socio-economiche insieme al possibile cambiamento delle variabili demografiche (P1, P4), tra cui il possibile aumento della popolazione, le migrazioni, il cambiamento climatico e come questo può avere un impatto diverso su alcune aree della città o su alcune fasce della popolazione più vulnerabili. Il piano per il clima fa riferimento anche ad altre politiche e piani pertinenti, mostrando chiaramente collegamenti, connessioni, sinergie e opportunità con altri settori politici (P3, P4). Nessuno degli altri tre piani (il Piano per la Biodiversità e le Infrastrutture Verdi, il Programma di Stimolo e il Piano degli Alberi) tiene conto di possibili cambiamenti nelle future richieste di SE. Inoltre, l'analisi delle politiche indica un focus esplicito ma unidimensionale sull'adattamento ai cambiamenti climatici, mentre la gestione di altre variabili lente e feedback (P3) e una più ampia comprensione della città come sistema adattivo complesso (P4) è generalmente carente. Le strategie di inverdimento riconoscono le principali perturbazioni causate da parassiti ed eventi legati al clima, ma non considerano altri possibili cambiamenti e perturbazioni (P3, P4), ad esempio legati alla crescita e al cambiamento della domanda o della capacità dei SE.

### *6.2.2 Gli scenari sviluppati per integrare le considerazioni sulla resilienza dei SE*

Dopo molteplici iterazioni con il Dipartimento di Resilienza Urbana, sono stati proposti quattro scenari di sviluppo possibili per il futuro della città: (I) invecchiamento e riduzione della popolazione, (II) aumento del turismo, (III) disuguaglianze di genere e (IV) riscaldamento globale (Tab. 6-2). I quattro scenari e i risultati dell'analisi delle politiche hanno costituito i punti di partenza per stimolare le riflessioni dei partecipanti su possibili perturbazioni e cambiamenti riguardo i flussi di offerta e domanda dei SE più critici in futuro.

### *Scenario #1 Invecchiamento e riduzione della popolazione*

C'è un'emigrazione della popolazione giovane e l'invecchiamento della popolazione residente. Le pressioni sulla salute, la mobilità, l'alloggio, la disponibilità di lavoro e i servizi sociali sono aumentate notevolmente. Gli effetti collaterali che ne derivano si riflettono nella depressione e nella solitudine degli anziani, nella mancanza di opportunità di coinvolgimento (sociale o economico), nella salute pubblica e nel benessere. La città è carente di spazi verdi aperti accessibili, in quanto questi hanno la capacità di fornire molteplici benefici sociali e ambientali.

### *Scenario #3 Disuguaglianze di genere*

Un numero crescente di donne segnala esperienze negative derivanti dalle visite agli spazi aperti, anche a causa di percezioni errate e disinformazione. Gli spazi pubblici sono utilizzati prevalentemente dalla popolazione maschile e la parità di accesso agli spazi pubblici verdi e aperti è messa in discussione. L'accesso agli spazi verdi da parte delle donne è diventato limitato, poiché li percepiscono come non sicuri. La popolazione femminile è privata dei benefici legati alla natura urbana.

### *Scenario #2 Overtourism*

Il turismo di massa è fonte di ricchezza ma anche di sfide complesse. Le pressioni sugli alloggi, sui servizi e sulla disponibilità di spazi urbani, nonché sull'ambiente urbano, sono aumentate notevolmente. L'aumento dei prezzi, l'aumento delle attività illegali, gli spazi aperti sovraffollati e degradati, il cambiamento degli atteggiamenti dei residenti che vivono nei quartieri centrali colpiti. I residenti colpiti sono privati degli spazi verdi disponibili e delle spiagge per la ricreazione. Diversi movimenti locali sono emersi e hanno iniziato ad agire creando conflitti con i turisti.

### *Scenario #4 Riscaldamento globale*

Il cambiamento climatico si è intensificato e sta colpendo la città e i suoi residenti. L'aumento del numero di giorni torridi, la siccità, gli incendi, la carenza di pioggia e la scarsità d'acqua rappresentano un'immensa sfida per la vita futura della città. Alcuni residenti sono colpiti più di altri; I gruppi particolarmente vulnerabili sono gli anziani, i bambini e le donne incinte. Allo stesso modo, le aree fortemente edificate sono le più colpite. Viene sottolineata una maggiore importanza di spazi aperti accoglienti e resilienti al clima.

Tabella 6-2 | quattro scenari sviluppati in collaborazione con il Dipartimento di Resilienza Urbana

### *6.2.3 Valutazione del potenziale cambiamento di domanda e offerta dei SE*

Durante il workshop, dopo aver presentato ai partecipanti i risultati delle analisi delle politiche e gli scenari di cambiamento sviluppati, tutti e quattro i gruppi di stakeholders, nonostante abbiano lavorato su diversi scenari, hanno valutato che la domanda di SE rimarrà stabile o aumenterà nel tempo, mentre l'offerta di SE potrebbe rimanere invariata o diminuire. Più specificamente, gli esperti ai tavoli hanno considerato che *il benessere mentale*, seguito dalla *regolazione del microclima*, dalla *coesione sociale*, dalla *purificazione dell'aria*, dalla *ricreazione fisica*, dal *controllo del deflusso* e dalla *permeabilità del suolo* sono i SE più suscettibili ai cambiamenti futuri, come mostrato nel divario rappresentato in Fig.6-2. D'altro canto, la *riduzione del rumore*, il *turismo*, le *attività ricreative* e il *sequestro del carbonio* sembrano essere relativamente stabili in termini offerta e domanda

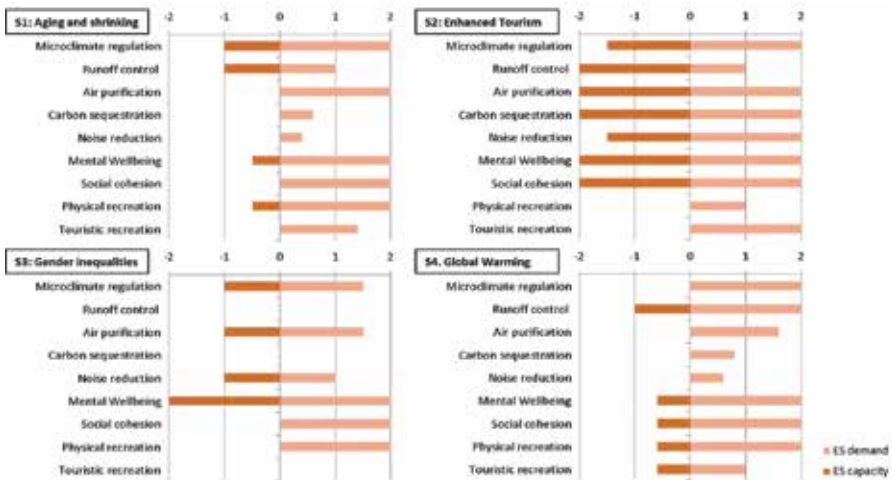


Figura 6-2 Variazioni di offerta e domanda dei SE nei 4 scenari. I valori numerici negativi si riferiscono alla diminuzione della capacità ES, mentre i valori numerici positivi si riferiscono all'aumento della domanda ES

Apparentemente il più piccolo disallineamento tra offerta e domanda si applica a *turismo ricreativo*. Tuttavia, i partecipanti hanno convenuto che il turismo di massa e le relative richieste di *turismo ricreativo* generato dalle IVB avranno un impatto sulla disponibilità e sull'accessibilità degli spazi verdi. Ciò a sua volta ha un impatto negativo sulla fornitura di altri benefici relativi al IVB, tra cui *ricreazione mentale e fisica* e *coesione sociale* che derivano dalle esperienze dirette nella natura (Bratman et al. 2019) e che sembrano essere più vulnerabili ai cambiamenti (Fig. 6-2). Data la complessità dell'esercizio, in alcuni casi è stato difficile raggiungere un consenso, soprattutto dal punto di vista della valutazione dell'offerta. Nello scenario del riscaldamento globale, il gruppo aveva opinioni divergenti sui cambiamenti nella fornitura di servizi di regolamentazione e ha raggiunto un consenso su "nessun cambiamento" solo dopo aver assunto l'ipotesi che le strategie elaborate da Barcellona, tra cui il Piano per il clima, il Piano per le infrastrutture verdi e la biodiversità, o Piano generale per gli alberi, avranno già integrato azioni e interventi per incrementare l'offerta di SE. Nello scenario di disuguaglianza di genere, il gruppo non ha raggiunto un consenso sui cambiamenti nell'offerta di benefici sociali e relazionali e di opportunità ricreative. Alcuni ritenevano che l'offerta sarebbe aumentata semplicemente perché le donne sarebbero state escluse dall'uso quotidiano dello spazio pubblico, mentre altri si opponevano a questa idea. Nel caso di overtourism, alcuni hanno ritenuto che l'offerta di opportunità ricreative e di benefici turistici ed economici aumenterà solo nelle aree urbane centrali a causa del nuovo sviluppo e delle opportunità economiche emerse, mentre diminuirà nella periferia della città.

