

1. Biodiversità urbana

Luca Ilahiane^a, Marina Nova^b, Mattia Brambilla^a, Diego Rubolini^a

DOI: 10.54103/milanoup.306.c718

1.1 Urbanizzazione, biodiversità ed ecologia urbana

Il costante processo di espansione urbana su scala globale, enormemente accelerato negli ultimi due secoli in ragione della crescente proporzione di popolazione umana concentrata nelle città (Klein Goldewijk et al. 2010, Motta 2020), è considerato una delle principali minacce per la biodiversità (McDonald et al. 2008). In tutto il mondo, diversi fattori socioeconomici inducono la popolazione umana a spostarsi dalle aree rurali verso le città e le aree metropolitane ad un ritmo sempre maggiore (Klein Goldewijk et al. 2010). Attualmente, circa la metà della popolazione globale vive nelle aree urbane, ma si prevede che questa frazione possa crescere fino a raggiungere due terzi entro il 2050 (Laurance e Engert 2022). L'urbanizzazione, naturalmente, non è priva di importanti ricadute sui sistemi naturali. Il principale meccanismo con cui l'urbanizzazione altera gli ecosistemi e le comunità ecologiche è la trasformazione dell'uso del suolo causata dall'espansione di aree edificate e infrastrutture associate a scapito di aree naturali, seminaturali e agricole. Tale trasformazione genera superfici impermeabilizzate, in cui la funzionalità ecologica è irrimediabilmente compromessa, e riduce e frammenta gli habitat naturali e seminaturali (come foreste, zone umide o agroecosistemi) (Grimm et al. 2008). Questi processi determinano una generale omogeneizzazione delle comunità ecologiche, associata a una perdita di specie native, all'insediamento di specie non native (McKinney 2006, Carlon e Dominoni 2024) e alla scomparsa dei gruppi funzionali più specializzati dal punto di vista ecologico (i cosiddetti “perdenti”), in favore di poche specie generaliste e ubiquitarie che meglio tollerano fattori di disturbo antropici (i cosiddetti “vincenti”) (Aronson et al. 2016, Alba et al. 2025a).

Gli effetti dell'urbanizzazione sulla biodiversità sono ben esemplificati dagli studi condotti su specie e comunità di uccelli, uno dei gruppi di vertebrati più diffusi a livello globale nelle aree urbane grazie all'elevata capacità di adattamento alle condizioni ambientali più disparate e alla stretta associazione di numerose specie con le attività umane (Seress e Liker 2015). Ad esempio, le specie meglio adattate alla vicinanza con l'uomo (specie sinantropiche e “vincenti”), es.

a. Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali, Università degli Studi di Milano; b. Associazione GuardaMI ETS – ORCID: Luca Ilahiane, 0000-0002-4745-6377; Mattia Brambilla, 0000-0002-7643-4652; Diego Rubolini, 0000-0003-2703-5783.

alcune specie del genere *Passer*) hanno prosperato per migliaia di anni proprio a seguito della progressiva sedentarizzazione delle popolazioni umane e dello sviluppo dell'agricoltura (Marzluff et al. 2001), beneficiando enormemente dell'urbanizzazione a causa della ridotta presenza di predatori nelle città (Møller 2012), dell'elevata disponibilità di fonti alimentari di origine antropica (Stofberg et al. 2019), di nuove opportunità di nidificazione offerte da edifici e manufatti (Bressler et al. 2020, Negro et al. 2020) e da rifugi e microclimi più caldi che aumentano la sopravvivenza invernale negli ambienti temperati (effetto 'isola di calore urbana'; Jokimäki e Kaisanlahti-Jokimäki 2012). Numerosi fattori ambientali e caratteristiche proprie del contesto urbano influiscono in maniera significativa sulle comunità di uccelli presenti negli ambienti urbani e sull'abbondanza delle popolazioni: a una scala ampia, le comunità di uccelli urbani risultano meno diversificate in aree delle città con maggiore densità di popolazione umana, a sua volta associata ad un'elevata densità di superfici impermeabilizzate e ad una minore estensione di spazi verdi (Assandri et al. 2025). A scala più ridotta, altri fattori che aumentano la diversità sono la presenza di vegetazione strutturalmente eterogenea (alberature di età variabile, cespugli), la presenza di aree verdi aperte (prati), e la presenza di acque superficiali nelle aree verdi (Alba et al. 2025b).

