

Le casse di espansione lungo i fiumi Pesa ed Ombrone. Esperienze di miglioramenti ambientali a vantaggio degli impollinatori

Flood Expansion Basins Along the Pesa and Ombrone Rivers.

Environmental Enhancement Experiences for the Benefit of Pollinators

Oana Catalina Moldoveanu

Dipartimento di Biologia,
Università degli Studi di Firenze
orcid.org/0009-0005-6511-728X
oanacatalina.moldoveanu@unifi.it

Daniele Vergari

Consorzio di Bonifica 3
Medio Valdarno
orcid.org/0000-0001-9144-8254
vergadan@gmail.com

Martino Maggioni

Dipartimento di Scienze della Terra
e del Mare (DiSTeM), Università
degli Studi di Palermo;
National Biodiversity Future
Centre (NBFC), Palermo;
Dipartimento di Biologia,
Università degli Studi di Firenze
orcid.org/0009-0004-1495-7476
martino.maggioni@unipa.it

Francesca Romana Dani

Dipartimento di Biologia,
Università degli Studi di Firenze;
Nature Biodiversity Future Centre
orcid.org/0000-0002-2939-2103
francescaromana.dani@unifi.it

Received: June 2024

Accepted: April 2025

© 2025 Author(s).

This article is published

with Creative Commons

license CC BY-SA 4.0

Firenze University Press.

DOI: 10.36253/contest-15526

www.fupress.net/index.php/contesti/

Keywords

pollinating insects
entomophilous plants
flower strips
periurban areas

Gli impollinatori e la perdita di biodiversità

Il termine “prònubo” deriva dal latino *pronubus* e indica “coloro che favoriscono le nozze” (Proctor et al., 1947). Gli insetti prònubi sono, infatti, un gruppo molto vario di organismi che, trasportando il polline da un fiore a un altro, favoriscono l’impollinazione, cioè un importante servizio ecosistemico di regolazione responsabile della riproduzione delle specie vegetali zoogame (Abrol, 2012). Si stima che circa l’87% delle colture alimentari globali richieda l’impollinazione da parte di un qualche tipo di organismo (Potts et al.,

The steady loss of pollinating insect biodiversity is due to multiple factors acting in synergy, among the main, habitat fragmentation and degradation. The EU has developed environmental legislation that often calls for the need to reverse the decline of pollinators through directives covering agricultural and urban environments and the implementation of research and monitoring of these organism community. In such a context, the

Consorzio di Bonifica Medio Valdarno and the Department of Biology of the University of Florence have implemented an environmental improvement project for the conservation of pollinators in peri-urban and marginal located in detention basins. This three-year project involved the sowing of entomophilous plant mixtures followed by monitoring of vegetation development and of the wild bee community. This project has allowed the development of guidelines for the management of this type of areas in favour of this functional group of insects.

2010) e che circa il 90% delle specie vegetali selvatiche sia impollinata da un animale (Kleijn et al., 2015). Fra gli impollinatori troviamo organismi estremamente diversificati da invertebrati, principalmente insetti, a vertebrati, tra cui pipistrelli, alcune specie di uccelli, di anfibi e di piccoli roditori (Abrol, 2012). Molte colture alimentari dalle quali l'uomo trae micronutrienti fondamentali, quali le vitamine A e C, il calcio, il fluoro e l'acido folico necessitano dell'impollinazione entomofila (Potts et al., 2010). In Europa, il valore dell'impollinazione delle colture da parte degli insetti è stato valutato a 14,6 ($\pm 3,3$) miliardi di euro all'anno pari al 12 ($\pm 0,8$) % del valore economico totale della produzione annuale (Leonhardt et al., 2013). A livello mondiale, gli apoidei antofili sono ritenuti essere il gruppo di impollinatori