6.2.4 Sviluppo di azioni, interventi e politiche adattive per incrementare la resilienza dei SE

Le azioni, gli interventi e le politiche proposte dai partecipanti per far fronte ad un aumento generale della domanda e a un'offerta incerta di SE possono essere raggruppate in due cluster: i) il primo comprende le misure volte ad aumentare e sostenere le attuali IVB e la relativa capacità di generare SE regolatori e SE culturali nel tempo; ii) il secondo include invece le misure che migliorerebbero l'accesso alle IVB per gli abitanti delle città attraverso una progettazione più inclusiva e partecipativa mitigando la pressione sulle IVB, principalmente attraverso la limitazione del numero di visitatori, in particolare turisti. La Figura 6-3 riassume i collegamenti tra i cluster identificati, i filtri di abilitazione (Andersson et al. 2019), i principi di resilienza (Biggs et al. 2012) e l'offerta e la domanda di Servizi Ecosistemici Culturali (SEC) e di Regolazione (SER). Le linee più spesse rappresentano relazioni più ricorrenti tra loro e forniscono informazioni sull'impatto abilitante delle diverse proposte sull'offerta e la domanda di SE.

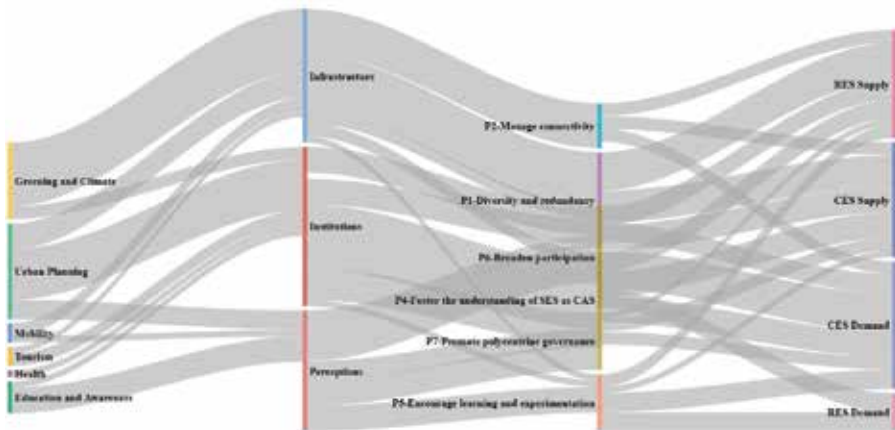


Figura 6-3 Collegamenti tra i cluster identificati, i filtri di abilitazione (Andersson et al. 2019), i principi di resilienza (Biggs et al. 2012) e la capacità e la domanda di servizi ecosistemici culturali (CES) e regolatori (RES)

*Infrastruttura*

La maggior parte delle misure di inverdimento proposte durante il workshop prevedono interventi diretti sull'attuale struttura delle IVB in città, per incrementarle, migliorarne la qualità e renderle più interconnesse. Come illustrato in Fig 6-3, le misure per l'inverdimento e il clima sono state intese come promozione della diversità e della ridondanza e vanno dalla creazione di nuove aree verdi, lo sviluppo di un

sistema di drenaggio urbano sostenibile (SUDS) e di superfici permeabili, l'aumento della vegetazione e della biodiversità, il miglioramento dei nodi e della connettività tra le diverse aree verdi. Pertanto, le strategie adottate promuovono sia la diversità (P1) della IVB che la sua connettività (P2), due aspetti centrali della resilienza. È interessante notare che diverse misure politiche hanno riguardato i trasporti e la mobilità (parte dell'*infrastruttura*) in quanto settori che incidono fortemente sulla disponibilità di SE (cfr. Biernacka e Kronenberg 2019). I suggerimenti si sono concentrati sul miglioramento della connettività, sulla riprogettazione della mobilità sostenibile e lenta per lasciare spazio alle aree verdi e su una migliore integrazione delle IVB con le infrastrutture grigie, ma hanno anche sollevato l'importanza di ripensare il ruolo dell'aeroporto nella città in termini di aumento della domanda di SE da parte dei turisti, riflettendo sul porre dei limiti alla sua espansione.

### *Istituzioni*

Molti degli interventi e delle politiche proposte mirano a migliorare i processi di manutenzione e gestione piuttosto che proporre direttamente un incremento strutturale delle IVB; ad esempio, propongono di coinvolgere di più i cittadini nei processi di trasformazione urbana e nei progetti di potenziamento della cura e manutenzione comunitaria delle IVB, nonché nella promozione di aspetti relazionali e salutari come, ad esempio, la gestione degli orti urbani. L'urbanistica è uno degli strumenti guida al centro del filtro *istituzioni* (Andersson et al. 2019) e molte delle misure proposte fanno riferimento ai diritti sull'uso del suolo, al ruolo dei diversi attori, alle diverse responsabilità e modi in cui cittadini e cittadine possono essere coinvolte nel cambiare le modalità in cui il territorio viene pianificato, gestito e fruito. Le misure relative ai processi di governo del territorio hanno proposto di integrare performance ambientali minime e NBS ibride come requisiti nei regolamenti edilizi, agendo principalmente sull'aumento dell'offerta dei SER (P1) e (P2), ma hanno anche sviluppato proposte che mirano ad aumentare l'accessibilità, l'inclusività e la sicurezza delle aree verdi esistenti, lavorando su una migliore inclusione delle diverse domande di SE. I partecipanti hanno anche proposto misure per influenzare il modo in cui le persone percepiscono e utilizzano le IVB suggerendo attività di co-progettazione attraverso la partecipazione attiva di gruppi vulnerabili (P6), anziani e donne, esplicitamente menzionati nei rispettivi scenari, e includendo iniziative comunitarie per il miglioramento e il mantenimento delle IVB locale (P1, P6) (in linea con Andersson et al. 2019; Langemeyer et al. 2018). Diverse misure riguardano il turismo e la necessità di una migliore gestione dei flussi turistici per non sovraccaricare le aree verdi urbane e limitare la domanda di SE culturali in luoghi specifici della città e dei suoi dintorni. Le proposte riguardanti il turismo includono anche incentivi finanziari con l'idea, ad esempio, di reindirizzare parzialmente le tasse turistiche verso la protezione, la manutenzione e il miglioramento del verde urbano. Una tra le misure proposte è

diretta ad evidenziare in maniera più esplicita il rapporto tra inverdimento e salute, suggerendo di includere l'accesso al verde nella relazione annuale sulla salute (P3).

### *Percezioni*

Partendo dalla considerazione che la co-produzione dei benefici derivanti dalle IVB è strettamente correlata e modellata dal contesto culturale e istituzionale (Andersson et al., 2019), i partecipanti hanno guardato alle *Percezioni* in diverse misure, in modo leggermente diverso negli scenari proposti. Ad esempio, l'agricoltura urbana è stata affrontata principalmente nello scenario dell'invecchiamento, ed è stata riconosciuta come uno dei principali fattori abilitanti nel flusso di SE per gli anziani (confermando i risultati precedenti di Camps-Calvet et al., 2016), mentre una maggiore attenzione è stata dedicata al rafforzamento della sicurezza (P1, P4), al miglioramento dell'accessibilità (P1, P2) e a una maggiore inclusività di co-progettazione, co-gestione e co-manutenzione (P5, P6, P7) nello scenario delle disuguaglianze di genere. Il senso di insicurezza e l'inequiva distribuzione dei benefici tra i diversi gruppi di cittadini sono stati al centro di questa discussione (in linea con Maruthaveeran e van den Bosch 2014). Le misure di educazione (apprendimento) e di sensibilizzazione (P5) sono state ritenute fondamentali per coinvolgere diversi gruppi di popolazione (anziani/e, bambini/e, donne, studenti/esse) e si riferiscono principalmente ad attività di *educazione ambientale* che migliorerebbero la comprensione dei flussi e dei benefici dei SE urbani di fronte a richieste e percezioni divergenti (vedi Riechers, Barkmann e Tschardtke 2016).