Tuttavia, i cambiamenti del tessuto urbano osservati negli ultimi due secoli, tra cui l'aumento dell'entità della volumetria edificata rispetto alla percentuale di superficie impermeabilizzata, la realizzazione di edifici sempre più alti e architettonicamente meno integrati nel paesaggio, l'aumento della densità di popolazione umana (e di conseguenza del disturbo antropico) e la progressiva scomparsa di aree dedicate ad attività tradizionali a vocazione rurale (es. orticoltura, giardinaggio) nelle città moderne (processo di densificazione urbana; si veda Capitolo 2; Melia et al. 2011, Güneralp et al. 2020), ma anche l'aumento dell'estensione delle aree verdi urbane (Nowak e Greenfield 2020), hanno contribuito a rendere alcuni aspetti dell'ambiente urbano, un tempo vantaggiosi, potenzialmente negativi per la persistenza a lungo termine di numerose specie ben adattate agli ambienti urbani (Shaw et al. 2008, Grünwald et al. 2024). A questi cambiamenti nel tessuto urbano si devono aggiungere: 1) gli effetti dei cambiamenti climatici in atto, in particolare delle ondate di calore estive, sempre più frequenti nell'attuale contesto di riscaldamento globale, che possono influenzare negativamente la persistenza di numerose specie legate agli ambienti urbani in quanto le espongono a temperature troppo elevate che ne aumentano la mortalità (Corregidor-Castro et al. 2023, Sumasgutner et al. 2023, Dietzel et al. 2025, Jambhekar et al. 2025); 2) la scarsa qualità nutrizionale delle risorse alimentari disponibili nell'ambiente urbano, ad elevato contenuto di carboidrati, che può determinare una minor qualità della dieta (Coogan et al. 2018, Teyssier et al. 2020, Gamez et al. 2022, Arcila et al. 2025); 3) l'esposizione a contesti o materiali pericolosi (es. collisione con vetrate, Klem 2009), nonché a diverse

forme di inquinamento, chimico (es. Roux e Marra 2007), luminoso e acustico (Grunst et al. 2024), che inducono stress fisiologico e che possono influenzare negativamente riproduzione e sopravvivenza. Inoltre, le opportunità di nidificazione fornite da edifici e altri manufatti possono venire a mancare a causa di ristrutturazioni e adozioni di nuovi standard architettonici (Reynolds et al. 2019). Infine, non va trascurato il fatto che le aree metropolitane rappresentano importanti centri di insediamento e progressiva naturalizzazione per numerose specie non native (Carlon e Dominoni 2024), che possono costituire un'ulteriore minaccia per la biodiversità.

Ne consegue un paradosso, per cui molte specie di uccelli tradizionalmente considerate comuni negli ambienti urbani e tra le prime a sfruttarne i benefici, spesso molto legate alla presenza dell'uomo, sperimentano attualmente tendenze demografiche più negative rispetto a specie un tempo meno diffuse e abbondanti nelle città, che risultano invece in incremento nelle aree urbane (Inger et al. 2015, Grünwald et al. 2024). Ad esempio, a livello europeo, i cambiamenti nel paesaggio e nell'uso del suolo (Fuchs et al. 2015) hanno promosso, nei decenni recenti, l'espansione di specie legate agli habitat forestali rispetto a quelle legate agli agroecosistemi (Rigal et al. 2023). Queste tendenze relative alle variazioni di uso del suolo si osservano anche all'interno delle matrici urbane (Nowak e Greenfield 2020), dove le evidenze suggeriscono una maggiore idoneità delle città moderne ad ospitare comunità ornitiche caratterizzate da specie di uccelli tipiche di ambienti forestali (Grünwald et al. 2024, Assandri et al. 2025). Allo stesso tempo, specie un tempo diffusissime e sovrabbondanti nelle città (es. specie del genere *Passer*, balestruccio o il rondone comune) appaiono in regresso in numerosi contesti urbani (De Laet e Summers-Smith 2007, Sullivan et al. 2015, Berigan et al. 2020, Grünwald et al. 2024).