più efficiente (Ollerton et al., 2011). Questi imenotteri aculeati appartengono alla superfamiglia Apoidea e al clade Anthophila (Michener, 2007). Si suddividono in sette famiglie, di cui sei sono presenti in Europa, rappresentate da circa 2.138 specie differenti (Ghisbain et al., 2023). A livello globale si stima che gli apoidei antofili raggiungano le 20.000 specie mentre, in Italia, l'ultimo censimento, considerava circa 1.017 specie (Pagliano, 1995; Michener, 2007) rendendola uno dei paesi europei con la più alta biodiversità per questo gruppo tassonomico. Gli apoidei sono necessariamente legati alle piante a fiore a causa di una stretta coevoluzione per la quale gli adulti dipendono dal nettare e le femmine raccolgono polline come nutrimento per le larve che allevano nei nidi (Michener, 2007; Danforth et al., 2019). Inoltre, alcune specie utilizzano altre risorse di origine vegetale per la dieta o per la costruzione dei nidi (Michener, 2007; Danforth et al., 2019). L'interazione impollinatore-pianta, nella maggior parte dei casi è di tipo generalista (Abrol, 2012), le api polilettiche si nutrono infatti su una grande varietà di fiori (Michener, 2007). Tuttavia, tali interazioni possono essere anche specialiste; le api oligolettiche visitano una o poche famiglie di piante a fiore ed hanno quindi un ruolo fondamentale nella conservazione degli habitat (Bogusch et al., 2020; Simpson et al., 2022); le api monolettiche invece foraggiano su un unico genere di piante e hanno interazioni strettamente specie-specifiche (Michener, 2007). La lista rossa delle api europee (IUCN Red List of Bees) stima

che circa il 9.2% delle specie di apoidei antofili rientri in una categoria minacciata, mentre circa il 55.6% rientra nella categoria *Data Deficient* (DD) (Nieto et al., 2014). Questo significa che per oltre metà delle specie europee non ci sono abbastanza dati che ne valutino lo stato di conservazione e molte altre specie potrebbero di conseguenza trovarsi in uno stato di declino o di minaccia (Nieto et al., 2014). Oltre il 22% delle specie di *Bombus*, per esempio, rientra nelle categorie *endangered* e *vulnerable* e solo l'8.8% delle specie è collocato nella categoria DD; questo perché i bombi sono un genere meglio studiato e monitorato rispetto alle altre specie di api selvatiche (Nieto et al., 2014). Molti studi sono d'accordo riguardo il rapido declino che stanno fronteggiando le popolazioni di impollinatori e riguardo le pericolose conseguenze sia sulla sicurezza alimentare globale che sul corretto funzionamento degli ecosistemi (Gallai et al., 2008; Kleijn et al., 2015; Potts et al., 2016). È stato stimato che il 5-8% della produzione mondiale di colture andrebbe perduto senza i servizi di impollinazione, rendendo necessari cambiamenti nelle diete umane e una forte espansione dei terreni agricoli per compensare la perdita di produzione (Potts et al., 2016). Secondo il report IPBES (2016), sono molteplici i fattori che provocano il declino degli impollinatori, questi agiscono in sinergia instaurando un meccanismo a feedback positivo. I principali fattori di rischio sono: il consumo e la destinazione di utilizzo del suolo; i cambiamenti nella configurazione del territorio; l'utiliz-

zo di pesticidi; i cambiamenti climatici; i patogeni e parassiti; la competizione con impollinatori addomesticati; le specie aliene e invasive; gli organismi geneticamente modificati, OGM (IPBES, 2016). Fra questi, gli elementi dovuti alla presenza antropica come la frammentazione e la degradazione degli habitat sono considerati essere il principale fattore di declino degli apoidei antofili (IPBES, 2016; Ollerton, 2021). Questi portano alla drastica riduzione nella disponibilità di risorse trofiche e alla mancanza di siti di nidificazione adatti (Ollerton, et al. 2011). La frammentazione degli habitat è un fattore da non sottovalutare dato che molte specie di apoidei hanno un range di dispersione di poche centinaia di metri dal sito di nidificazione a differenza dall'ape da miele (*Apis mellifera* L.) che è in grado di spostarsi anche per alcuni chilometri di distanza dall'alveare alla ricerca di fonti di foraggiamento (Sponsler et al., 2017). L'agricoltura estensiva ed intensiva, assieme all'utilizzo di pesticidi, è fortemente responsabile della perdita di specie di insetti impollinatori (Wood et al., 2015). Da un lato si hanno gli effetti letali o subletali di alcuni pesticidi (Goulson et al., 2013), dall'altro l'utilizzo di suolo per la coltivazione di grandi monoculture, per la maggior parte a riproduzione anemofila o autogama, che impoveriscono la diversità delle risorse trofiche disponibili. La riduzione delle superfici disponibili per l'alimentazione può favorire, al contempo, la trasmissione di malattie dagli impollinatori addomesticati a quelli selvatici (Elbgarni et al., 2014). Assieme all'agricoltura, anche