## **6.3 Principali riflessioni a valle delle valutazioni sulla resilienza dei SE**

### *6.3.1 Applicazione della matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani*

L'applicazione della *Matrice di Valutazione della Resilienza dei Servizi Ecosistemici Urbani* alle politiche di sostenibilità della città di Barcellona rivela un'integrazione complessivamente soddisfacente dei Principi 1 e 2 nelle politiche attuali, che riconoscono la necessità di migliorare le condizioni, l'accessibilità e la connettività delle IVB urbane, integrando bene la diversità biologica e paesaggistica nelle misure proposte e considerando in una certa misura anche la diversità sociale e strutturale. Si evidenzia, inoltre, una buona adozione del Principio 6 e del Principio 7, riconoscendo il crescente interesse della città di Barcellona nel coinvolgere attivamente i cittadini e le parti interessate nei processi decisionali, definendo bene le responsabilità, gli strumenti e i metodi di collaborazione. Inoltre, la conoscenza scientifica e tecnica riguardo i SE urbani e le IVB (Principio 5) è ben integrata in tutte le politiche analizzate, il che costituisce un'ottima base per definire *'science-based policies'* e per colmare le lacune esistenti nelle politiche attuali. Ciononostante, anche se le politiche analizzate inclu-

dono in parte il monitoraggio e i possibili schemi di adattamento delle politiche stesse di fronte a potenziali cambiamenti, nessuna di esse ha definito un approccio chiaro per identificare i segnali emergenti, le perturbazioni o i cambiamenti imprevisi, né le potenziali risposte a tali segnali (Principio 3, Principio 4). Come già affermato da McPhearson et al. 2015, i SE urbani sono riconosciuti come fondamentali nel contesto dell'adattamento ai cambiamenti climatici, del miglioramento della salute e del benessere dei cittadini e come mezzo per rafforzare la resilienza delle città (resilienza attraverso i SE urbani). Al contrario, la resilienza dei SE urbani in condizioni mutevoli, cioè come possibili variabili, disturbi, feedback lenti e cambiamenti possano influenzare il flusso e la produzione di SE, non è stata ancora adeguatamente considerata. Mentre gli scenari di cambio climatico sono in parte stati considerati, delineando proiezioni future rispetto ai possibili impatti sull'attuale IVB, la salute e il benessere umano, sarebbe necessario un approccio più ampio al tema della resilienza per affrontare altri potenziali fattori di cambiamento esterni (ad esempio pandemie, innovazione tecnologica) o intrinseci (demografici, socioeconomici, cambiamenti nello stile di vita, presenza di alloggi abordabili, etc.). Il valore aggiunto dell'applicazione della matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani sviluppata (Tabella 1) è consistito nella possibilità di considerare non solo l'impatto delle politiche sulla componente ecologica della resilienza delle IVB urbano, ma anche le interazioni sociali che avvengono all'interno delle IVB, riflettendo così nell'analisi la comprensione delle città come complessi sistemi socio-ecologici adattivi.

Partendo dalle lacune individuate attraverso la valutazione delle politiche e cercando risposte alle tre principali domande poste alla base della ricerca (*Resilienza di cosa, a cosa e per chi?*), l'esercizio di co-sviluppo di scenari tra autorità locali e università ha rappresentato di per sé un passo avanti verso una migliore comprensione dei concetti di resilienza (Pereira et al., 2019). La complessità di Barcellona come sistema socio-ecologico adattivo si è riflessa nello sviluppo di quattro scenari variegati e complessi. Durante il workshop, dopo aver preso confidenza con i diversi scenari futuri (*Resilienza a cosa?*), i partecipanti hanno generalmente trovato più facile iniziare con la valutazione della fluttuazione della domanda di SE. In particolare, gli scenari sviluppati durante il workshop hanno incluso una varietà di beneficiari (anziani/e, residenti, turisti e donne), esplorando in modo approfondito come le loro esigenze possano evolversi nel tempo. L'accessibilità equa e la progettazione inclusiva degli spazi verdi urbani sono stati identificati come elementi chiave per rispondere in modo adeguato all'evoluzione futura della domanda di servizi ecosistemici (ad es. Fumagalli et al., 2020). Tuttavia, i cambiamenti nella domanda e nei beneficiari, così come le loro percezioni, non risultano particolarmente evidenti nelle politiche analizzate. Questo suggerisce che il co-sviluppo degli scenari all'interno del workshop – incentrato su tematiche quali l'invecchiamento, le questioni di genere e il turismo – abbia significativamente contribuito ad ampliare la riflessione sulla resilienza, sollevando la domanda "resi-

*lienza per chi?*". Nonostante l'indicazione di lavorare con un unico scenario, i partecipanti hanno spesso preso in considerazione diversi fattori contemporaneamente — in particolare il turismo di massa e il riscaldamento globale. Questo approccio indica il potenziale dei workshop multi-attoriali come strumento utile per affrontare questioni complesse e interconnesse, difficili da trattare efficacemente con metodi più tradizionali come la modellazione matematica (Pereira et al., 2019; Galafassi et al., 2018). Inoltre, sul tema delle *percezioni*, l'uso degli scenari narrativi ha fortemente supportato i/le partecipanti a comprendere meglio le potenziali esigenze mutevoli di diversi gruppi di utenti, facilitando così la comprensione della domanda attuale e futura di ES. Gli scenari sviluppati hanno supportato non solo la comprensione da parte delle parti interessate delle conseguenze dei possibili percorsi di sviluppo (*Resilienza di cosa e per cosa?*) (Dahlhaus, Weißkopf, Dahlhaus, & Weißkopf, 2017), ma hanno anche contribuito a sviluppare una visione inclusiva per la sostenibilità futura (*Resilienza per chi?*) permettendo ai partecipanti di proporre un adattamento concreto delle politiche per conseguirla (Palomo et al., 2011).

Tra le misure emerse, quelle legate al filtro *infrastrutture* ad esempio rivelano una comprensione più articolata dell'interconnessione tra infrastrutture grigie e verdi all'interno del contesto urbano. Questa visione è scaturita in particolare dallo scenario relativo all'overtourism le cui misure sviluppate mirano a mitigare l'aumento della domanda di SE, promuovendo una maggiore consapevolezza della complessità dei sistemi urbani (P4), ed evidenziando le connessioni globali dei flussi di servizi ecosistemici (Seto et al., 2012). Nello specifico, la proposta di limitare il traffico aereo e marittimo contribuirebbe non solo a ridurre la domanda culturale di SE, diminuendo la pressione sull'infrastruttura verde e blu (IVB) esistente, ma porterebbe anche benefici ambientali diretti, come la riduzione dell'inquinamento atmosferico e delle emissioni di gas serra. Ciò ridurrebbe, di conseguenza, la necessità per l'IVB urbana di compensare tali impatti. L'infrastruttura verde e blu, insieme alle sue qualità ecologiche, rappresenta infatti il presupposto fondamentale per la fornitura sostenibile di SE (Andersson et al., 2019), rendendo cruciale il suo mantenimento e la sua resilienza nel tempo. Oltre al rafforzamento strutturale delle IVB, è fondamentale riconoscere che gli ecosistemi urbani, profondamente modificati dall'impatto dell'uomo, richiedono una gestione e una governance di lungo periodo per conservare — o potenziare — le loro qualità. Quando invitati a elaborare misure politiche sulla base dei cambiamenti osservati nella domanda e nell'offerta di SE, i partecipanti hanno spesso proposto azioni che coinvolgono ambiti di policy trasversali come la mobilità, il turismo e la salute. Sebbene sia ben documentato l'impatto che settori come l'uso del suolo (Li et al., 2018; Tan et al., 2020), i trasporti (Gand, 2018) e il turismo (Taff et al., 2019) esercitano sulla capacità futura dei SE, i risultati del workshop suggeriscono che tali settori influenzano anche in modo significativo la domanda di questi servizi. Inoltre, pur essendo ampiamente riconosciuto il le-

game tra SE, salute e benessere, i/le partecipanti hanno sottolineato la necessità di una maggiore attenzione al monitoraggio a lungo termine dei benefici sanitari derivanti dall'IVB e alla sua capacità di soddisfare tali bisogni in modo duraturo. Le discussioni avviate dagli scenari hanno evidenziato che, da un punto di vista istituzionale, è fondamentale includere nel processo decisionale sull'uso del suolo e sulla qualità della vita anche settori oltre la pianificazione urbana e l'inverdimento, come la sanità, il turismo, i trasporti e l'istruzione. Ne emerge che il ruolo delle *istituzioni* nell'assicurare il flusso dei benefici offerti dall'IVB non si limita alla pianificazione e alle normative edilizie, ma coinvolge anche altri attori e settori politici che diventano corresponsabili — come facilitatori o freni — della resilienza urbana. Le decisioni assunte in settori chiave come turismo, mobilità, sanità e istruzione possono infatti incidere profondamente sui flussi di SE e sulla loro sostenibilità nel tempo. Il riconoscimento di queste connessioni e l'adozione di strumenti per monitorarle permettono una gestione più efficace anche delle cosiddette variabili lente, facilitando l'identificazione di soglie critiche all'interno del sistema (P3)

#### **6.4 Questioni aperte e orientamenti futuri**

L'applicazione della matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani che integra i principi di resilienza di Bigg e l'approccio a tre filtri di Andersson ha mostrato risultati utili nell'applicazione del caso di studio. Applicando e adattando i sette principi di Biggs et al. alla sfera urbana e collegandoli con i tre filtri, lo sviluppo di politiche adattive (come strumento *istituzionale*) dovrebbero modellare non solo le *infrastrutture* attuali, riformulando le *percezioni* reali dei beneficiari, ma dovrebbero anche agire in modo preventivo, anticipando i bisogni e le percezioni future. In questa direzione, l'analisi delle politiche e la realizzazione di un approccio partecipativo, si sono dimostrati strumenti utili per i) comprendere la traiettoria della città rispetto alla sostenibilità e alla resilienza ii) identificare i punti critici dell'attuale quadro politico iii) sulla base dei precedenti, sviluppare misure, interventi e politiche che permettano di sbloccare i flussi di SE dalla natura all'essere umano (resilienza di cosa), affrontare le incertezze rispetto a futuri possibili (resilienza a cosa) e garantire l'inclusività per tutte le persone (resilienza per chi). Lo studio ha rivelato per la città di Barcellona l'esplicita necessità di promuovere un pensiero sistemico e iterativo di resilienza, considerando processi di cambiamento a più livelli e integrando diversi cicli di feedback.