In questo panorama complesso, l'ecologia urbana costituisce un'area di ricerca estremamente dinamica e attuale, la cui base conoscitiva può essere costruita grazie alla sinergia tra il coordinamento scientifico accademico e le iniziative di raccolta dati di biodiversità promosse tramite iniziative di scienza partecipata (*citizen science*) (Callaghan et al. 2020). La realizzazione di indagini ripetute nel tempo, su scale temporali decennali, è necessaria per comprendere i meccanismi di risposta e adattamento alle pressioni selettive esercitate dall'urbanizzazione e dei fattori che determinano la presenza delle singole specie e la composizione delle comunità ecologiche (Callaghan et al. 2020, Fidino et al. 2022). La comprensione degli effetti dell'urbanizzazione sui diversi livelli di organizzazione biologica è a sua volta necessaria per predisporre le misure di conservazione e gestione più efficaci per limitare il rischio di estinzione delle specie vulnerabili e per massimizzare la biodiversità urbana, al fine di promuovere i servizi ecosistemici (si veda Paragrafo 1.2), aumentare la sostenibilità sociale e ambientale degli ecosistemi urbani e migliorare la qualità della vita delle persone che abitano nelle città (Assandri et al. 2025).

La crescente importanza dell'ecologia urbana è testimoniata dall'aumento esponenziale degli studi condotti in questo ambito negli ultimi decenni (Barot et al. 2019). Un aspetto rilevante che ha contribuito negli ultimi anni a promuovere gli studi sulla biodiversità urbana, in particolare sulle componenti faunistiche, riguarda la salute pubblica. A seguito della pandemia di COVID-19, è certamente aumentata la consapevolezza che le zoonosi rappresentino un rischio sanitario concreto, che deve essere attentamente monitorato e mitigato soprattutto nei contesti caratterizzati da elevata densità di popolazione e frequenti interazioni tra animali ed esseri umani, quali le aree densamente urbanizzate (Motta 2020). Le città costituiscono pertanto uno dei contesti in cui le zoonosi possono emergere e diffondersi, anche in virtù dell'elevata abbondanza di specie animali sinantropiche e di organismi vettori di zoonosi ben adattati agli ambienti urbanizzati, come molte specie di zanzare (Perrin et al. 2022). Ad esempio, la febbre da Virus del Nilo occidentale (WNV), di grande rilevanza per la sanità pubblica (Bakonyi e Haussig 2020), trasmessa all'uomo da zanzare del genere *Culex*, si è diffusa in Europa meridionale negli ultimi decenni (Zeller e Schuffenecker 2004), ed è maggiormente presente nelle aree urbane e negli ecosistemi alterati (Bradley et al. 2008, Kilpatrick 2011). Molte specie di uccelli diffusi nei contesti urbani (es. turdidi e corvidi) fungono da 'serbatoio' di WNV e ne possono amplificare la circolazione e la diffusione tra le zanzare, e di conseguenza i rischi per l'uomo e gli animali domestici (Kilpatrick et al. 2006, Kilpatrick 2011). Tuttavia, comunità di uccelli ricche e diversificate possono costituire un fattore rilevante nella mitigazione del rischio di infezione da WNV nell'uomo (Ezenwa et al. 2006). Alla luce di queste complesse evidenze, negli ultimi decenni è emersa la necessità di adottare un approccio integrato e interdisciplinare per la prevenzione, il monitoraggio e il controllo della diffusione delle malattie negli ecosistemi urbani, un approccio definito "*Urban One Health*" (de Leeuw 2021, Fan et al. 2025), in cui si riconosce la stretta interconnessione tra benessere umano nelle città, benessere animale e qualità degli ecosistemi, di cui la biodiversità costituisce un elemento centrale (Ellwanger et al. 2022).

Nonostante la significativa e crescente mole di dati disponibili e il vasto interesse scientifico, l'ecologia urbana è tutt'altro che una disciplina consolidata (Ramalho e Hobbs 2012). L'enorme variabilità nei modelli di sviluppo urbanistico, dei contesti socioeconomici e biogeografici nei quali si inseriscono le diverse ricerche, rende difficile generalizzare i risultati delle indagini e, conseguentemente, le proposte teoriche e le soluzioni pratiche per indirizzare l'espansione urbanistica verso soluzioni sostenibili. Ogni nuovo studio sulla biodiversità urbana diventa importante a due livelli: 1) inquadrando le peculiarità ecologiche e urbanistiche di una nuova area di studio si possono individuare soluzioni *ad hoc* per una singola città o per quelle con caratteristiche simili e/o inserite nello stesso contesto ambientale e socioeconomico (McCormick et al. 2024); 2) integrando le evidenze riscontrate in diversi contesti geografici attraverso

meta-analisi e lavori di rassegna sempre più completi si possono fornire indicazioni maggiormente generalizzabili (es. Beninde et al. 2015, Leong et al. 2018, Chamberlain et al. 2020). Lo studio della variazione spaziale e temporale della biodiversità nella città di Milano – una delle più grandi e dinamiche metropoli europee – costituisce pertanto un tassello informativo rilevante a scala sia italiana sia continentale.

1.2 Biodiversità, servizi ecosistemici e benessere delle società urbane

Benché l'urbanizzazione e l'infrastrutturazione rappresentino importanti cause del declino globale di biodiversità, le città non possono essere considerate esclusivamente come sistemi ecologicamente degradati (McCormick et al. 2024). Le aree urbanizzate sono sistemi socio-ecologici complessi, in cui componenti naturali e antropiche interagiscono producendo mosaici ambientali spesso eterogenei, capaci anche di ospitare livelli di biodiversità significativi (McCormick et al. 2024, Kowarik et al. 2025). La biodiversità urbana è influenzata sia da fattori ecologici, come la disponibilità di habitat e il grado di connettività ecologica, sia da fattori socioeconomici, tra cui densità di popolazione, modalità di gestione del verde e sviluppo infrastrutturale (Marzluff et al. 2001, Assandri et al. 2025), sia da fattori storici (Lu et al. 2026). Spesso, infatti, gli effetti dei cambiamenti del tessuto urbano sulle comunità ecologiche si manifestano con una certa latenza temporale (du Toit et al. 2021, Lu et al. 2026). Le attuali comunità biologiche urbane riflettono pertanto non solo le condizioni presenti, ma anche le caratteristiche e le trasformazioni del tessuto urbano avvenute nel passato (Lu et al. 2026). La biodiversità urbana attuale è quindi fortemente influenzata da processi storici (es. cambiamenti nell'uso del suolo, attività antropiche), oltre che dalle caratteristiche ecologiche delle specie che colonizzano le città (Lu et al. 2026).

L'insieme delle componenti biotiche e delle funzioni da loro svolte contribuisce alla stabilità ecologica e alla resilienza degli ecosistemi urbani (Gaston et al. 2013, Keeler et al. 2019). In questo contesto, un elemento di particolare rilevanza per quanto riguarda lo studio della biodiversità urbana è la crescente evidenza e consapevolezza che essa contribuisce in modo sostanziale alla fornitura di servizi ecosistemici fondamentali (Kowarik et al. 2025), intesi come l'insieme dei contributi che le diverse componenti della biodiversità forniscono al benessere materiale e spirituale della società umana (Daily 1997), ivi compresi benefici di natura economica, benefici di carattere ricreativo e il contributo al benessere psicofisico (Wallace 2007, Danley e Widmark 2016, Langemeyer e Gómez-Baggethun 2018). Ad esempio, la componente vegetale svolge servizi fondamentali di regolazione microclimatica, miglioramento della qualità dell'aria e stabilizzazione idrogeologica (Keeler et al. 2019, O'Brien et al. 2022). Numerosi gruppi di invertebrati come apoidei, lepidotteri e sirfidi,