Inoltre, lo studio indica che dimensioni specifiche dell'offerta e della domanda di SE sono particolarmente vulnerabili ai cambiamenti, ad esempio la regolazione del microclima, gli equilibri idrici, il benessere mentale e la coesione sociale. In tal modo determina dove l'attuale traiettoria delle città non punta verso gli obiettivi di sosteni-

bilità ed evidenzia gli obiettivi specifici di azione per avviare una brusca trasformazione (cfr. Elmqvist et al. 2019). La piattaforma delle parti interessate precedentemente istituita nella città di Barcellona ha fortemente sostenuto questo processo, data l'elevata consapevolezza e le conoscenze precedentemente generate sull'argomento. Ciononostante, il coinvolgimento di stakeholder esperti provenienti da altri settori politici, con diverse conoscenze sui temi delle IVB e dei SE con competenze in settori diversi dalla sostenibilità e dalla resilienza, sarebbe utile per esplorare, indagare e rafforzare ulteriormente il ruolo della collaborazione delle istituzioni e promuovere la comprensione dell'area urbana come sistema socio-ecologico e adattativo complesso (P4). In effetti, emerge chiaramente come il rafforzamento della cooperazione, il miglioramento della collaborazione interdipartimentale e l'integrazione di politiche intersettoriali siano fondamentali per consentire e aumentare il riconoscimento del ruolo delle IVB e per sbloccare i relativi flussi di benefici nella città. È quindi necessario tenere maggiormente in considerazione i SE in altri ambiti politici e in quest'ottica potrebbe essere esplorata anche l'applicazione della matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani per analizzare gli impatti delle politiche di altri settori (ad esempio alloggi, trasporti, sanità, ecc.) sulle IVB urbano.

## ELENCO DEI RIFERIMENTI

Ajuntament de Barcelona. (2017). *Trees for life : Master Plan for Barcelona's Trees 2017-2037. Àrea d'Ecologia Urbanisme i Mobilitat.*

Ajuntament de Barcelona. Àrea d'Ecologia Urbanisme i Mobilitat. (2015). *Guide to living terrace roofs and green roofs.*

Ajuntament de Barcelona. (2013). *Barcelona Green Infrastructure and biodiversity plan 2020.*

Ajuntament de Barcelona. (2014). *Plan del Verde y de la Biodiversidad de Barcelona 2020.*

Ajuntament de Barcelona. (2017). *Stimulus programme for the city's urban green infrastructure : Government measure. Comissió d'Ecologia, Urbanisme i Mobilitat (Consell Municipal de Barcelona) Àrea d'Ecologia, Urbanisme i Mobilitat.*

Ajuntament de Barcelona. (2018a). *Barcelona : preliminary resilience assessment* (p. Gerència d'Ecologia [Associació], 100 Resilient Ci). p. Gerència d'Ecologia [Associació], 100 Resilient Ci.

Ajuntament de Barcelona. (2018b). *Climate Plan 2018-2030.*

Ajuntament de Barcelona. (2018c). *Pla Clima 2018-2030.*

Amorim Maia, A. T., Calcagni, F., Connolly, J. J. T., Anguelovski, I., & Langemeyer, J. (2020). Hidden drivers of social injustice: uncovering unequal cultural ecosystem services behind green gentrification. *Environmental Science and Policy*, 112(July), 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.05.021>

Andersson, E., Langemeyer, J., Borgström, S., McPhearson, T., Haase, D., Kronenberg, J., ... Baró, F. (2019). Enabling Green and Blue Infrastructure to Improve Contributions to Human Well-Being and Equity in Urban Systems. *BioScience*, 69(7), 566–574. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz058>

Baró, F., Palomo, I., Zulian, G., Vizcaino, P., Haase, D., & Gómez-Baggethun, E. (2016). Mapping

ecosystem service capacity, flow and demand for landscape and urban planning: A case study in the Barcelona metropolitan region. *Land Use Policy*, 57, 405–417. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2016.06.006>

Biernacka, M., & Kronenberg, J. [2019]. Urban Green Space Availability, Accessibility and Attractiveness, and the Delivery of Ecosystem Services. *Cities and the Environment (CATE)*, 12(1).

Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E. L., BurnSilver, S. B., Cundill, G., ... West, P. [2012]. Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. *Ssrn*. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>

Borgström, S., Bodin, Ö., Sandström, A., & Crona, B. [2015]. Developing an analytical framework for assessing progress toward ecosystem-based management. *Ambio*, 44, 357–369. <https://doi.org/10.1007/s13280-015-0655-7>

Bratman, G. N., Anderson, C. B., Berman, M. G., Cochran, B., de Vries, S., Flanders, J., ... Daily, G. C. [2019]. Nature and mental health: An ecosystem service perspective. *Science Advances*, 5(7). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aax0903>

Camps-Calvet, M., Langemeyer, J., Calvet-Mir, L., & Gómez-Baggethun, E. [2016]. Ecosystem services provided by urban gardens in Barcelona, Spain: Insights for policy and planning. *Environmental Science & Policy*, 62, 14–23. <https://doi.org/10.1016/J.ENVSCI.2016.01.007>

Cortinovis, C., & Geneletti, D. [2018]. Ecosystem services in urban plans: What is there, and what is still needed for better decisions. *Land Use Policy*, 70, 298–312. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.017>

Dahlhaus, N., Weißkopf, D., Dahlhaus, N., & Weißkopf, D. [2017]. *Future Scenarios of Global Cooperation—Practices and Challenges (Global Dialogues 14)*.

De Luca, C., Tondelli, S., Martin, J., [2021]. Ecosystem Services Integration into Local Policies and Strategies in the City of Bologna: Analysis of the State of the Art and Recommendations for Future Development. DOI:10.1007/978-3-030-54345-7. pp.127-139. In *Ecosystem Services and Green*

*Infrastructure Perspectives from Spatial Planning in Italy* edited by Arcidiacono, A. e Ronchi S.

Díaz-Reviriego, I., Turnhout, E., & Beck, S. [2019]. Participation and inclusiveness in the Intergovernmental Science–Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *Nature Sustainability*, 2(6), 457–464. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0290-6>

Elmqvist, T., Andersson, E., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Olsson, P., Gaffney, O., ... Folke, C. [2019]. Sustainability and resilience for transformation in the urban century. *Nature Sustainability*, 2(4), 267–273. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0250-1>

Frantzeskaki, N. [2019]. Seven lessons for planning nature-based solutions in cities. *Environmental Science and Policy*, 93(December 2018), 101–111. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.12.033>

Fumagalli, N., Fermani, E., Senes, G., Boffi, M., Pola, L., & Inghilleri, P. [2020]. Sustainable co-design with older people: The case of a public restorative garden in Milan (Italy). *Sustainability (Switzerland)*, 12(8), 3166. <https://doi.org/10.3390/SU12083166>

Galafassi, D., T. M. Daw, M. Thyresson, S. Rosendo, T. Chaigneau, S. Bandeira, L. Munyi, I. Gabrielsson, and K. Brown. [2018]. Stories in social-ecological knowledge cocreation. *Ecology and Society* 23(1):23. <https://doi.org/10.5751/ES-09932-230123>

Geneletti, D., & Zardo, L. [2016]. Ecosystem-based adaptation in cities: An analysis of European urban climate adaptation plans. *Land Use Policy*, 50, 38–47. <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2015.09.003>

Ghent, C. [2018]. Mitigating the Effects of Transport Infrastructure Development on Ecosystems. *Consilience: The Journal of Sustainable Development*, 18(1), 58–68.

Jansson, Å. [2013]. Reaching for a sustainable, Resilient urban future using the lens of ecosystem services. *Ecological Economics*, Vol. 86, pp. 285–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.06.013>

- Langemeyer, J., & Connolly, J. J. T. (2020). Weaving notions of justice into urban ecosystem services research and practice. *Environmental Science & Policy*, 109, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.03.021>
- 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*, 707, 135487. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135487>
- Li, Z., Cheng, X., Han, H., Palomo, I., Martín-López, B., López-Santiago, C., ... Wiese, F. (2018). How urban densification influences ecosystem services - A comparison between a temperate and a tropical city. *Ecology and Society*, 17(1), 1–17. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12550>
- Maruthaveeran, S., & van den Bosch, C. C. K. (2014). A socio-ecological exploration of fear of crime in urban green spaces - A systematic review. *Urban Forestry and Urban Greening*, 13(1), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.11.006>
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., & Frantzeskaki, N. (2015a). Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 12, 152–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.012>
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., & Frantzeskaki, N. (2015b). Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 12, 152–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.012>
- Meerow, S., Newell, J. P., & Stults, M. (2016). Defining urban resilience: A review. *Landscape and Urban Planning*, 147, 38–49. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.11.011>
- Nelson, G. C., Bennett, E., Berhe, A. A., Cassman, K. G., Defries, R., Dietz, T., ... Zurek, M. (2005). Drivers of change in ecosystem condition and services. *Ecosystems and Human Well-Being: Scenarios. Millennium Ecosystem Assessment*, 2, 173–222.
- Nykvist, B., Borgström, S., & Boyd, E. (2017). Assessing the adaptive capacity of multi-level water governance: ecosystem services under climate change in Mälardalen region, Sweden. *Regional Environmental Change*, 17(8), 2359–2371. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1149-x>
- Palomo, I., Martín-López, B., López-Santiago, C., & Montes, C. (2011). Participatory scenario planning for protected areas management under the ecosystem services framework: The Doñana social-ecological system in Southwestern Spain. *Ecology and Society*, 16(1). <https://doi.org/10.5751/ES-03862-160123>
- Pereira, L., Sitas, N., Ravera, F., Jimenez-Aceituno, A., & Merrie, A. (2019). Building capacities for transformative change towards sustainability: Imagination in Intergovernmental Science-Policy Scenario Processes. *Elementa: Science of the Anthropocene*, 7. <https://doi.org/10.1525/elementa.374>
- Priess, J. A., & Hauck, J. (2014). Integrative scenario development. *Ecology and Society*, 19(1). <https://doi.org/10.5751/ES-06168-190112>
- Riechers, M., Barkmann, J., & Tscharrntke, T. (2016). Perceptions of cultural ecosystem services from urban green. *Ecosystem Services*, 17, 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.11.007>
- Rozas-Vásquez, D., Fürst, C., Geneletti, D., & Almendra, O. (2018). Integration of ecosystem services in strategic environmental assessment across spatial planning scales. *Land Use Policy*, 71, 303–310. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.12.015>
- Sellberg, M. M., Wilkinson, C., & Peterson, G. D. (2018). *Resilience assessment : a useful approach to navigate urban sustainability*. 20(1).
- Seto, K. C., Reenberg, A., Boone, C. G., Fragkias, M., Haase, D., Langanke, T., ... Simon, D. (2012). Urban land teleconnections and sustainability. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(20), 7687–7692. <https://doi.org/10.1073/pnas.1117622109>
- 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.; et al. The ecosystem services concept: A new Esperanto to facilitate participatory planning processes?

Landsch. Ecol. 2019, 34, 1715–1735, doi:10.1007/s10980-018-0745-6

Taff, B. D., Benfield, J., Miller, Z. D., D'antonio, A., & Schwartz, F. (2019). The role of tourism impacts on cultural ecosystem services. *Environments - MDPI*, 6(4), 1–12. <https://doi.org/10.3390/environments6040043>

Tan, P. Y., Zhang, J., Masoudi, M., Alemu, J. B., Edwards, P. J., Grêt-Regamey, A., ... Wong, L. W. (2020). A conceptual framework to untangle the concept of urban ecosystem services. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 200. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103837>

Unt, A. L., & Bell, S. (2014). The impact of small-

scale design interventions on the behaviour patterns of the users of an urban wasteland. *Urban Forestry and Urban Greening*, 13(1), 121–135. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2013.10.008>

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*, 15, 114–121. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.07.004>

Walker, W. E., Rahman, S. A., & Cave, J. (2001). Adaptive policies, policy analysis, and policy-making. *European Journal of Operational Research*, 128(2), 282–289. [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(00\)00071-0](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(00)00071-0)

## **7. CONCLUSIONI E DIREZIONI FUTURE**

### **7.1 La natura in città: concetti in evoluzione per una pianificazione urbana sostenibile**

La storia degli accordi internazionali su clima, biodiversità e sviluppo sostenibile, dimostra che, fin dai primi anni '70, le Nazioni Unite hanno riconosciuto la necessità di intervenire per modificare le attuali traiettorie insostenibili di sviluppo, riconoscendo il ruolo dell'uomo nell'esaurimento delle risorse naturali e nell'inquinamento. Anche il ruolo delle città come attori fondamentali della transizione sostenibile è stato chiaramente riconosciuto a livello internazionale a partire dal 2015, dedicando allo sviluppo e alla transizione urbana sostenibile l'SDG n. 11. Lo stesso SDG menziona inoltre in maniera esplicita il contributo della natura in città per una transizione sostenibile e giusta, dedicandole un target specifico (11.3) *fornire l'accesso universale a spazi pubblici sicuri, inclusivi, accessibili e verdi entro il 2030, in particolare per i gruppi più vulnerabili (donne, bambini/e, anziani e disabili)*. In questa direzione la Nuova Agenda Urbana (2015) rappresenta un documento strategico, che non solo riconosce la necessità di rinaturalizzare le città, ma riconosce anche il ruolo della pianificazione urbana e territoriale come strumento cruciale in questa transizione. Nonostante l'attenzione delle Nazioni Unite rispetto a questi temi sia costantemente cresciuta dall'inizio degli anni '90 ad oggi, è lecito chiedersi come e se questi argomenti inerenti al clima, alla biodiversità e più in generale allo sviluppo sostenibile resteranno prioritari nell'agenda politica internazionale o verranno oscurati dall'attuale situazione geopolitica mondiale. Con l'uscita degli Stati Uniti dall'Accordo di Parigi, ed altri paesi con politiche simili potrebbero ridurre gli incentivi per la transizione energetica e influenzare negativamente gli sforzi internazionali per il cambiamento climatico. In questo contesto, l'Unione Europea resta un attore fondamentale che negli ultimi vent'anni ha progressivamente spostato il tema della sostenibilità al centro della propria politica di sviluppo e crescita. L'evidenza e la consapevolezza del potenziale degli ecosistemi naturali, delle infrastrutture verdi e delle soluzioni basate sulla natura per sostenere il progresso verso la sostenibilità urbana e il suo riconoscimento nelle strategie e nelle direttive europee sono cresciuti costantemente. Le NBS e i concetti correlati, come l'adattamento basato sugli ecosistemi, le infrastrutture verdi e le misure di ritenzione naturale delle acque, sono sempre più integrati in una serie di politiche ambientali, climatiche e di biodiversità a livello

dell'UE. Con il recente insediamento della nuova Commissione europea nel 2024, potrebbero però apparire scenari di cambiamento rispetto alla centralità della natura, della biodiversità e del loro apporto in tema di adattamento e mitigazione del clima. Guardando invece alla letteratura in temi di pianificazione ed ecologia urbana, si evince che attualmente i concetti più rilevanti per la pianificazione urbana sono i Servizi Ecosistemici (SE), le infrastrutture verdi e blu (IVB) e le soluzioni basate sulla natura (NBS). Sebbene SE, IVB e NBS condividano radici simili, è importante considerare i loro ruoli diversi all'interno dei processi di transizione e di pianificazione urbana. Il concetto dei SE è un importante quadro metodologico fondamentale per valutare i benefici prodotti dalla natura e per informare i responsabili politici e decisionali sulla distribuzione, i flussi, gli squilibri e le carenze di tali benefici, se presenti. La valutazione dell'offerta e della capacità dei SE offre informazioni fondamentali sulle condizioni e la salute degli ecosistemi, informazioni utili per pianificarne la progettazione, la gestione e la resilienza nel tempo. Secondo gli studi e la letteratura già citati (Almenar et al., 2021; Nesshöver et al., 2017; Pauleit et al., 2017) il termine IVB, invece, è stato utilizzato per definire la rete complessiva di aree verdi urbane, elementi e caratteristiche esistenti, coincidenti con il sistema ecologico che può fornire SE. All'interno di questo lavoro, sono state ulteriormente differenziate le IVB urbane e le Aree Verdi Urbane (AVU), considerando queste ultime come la quota pubblica e accessibile delle IVB urbane. Le AVU sono state considerate dunque come riferimento per quanto riguarda la mappatura e la valutazione dei Servizi Ecosistemici Culturali (SEC), poiché, per essere generati, necessitano dell'interazione essere umano-natura facendo dell'accessibilità un requisito fondamentale dell'IVB per fornire servizi ricreativi. D'altra parte, mentre molte autrici e autori considerano le NBS come un concetto ombrello a cui tutti gli altri termini possono essere correlati, in questo lavoro le NBS sono definite come soluzioni e progetti di nuovo verde in città, in diverse forme, siano esse ibride o naturali (aree verdi, parchi, tetti, giardini, etc.), ma fundamentalmente pianificate e progettate come soluzioni multifunzionali alle sfide identificate in città. A seguito della progettazione e realizzazione delle NBS queste vengono a tutti gli effetti integrate nella IVB urbana.