diffusi in ambienti urbani, sostengono l'impollinazione di specie vegetali urbane e delle colture nelle aree agricole circostanti (Youngsteadt e Keighron 2023). L'avifauna svolge un ruolo importante in diverse dinamiche ecologiche urbane, quali impollinazione, dispersione dei semi, regolazione di popolazioni di insetti erbivori che possono danneggiare significativamente la vegetazione urbana, di roditori e di zoonosi di interesse sanitario (es. WNV) (Gaston 2022). Oltre ai servizi di approvvigionamento e regolazione, come quelli appena riportati a titolo di esempio, la biodiversità urbana è fondamentale per i servizi ecosistemici culturali, che incidono direttamente sul benessere umano (Gaston 2022, Kowarik et al. 2025). La presenza di aree verdi e comunità vegetali e animali diversificate nelle città contribuisce a migliorare il benessere psicofisico della popolazione residente, riducendo i livelli di stress psicologico e fisiologico spesso conseguenti alla vita in città e alla frequenza di interazioni sociali (Baumann e Brooks-Cederqvist 2023), con conseguenze potenzialmente rilevanti e positive sullo stato di salute mentale (Marselle et al. 2021). Negli ambienti urbani, la biodiversità (comprese specie di interesse conservazionistico; Jokimäki et al. 2018, Gentili et al. 2024) aumenta proporzionalmente con la superficie di spazi verdi (Beninde et al. 2015), che a loro volta offrono spazi importanti per la fruizione della matrice urbana a fini ricreativi, aumentando il valore estetico, il senso di appartenenza e la coesione sociale (Ruijsbroek et al. 2017, Wan et al. 2021). In particolare, gli uccelli rappresentano una delle componenti più rilevanti della biodiversità urbana percepita: il loro canto e la loro presenza visiva sono associati a esperienze positive e in generale ad un miglioramento del benessere psicofisico (Gaston et al. 2013, Hedblom et al. 2017). Studi empirici mostrano inoltre che la ricchezza di specie di uccelli è correlata al livello di soddisfazione personale delle popolazioni urbane (Kowarik et al. 2025).

Nonostante offra così numerosi benefici, la biodiversità urbana può anche generare disservizi ecosistemici, ovvero comportare alcune ricadute negative per le società urbane. Questo avviene soprattutto quando lo sviluppo urbano viene pianificato senza considerare l'impatto ambientale (Kowarik et al. 2025). Ad esempio, l'uso diffuso di specie vegetali non native nella gestione del verde urbano può aumentare lo spettro di allergeni o promuovere la diffusione di specie animali invasive (Werner e Kelcey 2017, Bernard-Verdier et al. 2022). La semplificazione delle comunità biologiche e, conseguentemente, delle reti trofiche in città può determinare un'ampia diffusione di specie opportuniste che possono generare conflitti uomo-animale, come problemi nella gestione dei rifiuti, degrado degli edifici causato dall'accumulo di guano o potenziale diffusione di infezioni microbiche o organismi vettori di patogeni di interesse zoonotico (es. zecche, zanzare) (Belaire et al. 2015, Fournet et al. 2024, Preininger et al. 2019, Perry et al. 2020). Questi disservizi non solo comportano dei costi diretti sia sociali che economici, ma contribuiscono anche a diffondere una percezione negativa della biodiversità nei contesti urbani (Belaire et al. 2015, Gaston 2022).