## **7.2 Una proposta di metodo per l'integrazione di SE, IVB e NBS nella pianificazione urbana**

Come dimostrano la complessità dei modelli di mappatura e le procedure di valutazione dei Servizi Ecosistemici (SE), la pianificazione basata su SE richiede inevitabilmente un approccio fortemente multidisciplinare (Pereira et al., 2019; Maynard et al., 2011). Per rafforzare la sostenibilità, la resilienza e l'equità nelle aree urbane, e per integrare efficacemente i SE nella pianificazione e nelle politiche urbane, è essenziale coinvolgere competenze diverse — tra cui ecologiche, urbanistiche, sociologiche,

ingegneri, economiste e analisti di dati — così da valutare in modo più completo i processi e le funzioni ecologiche delle infrastrutture verdi e blu (IVB), e al contempo rispondere alle esigenze sociali ed economiche di una popolazione in continua evoluzione. Un'ulteriore chiave interpretativa è offerta dal concetto di multifunzionalità delle aree verdi urbane (AVU), utile per evidenziare i molteplici benefici che questi spazi possono generare. Questo approccio promuove sinergie tra diverse funzioni ecosistemiche, specialmente nei contesti urbani compatti, dove lo spazio è limitato e le funzioni devono essere integrate in modo efficiente (Hansen, 2019). Sebbene in questo lavoro i Servizi Ecosistemici Culturali (CES) i Servizi Ecosistemi di Regolazione (SER) siano stati analizzati separatamente, è fondamentale riconoscere che i molteplici benefici — sociali, ecologici ed economici — generati dalle IVB possono contribuire in modo decisivo alla qualità della vita delle persone. Questo implica una progettazione intenzionale e strategica delle funzioni climatiche, ambientali, sociali ed economiche, sia nello spazio che nel tempo (Hansen et al., 2019), favorendo così una pianificazione urbana più integrata e adattiva.

Sulla base di queste considerazioni, all'interno di questo lavoro è stato proposto un nuovo quadro concettuale integrando il modello a cascata dei SE con i tre filtri provenienti da Andersson et al. 2019 e con i sette principi della resilienza dei SE (Biggs et al., 2012), per supportare una comprensione più ampia della rilevanza dei SE, le IVB e le NBS nei processi di pianificazione. Il quadro proposto è stato poi applicato a dei sistemi socio-ecologici complessi come la città di Bologna, usato come caso studio per valutare il divario tra offerta e domanda di SER e SEC in città, ed il caso di Barcellona, per approfondire il concetto di resilienza dei SE all'interno delle politiche di sostenibilità urbana.

I metodi e gli indicatori proposti e utilizzati nella città di Bologna hanno permesso di eseguire una mappatura completa delle aree della città dove il divario tra offerta e domanda di SE è maggiore (hotspot), definendo così aree prioritarie di intervento per i pianificatrici/decisori. Questo approccio di pianificazione basato sui SE potrebbe supportare i processi decisionali di pianificazione urbana secondo criteri ecologici, climatici e sociali, fornendo indicatori adeguati e strategie di valutazione in grado di riflettere le molteplici funzioni del IVB urbano.

### *L'integrazione della valutazione dei SER nella pianificazione*

Per supportare al meglio la pianificazione urbana e sviluppare un processo decisionale basato sui SE in grado di definire priorità di intervento e indirizzare ai tipi di interventi possibili, è fondamentale identificare spazialmente quali aree presentano maggiori disallineamenti tra domanda e offerta di SE e valutare spazialmente il flusso dei benefici provenienti dalle diverse aree della città. Nell'ambito di questo lavoro, sono state evidenziate nella città di Bologna le discrepanze spaziali riguardanti domanda e offerta di filtraggio di PM10 e sequestro di carbonio, proponendo interventi NBS su misura per

mitigare le discrepanze identificate. Fino ad ora, la pianificazione e la manutenzione delle aree verdi si sono principalmente riferite a considerazioni di costi ed estetiche e meno a criteri ecologici o climatici; attraverso l'approccio proposto, i criteri ecologici e climatici assumono invece un ruolo centrale nella pianificazione e nella definizione di città più sostenibili e resilienti. La possibilità di definire aree prioritarie di intervento va dunque a supporto degli enti locali che possono non solo agire direttamente sullo spazio pubblico, ove possibile, ma anche definire standard di performance più elevati in determinate aree della città, fornendo anche incentivi per incoraggiare l'adozione di soluzioni innovative. L'approccio presentato va infatti oltre il tradizionale approccio quantitativo – dello standard urbanistico del verde ad esempio – fornendo metodi, indicatori e procedure per integrare la qualità e le funzioni delle IVB nella pianificazione.

#### *L'integrazione della valutazione dei SEC nella pianificazione*

Creare un equilibrio tra lo sviluppo urbano e la disponibilità di AVU è una sfida che che impatta fortemente sulla qualità della vita degli abitanti (Kabisch e Haase, 2014). Nell'ambito di questo lavoro, sono stati sviluppati e testati metodi e indicatori per valutare gli aspetti qualitativi e funzionali delle AVU, integrando anche temi di giustizia ambientale all'interno delle analisi sulla distribuzione spaziale dei SEC. La valutazione e la mappatura dei SEC in città consentono di approfondire i significati e le relazioni complesse tra gli abitanti e l'ambiente naturale, offrendo ai decisori strumenti utili per anticipare o gestire potenziali conflitti e per identificare possibili compromessi nelle scelte politiche. Inoltre, questa prospettiva può favorire una maggiore consapevolezza pubblica e incentivare la partecipazione attiva della cittadinanza nella gestione delle AVU, sbloccando così il flusso di SEC. Il potenziale di Ricreazione Urbana (URPI) delle AVU è stato sviluppato per migliorare la comprensione del concetto di "qualità", ispirandosi all'idea di co-produzione dei servizi ecosistemici (Andersson et al., 2015; Fischer & Eastwood, 2016). La mappatura delle attrezzature sportive e degli Urban Green Stewards mira ad andare oltre le analisi puramente quantitative sulla presenza e la dimensione delle AVU — comunque necessarie — offrendo spunti per politiche di rigenerazione urbana. L'applicazione dell'URPI evidenzia che la qualità delle AVU non dipende necessariamente dalle dimensioni delle AVU stesse (Peschardt et al., 2012), e suggerisce che, in città compatte e densamente popolate, la rigenerazione urbana dovrebbe focalizzarsi sul miglioramento della qualità delle AVU esistenti laddove non fosse possibile crearne di nuove. Ciò può richiedere nuovi modelli di finanziamento e governance, come il recupero di AVU sottoutilizzate tramite il coinvolgimento di Green Stewards (Andersson, et al., 2017; Colding & Barthel, 2013; Webster, 2007), oppure tramite processi partecipativi di co-progettazione (Fumagalli et al., 2020; Kabisch et al. 2017). Indicatori e metodologie relativi alla valutazione dei SEC possono dunque contribuire in modo sostanziale all'identificazione di priorità d'intervento, ma anche alla promozione di iniziative di innovazione sociale, istituzio-

nale e finanziaria, risultando essenziali per la pianificazione urbana orientata alla sostenibilità e puntando alla generazione di un benessere collettivo e plurale. Inoltre, la valutazione dei SEC offre una lente utile per promuovere un modello di sviluppo urbano fondato su un accesso equo e distribuito ai benefici naturali. Se questo vale anche per i SER in questo lavoro si è posto l'accento in particolare sulla dimensione distributiva dei SEC, correlando l'accessibilità e la qualità delle AVU con la vulnerabilità demografica e socio-economica della popolazione. I risultati mostrano che non esiste una relazione diretta tra vulnerabilità e quantità di AVU, ma emergono evidenze che suggeriscono una correlazione tra la qualità delle AVU e la vulnerabilità della popolazione in certe aree della città. Pur riconoscendo che è difficile soddisfare le aspettative di tutti i gruppi sociali, questo lavoro suggerisce che le politiche urbane dovrebbero dare priorità alle esigenze delle fasce più vulnerabili della popolazione (Raymond et al., 2016). In quest'ottica, è fondamentale pianificare interventi mirati per migliorare la qualità delle AVU in queste aree, contrastando al contempo i meccanismi speculativi che possono alimentare processi di gentrificazione.