In un'ottica di servizi ecosistemici, particolare attenzione riveste il ruolo delle specie non native negli ecosistemi urbani. Gli effetti ecologici negativi delle specie non native, in particolare di quelle invasive, sulle popolazioni delle specie native sono ampiamente documentati e in alcuni casi drammatici (Simberloff et al. 2013, Bellard et al. 2016, Mollot et al. 2017). Il paradigma dominante, ecologico e legale, prevede che queste specie, qualora si insedino, debbano essere soggette a contenimento e/o eradicazione per limitarne quanto più possibile l'impatto ecologico su specie native ed ecosistemi (Simberloff et al. 2013, Tobin 2018). Tuttavia, considerando i servizi ecosistemici, la questione risulta essere più complessa e sfumata (Pejchar e Mooney 2009, Marcolin et al. 2025). Innanzitutto, non tutte le specie non native causano impatti ecologici negativi e pertanto l'opportunità o meno di procedere ad una loro gestione attiva deve essere sottoposta ad un'attenta analisi costi-benefici (Davis et al. 2011, Tobin 2018). La comparsa di nuove specie non native è infatti un fenomeno di fatto inarrestabile, intrinsecamente connesso con le dinamiche umane storiche ed attuali, ed è opportuno prendere atto che in molti casi queste specie sono ormai da considerarsi naturalizzate, parte integrante dei nuovi ecosistemi e delle comunità biologiche dell'Antropocene (Carroll 2011, Gaertner et al. 2017, Tobin 2018). Ad esempio, molte specie non native e invasive forniscono servizi ecosistemici multipli (compresi quelli culturali), spesso opposti (Pejchar e Mooney 2009), ed una loro rimozione o controllo da parte delle autorità locali può generare significativi conflitti legali e sociali a livello locale, soprattutto nei contesti urbani (Simberloff et al. 2013, Dickie et al. 2014). Per quanto riguarda l'avifauna urbana, un caso emblematico è rappresentato dai parrocchetti (generi *Myopsitta* e *Psittacula*), psittaciformi non nativi in Europa e diffusi in numerosi contesti urbani (Parau et al. 2016), tra cui Milano (si veda Capitolo 6). Benché in alcuni contesti siano stati dimostrati significativi impatti ecologici negativi di queste specie su specie native che utilizzano cavità naturali e artificiali (es. chiroteri, Mori e Menchetti 2021), i tentativi di eradicazione/contenimento dei parrocchetti incontrano una significativa opposizione da parte della popolazione (van Ham et al. 2013, Crowley et al. 2019). I parrocchetti non nativi vengono infatti percepiti da una parte non trascurabile della popolazione urbana come specie esteticamente attraenti (in base a morfologia e colorazione; Santangeli et al. 2023), carismatiche (per visibilità e comportamento), e pertanto fornitrici di servizi ecosistemici culturali. Ciò genera conflitti sociali e limita la possibilità e l'opportunità di condurre azioni di contenimento, pur se tecnicamente ed ecologicamente giustificate (van Ham et al. 2013, Crowley et al. 2019).

Il cospicuo e spesso incontrollato sviluppo urbano avvenuto negli ultimi due secoli (Güneralp et al. 2020) ha determinato una semplificazione biotica delle comunità biologiche presenti, che risultano attualmente caratterizzate da una limitata diversità funzionale e dalla dominanza di poche specie generaliste (si veda Paragrafo 1.1; Schütz e Schulze 2015, Uchida et al. 2021). In tali

condizioni, la capacità degli ecosistemi urbani di fornire servizi ecosistemici si riduce drasticamente, con effetti negativi sul benessere degli abitanti. La pianificazione informata e la gestione sostenibile delle componenti ecologiche negli ambienti urbani sono pertanto elementi fondamentali per garantire città ricche di biodiversità e un'adeguata fornitura di servizi ecosistemici. Benché generalizzare strategie urbanistiche per promuovere biodiversità e servizi ecosistemici sia estremamente complesso per l'elevata disomogeneità delle aree urbane, si possono tuttavia individuare alcune linee guida fondamentali, che includono: 1) creazione e sviluppo di infrastrutture ecologiche; 2) progettazione sostenibile tramite *nature-based solutions* (NBS); 3) pianificazione a lungo termine che comprenda criteri di inclusione e giustizia sociale (Kowarik et al. 2025). La rilevanza ecologica e sociale di questo tipo di interventi nei contesti urbani è ampiamente riconosciuta anche a livello normativo, come evidenziato dalla Strategia UE sulla Biodiversità per il 2030, elemento fondante del *Green Deal* europeo, che promuove uno sviluppo urbano sostenibile e una pianificazione attenta ai servizi ecosistemici. La strategia prevede infatti che le città europee con almeno 20.000 abitanti adottino piani ambiziosi di sviluppo e gestione del verde urbano per massimizzare e tutelare la biodiversità (https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en). In Italia, il contesto normativo di riferimento è il D.M. 252 del 3 agosto 2023, che recepisce la Strategia UE sulla Biodiversità per il 2030 e prevede nel programma di attuazione l'obiettivo di "Arrestare la perdita di ecosistemi verdi urbani e periurbani e favorire il rinverdimento urbano e l'introduzione e la diffusione delle soluzioni basate sulla natura (NBS)", in linea con la "Strategia Nazionale del Verde Urbano - Foreste urbane resilienti ed eterogenee per la salute e il benessere dei cittadini" (Comitato per lo Sviluppo del Verde 2018). Queste linee guida possono costituire un riferimento generale per promuovere la biodiversità urbana e la loro applicazione può essere opportunamente modulata in funzione delle peculiarità socio-ambientali che caratterizzano ogni città. Aumentare e migliorare le infrastrutture come parchi, corridoi ecologici, coperture e pareti vegetate, aree ripariali e umide (collettivamente definite come 'infrastrutture verdi e blu' - *blue-green infrastructure*; si veda anche Capitolo 2; Puchol-Salort et al. 2021) è fondamentale per garantire condizioni ecologiche stabili e connettività ecologica, funzionali all'insediamento e alla permanenza di comunità animali e vegetali ricche e diversificate. È inoltre fondamentale che gli interventi non siano progettati per soddisfare delle esigenze momentanee, ma siano pensati e realizzati in un'ottica di funzionalità a lungo termine, considerando nella pianificazione i possibili scenari futuri (climatici, socioeconomici) (McCormick et al. 2024, Kowarik et al. 2025). Infine, la progettazione di infrastrutture e interventi nelle città non deve essere sostenibile soltanto nei confronti della biodiversità, ma anche dal punto di vista socioeconomico. La partecipazione operativa a progettazione e sviluppo di città sostenibili e 'biodiverse' passa da un sistema sociale ampio e inclusivo. Il