#### *Sulla resilienza dei Servizi Ecosistemi nel tempo*

Per garantire la resilienza dei Servizi Ecosistemici (SE) nel tempo, questo lavoro propone un approccio che parte dalla comprensione dell'attuale traiettoria delle città— attraverso l'analisi delle politiche ambientali, climatiche e di sostenibilità — per poi sviluppare scenari futuri e formulare proposte concrete, valutando prima la vulnerabilità dei SE e rafforzandone progressivamente la resilienza. L'applicazione della *Matrice di valutazione della resilienza dei servizi ecosistemici urbani*, che integra i sette principi di resilienza di Biggs et al. (2012) con l'approccio dei tre filtri di Andersson et al. (2019), ha prodotto risultati significativi nel contesto del caso studio. Questa integrazione ha permesso di esplorare come le politiche adattive — intese come strumenti *istituzionali* — possano non solo modellare le *infrastrutture* esistenti e riformulare le *percezioni* attuali dei beneficiari, ma anche anticipare bisogni e percezioni future, agendo in chiave preventiva. In tale prospettiva, l'utilizzo della matrice per analizzare le politiche e urbane, unito a un approccio partecipativo basato su scenari narrativi, può fungere da strumento interpretativo per analizzare la traiettoria di sostenibilità e resilienza della città. Questo, nella sua applicazione alla città di Barcellona ha consentito di:

- comprendere come i SE e la loro resilienza siano stati integrati nelle attuali politiche urbane (*resilienza di cosa*),
- affrontare l'incertezza derivante da cambiamenti futuri utilizzando scenari narrativi di plausibili futuri per la città (*resilienza a cosa*),
- garantire l'inclusività nei benefici soffermandosi sull'evoluzione dei bisogni di diverse fasce di popolazione (*resilienza per chi*).

Lo studio ha evidenziato la chiara necessità di promuovere un pensiero sistemico e iterativo sulla resilienza, capace di considerare i processi di cambiamento su più livelli e i relativi cicli di feedback. È emersa inoltre l'urgenza di rafforzare la consapevolezza e facilitare l'apprendimento tra i principali attori urbani — amministratori, tecnici e pianificatori — rispetto alla natura dei sistemi socio-ecologici urbani, visti come sistemi adattivi complessi. Infine, l'analisi ha messo in luce alcune dimensioni particolarmente vulnerabili dell'offerta e della domanda di SE, tra cui la regolazione del microclima, gli equilibri idrici, il benessere psicologico e la coesione sociale. Questi elementi rappresentano aree critiche in cui l'attuale traiettoria urbana si discosta dagli obiettivi di sostenibilità, indicando priorità di intervento mirato e la necessità di avviare processi di trasformazione rapida e profonda (Elmqvist et al., 2019).

### **7.3 Direzioni per la ricerca futura**

Alla conclusione di questo lavoro, emergono due aree prioritarie che richiederebbero ulteriori approfondimenti per avanzare nella comprensione, nell'applicazione pratica e nell'integrazione dei concetti di Servizi Ecosistemici (SE), infrastrutture verdi e blu (IVB) e soluzioni basate sulla natura (NBS) nei processi di pianificazione urbana:

1. **Uso diffuso dei big data nella pianificazione:** mentre i big data forniscono nuovi e potenti modi per studiare e migliorare i sistemi urbani complessi, ambientali, sociali ed economici (Ilieva & McPhearson, 2018; Kong et al. 2020; Marti et al. 2019), le implicazioni sull'uso di tali dati nella pianificazione urbana sono ancora lontane dall'essere rese operative. Lo sviluppo di servizi climatici e ambientali basati su dati che siano utilizzabili, comprensibili e utili per le autorità locali, la società civile, le imprese e i cittadini. Sebbene esistano attualmente diverse fonti ad accesso aperto (ad esempio Copernicus, MODIS, NASA), l'uso dell'ampia quantità di dati che producono è in qualche modo limitato, ostacolato dal complesso meccanismo di interpolazione dei software necessario per il loro utilizzo. Da questo lavoro, in cui sono stati esplorati i dati di Copernicus Sentinel-3 per estrarre i valori NDVI a Bologna, si evince la complessità e la mancanza di chiarezza in termini di potenziale utilizzo di tali set di dati, che potrebbero ostacolare i/le ricercatrici in discipline non specifiche e/o le autorità locali nell'utilizzare tali dati continui e ad alta risoluzione. Lo sviluppo di servizi climatici e ambientali in grado di fornire dati utilizzabili contribuirebbe in larga misura a migliorare la qualità delle stime effettuate. In questa linea, Google Environmental Insights explorer ha rilasciato di recente dei nuovi servizi che forniscono dati sulla qualità dell'aria – iperlocale, strada per strada attraverso sensori d'aria mobili – e Tree Canopy. La localizzazione della qualità dell'aria strada per strada, ad esempio, contribuirebbe in

gran parte a comprendere meglio la distribuzione del PM10 in città e il contributo relativo dell'ES nel filtrarlo efficacemente. Mentre questi servizi sono ora aperti al coinvolgimento delle città, la Commissione UE, attraverso il nuovo programma Horizon Europe, o nominando singoli istituti di ricerca, potrebbe sviluppare ulteriormente questo aspetto, avvalendosi dei dati già disponibili raccolti attraverso Copernicus.

2. Applicazione del framework proposto in città di medie e piccole dimensioni: In questo lavoro, abbiamo sviluppato e testato il nostro approccio in una città di dimensioni medie (Bologna con circa 380.000 abitanti) e in una grande area urbana compatta (Barcellona con circa 1,6 milioni di abitanti). Sebbene l'approccio si sia rivelato efficace nei casi di studio selezionati, durante il lavoro è emersa la necessità di esplorare la potenzialità di questo approccio anche in contesti di medie e piccole dimensioni (inferiori ai 150.000 abitanti). Le ricerche future potrebbero concentrarsi su questa tematica, per verificare se l'approccio proposto risulta applicabile in città di dimensioni medio-piccole, considerando vari fattori come la disponibilità di dati, le risorse e le capacità delle autorità locali. Inoltre, sarebbe importante esaminare l'applicabilità nelle piccole città periurbane o rurali, considerando la rilevanza degli spazi verdi urbani (AVU) e dei servizi ecosistemici generati in queste aree, e valutare se i principi di giustizia siano altrettanto pertinenti o necessitino di adattamenti per rispondere alle esigenze specifiche di tali contesti.

## ELENCO DEI RIFERIMENTI

- Almenar, J. B., Elliot, T., Rugani, B., Philippe, B., Gutierrez, T. N., Sonnemann, G., & Geneletti, D. (2021). Nexus between nature-based solutions, ecosystem services and urban challenges. *Land Use Policy*, 100.
- Andersson, E., Enqvist, J., & Tengö, M. (2017). Stewardship in urban landscapes. *The Science and Practice of Landscape Stewardship*, 222–238. <https://doi.org/10.1017/9781316499016.023>
- Andersson, E., Langemeyer, J., Borgström, S., McPhearson, T., Haase, D., Kronenberg, J., ... Baró, F. (2019). Enabling Green and Blue Infrastructure to Improve Contributions to Human Well-Being and Equity in Urban Systems. *BioScience*, 69(7), 566–574. <https://doi.org/10.1093/biosci/biz058>
- Andersson, E., Tengö, M., McPhearson, T., & Kremer, P. (2015). Cultural ecosystem services as a gateway for improving urban sustainability. *Ecosystem Services*, 12, 165–168. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.08.002>
- Baró, F., Calderón-Angelich, A., Langemeyer, J., & Connolly, J. J. T. (2019). Under one canopy? Assessing the distributional environmental justice implications of street tree benefits in Barcelona. *Environmental Science and Policy*, 102(June), 54–64. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.08.016>
- Biggs, R., Schlüter, M., Biggs, D., Bohensky, E. L., BurnSilver, S. B., Cundill, G., ... West, P. (2012). Toward Principles for Enhancing the Resilience of Ecosystem Services. *Ssrn*. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-051211-123836>
- Calcagni, F., Amorim Maia, A. T., Connolly, J. J. T., & Langemeyer, J. (2019). Digital co-construction of relational values: understanding the role of social media for sustainability. *Sustainability Science*, 14(5), 1309–1321. <https://doi.org/10.1007/s11625-019-00672-1>
- Colding, J., & Barthel, S. (2013). The potential of “Urban Green Commons” in the resilience building of cities. *Ecological Economics*, 86, 156–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.10.016>
- Dickinson, D. C., & Hobbs, R. J. (2017). Cultural ecosystem services: Characteristics, challenges and lessons for urban green space research. *Ecosystem Services*, 25, 179–194. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.04.014>
- Elmqvist, T., Andersson, E., Frantzeskaki, N., McPhearson, T., Olsson, P., Gaffney, O., ... Folke, C. (2019). Sustainability and resilience for transformation in the urban century. *Nature Sustainability*, 2(4), 267–273. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0250-1>
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P., McDonald, R.I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C. (Eds.), 2013. Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. Springer
- EU Commission. (2019). *The European Green Deal*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Fischer, A., & Eastwood, A. (2016). Coproduction of ecosystem services as human-nature interactions - An analytical framework. *Land Use Policy*, 52, 41–50.
- Fumagalli, N., Fermani, E., Senes, G., Boffi, M., Pola, L., & Inghilleri, P. (2020). Sustainable co-design with older people: The case of a public restorative garden in Milan (Italy). *Sustainability (Switzerland)*, 12(8), 3166. <https://doi.org/10.3390/SU12083166>
- Gascon, M., Mas, M. T., Martínez, D., Davdand, P., Forns, J., Plasència, A., & Nieuwenhuijsen, M. J. (2015). Mental health benefits of long-term exposure to residential green and blue spaces: A systematic review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12(4), 4354–4379. <https://doi.org/10.3390/ijerph120404354>
- Gómez-Baggethun, E., & Barton, D. N. (2013). Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, 235–245. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLCON.2012.08.019>
- Grimm, N. B., Faeth, Stanley H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, Jianguo, Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global Change and the Ecology of Cities.pdf. *Science*, 319, 756760.

- Guerrero, P., Møller, M. S., Olafsson, A. S., & Snizek, B. (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>
- Hamstead, Z. A., Fisher, D., Ilieva, R. T., Wood, S. A., McPhearson, T., & Kremer, P. (2018). Geolocated social media as a rapid indicator of park visitation and equitable park access. *Computers, Environment and Urban Systems*, 72(February), 38–50. <https://doi.org/10.1016/j.compenurb-sys.2018.01.007>
- Hansen, R., Olafsson, A. S., van der Jagt, A. P. N., Rall, E., & Pauleit, S. (2019). Planning multifunctional green infrastructure for compact cities: What is the state of practice? *Ecological Indicators*, 96(November 2016), 99–110. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.042>
- Haines-Young, R., Potschin, M., 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: Raffaelli, D., Frid, C. (Eds.), *Ecosystems Ecology: a New Synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 110–139.
- Hegetschweiler, K. T., de Vries, S., Arnberger, A., Bell, S., Brennan, M., Siter, N., ... Hunziker, M. (2017). Linking demand and supply factors in identifying cultural ecosystem services of urban green infrastructures: A review of European studies. *Urban Forestry and Urban Greening*, 21, 48–59. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.11.002>
- Honrado, J. P., Vieira, C., Soares, C., Monteiro, M. B., Marcos, B., Pereira, H. M., & Partidário, M. R. (2013). Can we infer about ecosystem services from EIA and SEA practice? A framework for analysis and examples from Portugal. *Environmental Impact Assessment Review*, 40(1), 14–24. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2012.12.002>
- Ilieva, R. T., & McPhearson, T. (2018). Social-media data for urban sustainability. *Nature Sustainability*, 1(10), 553–565. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0153-6>
- Kabisch, N., van den Bosch, M., & Laforteza, R. (2017). The health benefits of nature-based solutions to urbanization challenges for children and the elderly – A systematic review. *Environmental Research*, 159(August), 362–373. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.08.004>
- Kong, L., Liu, Z., & Wu, J. (2020). A systematic review of big data-based urban sustainability research: State-of-the-science and future directions. *Journal of Cleaner Production*, 273, 123142. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123142>
- La Rosa, D., Spyra, M., & Inostroza, L. (2016). Indicators of Cultural Ecosystem Services for urban planning: A review. *Ecological Indicators*, 61, 74–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.04.028>
- Lee, H., Seo, B., Koellner, T., & Lautenbach, S. (2019). Mapping cultural ecosystem services 2.0 – Potential and shortcomings from unlabeled crowd sourced images. *Ecological Indicators*, 96(September 2018), 505–515. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.08.035>
- Mancosu, M., & Vegetti, F. (2020). What You Can Scrape and What Is Right to Scrape: A Proposal for a Tool to Collect Public Facebook Data. *Social Media and Society*, 6(3). <https://doi.org/10.1177/2056305120940703>
- Maraja, R., Barkmann, J., & Tschardtke, T. (2016). Perceptions of cultural ecosystem services from urban green. *Ecosystem Services*, 17, 33–39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.11.007>
- Martí, P., Serrano-Estrada, L., & Nolasco-Cirugeda, A. (2019). Social Media data: Challenges, opportunities and limitations in urban studies. *Computers, Environment and Urban Systems*, 74, 161–174. <https://doi.org/10.1016/J.COMPEN-VURBSYS.2018.11.001>
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., & Frantzeskaki, N. (2015). Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 12, 152–156. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.07.012>
- Nesshöver, C., Assmuth, T., Irvine, K. N., Rusch, G. M., Waylen, K. A., Delbaere, B., ... Wittmer, H. (2017). The science, policy and practice of nature-based solutions: An interdisciplinary perspective. *Science of The Total Environment*, Vol.

579, pp. 1215–1227. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.106>

Pauleit, S., Zölch, T., Hansen, R., Randrup, T. B., & Konijnendijk van den Bosch, C. (2017). *Nature-Based Solutions and Climate Change – Four Shades of Green*. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-56091-5_3)

Peschardt, K. K., Schipperijn, J., & Stigsdotter, U. K. (2012). Use of Small Public Urban Green Spaces (SPUGS). *Urban Forestry and Urban Greening*, 11(3), 235–244. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2012.04.002>

Raymond, C. M., Gottwald, S., Kuoppa, J., & Kyttä, M. (2016). Integrating multiple elements of environmental justice into urban blue space planning using public participation geographic information systems. *Landscape and Urban Planning*, 153, 198–208. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.005>

Richards, D. R., Tunçer, B., & Tunçer, B. (2018). Using image recognition to automate assessment of cultural ecosystem services from social media photographs. *Ecosystem Services*, 31, 318–325. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.004>

Rutt, R. L., & Gulsrud, N. M. (2016). Green justice in the city: A new agenda for urban green space research in Europe. *Urban Forestry & Urban Greening*, 19, 123–127. <https://doi.org/10.1016/J.UFUG.2016.07.004>

Tenerelli, P., Demšar, U., & Luque, S. (2016). Crowdsourcing indicators for cultural ecosystem services: A geographically weighted approach for mountain landscapes. *Ecological Indicators*, 64, 237–248. <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2015.12.042>

Webster, C. (2007). Property rights, public space and urban design. *Town Planning Review*, 78(1), 80–101. <https://doi.org/10.3828/tp.78.1.6>

## **RINGRAZIAMENTI**

Questo lavoro è frutto di attività di ricerca svolte principalmente presso l'Università di Bologna e supervisionate dalla Prof.ssa Simona Tondelli. È a lei che va il mio più sentito ringraziamento per avermi dato l'opportunità di proseguire i miei studi accogliendo, sempre con entusiasmo, la mia passione per il tema proposto. La ringrazio per il supporto scientifico e tecnico, ma soprattutto per la fiducia e la stima costantemente dimostrate in questi anni.

Il mio lavoro di ricerca si è arricchito negli anni attraverso la collaborazione con l'Institute of Sustainable Earth Science dell'Università di Plymouth, in particolare nella persona del Dr. John Martin che ringrazio per tutto il tempo dedicatomi, e con l'Institut de Ciència i Tecnologia Ambientals dell'Università Autonoma di Barcellona. Ringrazio il Prof. Francesc Barò e in particolare il Dr. Johannes Langemeyer per avermi accolta e per avermi aiutato a strutturare in maniera robusta le mie domande di ricerca, aiutandomi a prima a definirle, ma poi, soprattutto, a rimetterle in discussione. Un ringraziamento particolare va a Fulvia Calcagni, collega e amica, per avermi invogliato ad approfondire il tema della giustizia ambientale, che tanto mi ha arricchito nel mio percorso, e per il suo supporto indispensabile nell'elaborazione delle analisi spaziali. Ringrazio le mie colleghe e i miei colleghi, i tirocinanti e i tesisti incontrati in questi anni, in particolare Elisa, Angela, Hanna, per il confronto, la condivisione e la collaborazione, e Francesca ed Andrea per il loro contributo prezioso.

Ringrazio tutte le città che mi hanno ospitato nel tempo: Fano, Roma, Cadiz, Venezia, Leipzig, Gaziantep, Bruxelles, Las Palmas de Gran Canaria, Barcellona e Bologna, pensandole come sistemi socio-ecologici complessi. Le ringrazio perché mi spingono ogni giorno ad immaginarmi un luogo migliore dove vivere, fatto di contaminazioni di elementi che provengono da ognuna di loro.

Ringrazio le reti sociali delle mie città, fatte di persone che le hanno e mi hanno forgiato e accompagnato nel tempo. Ringrazio infine le loro reti ecologiche, verdi e soprattutto blu, per i benefici da loro generati durante il cammino.

Dall'incrocio di queste reti traggo, ogni giorno, lo stimolo per continuare a cercare e ricercare.

*A Fernanda, Doriana e Olivia, per avermi trasmesso e regalato lo sguardo del passato, la forza del presente e l'entusiasmo del futuro*

Finito di stampare in Italia nel mese di luglio 2025  
per conto di Edifir - Edizioni Firenze



€ 22,00