decisore politico, idealmente, dovrà confrontarsi strettamente sia con il mondo tecnico-scientifico sia con la cittadinanza, affinché le soluzioni adottate siano informate e sostenibili. La collaborazione tra politici, tecnici e cittadinanza è un aspetto chiave per limitare l'insorgenza di fenomeni di ingiustizia ambientale quali ad esempio il “*luxury effect*” (es. Leong et al. 2018, Chamberlain et al. 2020), ovvero uno sbilanciamento della biodiversità e della qualità ambientale verso le aree più ricche e agiate delle città, ben documentato in alcuni contesti ambientali (Chamberlain et al. 2020, Regaiolo et al. 2025). Se consideriamo l'accesso alla biodiversità e ai servizi ecosistemici alla pari degli altri diritti umani più ‘tradizionali’ (quali casa, istruzione, lavoro), nella pianificazione delle città del futuro si dovrà superare la tradizionale separazione tra i quartieri residenziali spaziosi e ricchi di aree verdi fruibili rispetto alle periferie densamente popolate e con limitato accesso ad aree verdi (Assandri et al. 2025, Casanelles-Abella e Egerer 2025, Regaiolo et al. 2025).

1.3 L’Atlante degli uccelli nidificanti nella città di Milano: un prezioso strumento informativo sulla biodiversità urbana

Gli uccelli rappresentano uno dei gruppi animali più idonei e maggiormente utilizzati come indicatori di biodiversità, grazie alla loro sensibilità ai cambiamenti ambientali, all’ampia distribuzione e alla relativa facilità di monitoraggio (Fraixedas et al. 2020). Numerosi studi analizzano le variazioni delle comunità ornitiche per comprendere gli effetti sulla biodiversità delle principali pressioni antropiche, tra cui i cambiamenti climatici e le trasformazioni nell’uso del suolo. Specialmente negli ambiti urbani, in cui le alterazioni ecologiche antropiche sono più rapide e impattanti, gli atlanti di distribuzione dell’avifauna nidificante costituiscono strumenti informativi di fondamentale importanza (Luniak 2017). Essi non si limitano a fornire mappe aggiornate della biodiversità, ma rappresentano vere e proprie banche dati strutturate, capaci di offrire una lettura spaziale e temporale delle dinamiche delle comunità ornitiche (Luniak 2017). Gli studi sulla distribuzione e abbondanza dell’avifauna urbana, in particolare, permettono di indagare i fattori che influenzano la distribuzione delle specie in relazione al gradiente di urbanizzazione, alla presenza di aree verdi e alla configurazione del mosaico agricolo-urbano (Alba et al. 2025b, Assandri et al. 2025).

Nel caso della città di Milano, oltre alla sua funzione conoscitiva, l’Atlante degli uccelli nidificanti assume un ruolo strategico: consente di individuare specie in declino, indagare la diffusione di specie non native, supportare la pianificazione urbana orientata alla sostenibilità e promuovere processi di educazione e sensibilizzazione ambientale e coinvolgimento attivo e consapevole della cittadinanza nella vita pubblica.