l'eccessiva urbanizzazione comporta il consumo di suolo e porta al degrado degli habitat (Winfree et al., 2011; IPBES, 2016). Tuttavia, alcuni studi hanno dimostrato che rispetto a quelli agricoli, gli ambienti urbani dotati di una diffusa presenza di spazi verdi, parchi e giardini privati possono essere ricchi di impollinatori favoriti anche dal minor uso di fitochimici dannosi per gli impollinatori (Theodorou et al., 2020; Hall et al., 2017). Infine, in ambienti confinati o fortemente frammentati, un altro fattore di declino può essere dovuto alla competizione con l'ape da miele. Questa specie sociale, fortemente generalista è infatti capace di sfruttare velocemente le risorse trofiche grazie ad una sofisticata comunicazione della posizione delle fioriture, e limitare quindi le risorse disponibili per le api selvatiche (Lindstrom et al., 2016).

Miglioramenti a favore degli insetti impollinatori

Data la preoccupante e costante riduzione della biodiversità e dell'abbondanza degli impollinatori (Kleijn et al., 2015; Potts et al., 2016; Ollerton, 2021), negli ultimi anni l'Unione Europea ha emanato nuove direttive a favore della conservazione di questi organismi e, più in generale, per il ripristino degli ecosistemi e degli habitat degradati (Factsheet: EU 2030 Biodiversity Strategy (europa.eu)). Nel biennio 2019-2020 è stato approvato, infatti, l'*European Green Deal* che prende forma attraverso due strategie chiave: la *Biodiversity Strategy 2030* che è stata tradotta nel

giugno del 2024 nella *Nature Restoration Law*, e la *From Farm to Fork strategy* che pone le sue basi nella nuova Politica Agricola Comune (PAC 2023-2027) (https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en). Mentre la *Nature Restoration Law* mira al recupero del 100% degli ecosistemi europei degradati entro il 2050, la nuova PAC introduce rispetto alle precedenti alcune misure specifiche che dovrebbero invertire il trend di declino degli impollinatori in ambienti agricoli (<https://ec.europa.eu/info/food-farming-fisheries/key-policies/common-agricultural-policy/future-cap>). Queste azioni, sul territorio italiano, si sono tradotte nella messa a punto di un eco-schema chiamato "Eco-schema 5 - Misure a favore degli impollinatori" (DM 23 dicembre 2022 N. 660087 – "Disposizioni nazionali di applicazione del regolamento (UE) 2021/2115 del Parlamento europeo e del Consiglio del 2 dicembre 2021 per quanto concerne i pagamenti diretti"). Gli eco-schemi sono premi annuali che vengono pagati all'ettaro direttamente agli agricoltori che inseriscono nelle loro aziende uno o più elementi di miglioramento aggiuntivi rispetto alla "condizionalità" prevista dalla PAC. L'eco-schema 5 richiede di inserire nei seminativi e/o negli arboreti, strisce di piante nettarifere e pollinifere per supportare gli impollinatori selvatici da un punto di vista trofico (DM 23 dicembre 2022 N. 660087 – "Disposizioni nazionali di applicazione del regolamento (UE) 2021/2115 del Parlamento europeo e del Consiglio del 2 dicembre 2021 per quanto

concerne i pagamenti diretti", Allegato X). Queste strisce devono raggiungere un minimo di 0,25 ettari contigui della superficie seminata o arborata dell'azienda e non possono essere soggette a sfalci o a pascolo (Bortolotti et al., 2023). Inoltre, dovrebbero contenere piante che abbiano un lungo periodo di fioritura e con differenti simmetrie fiorali e colori, in modo tale da soddisfare il fabbisogno della grande diversità di specie di impollinatori (Bortolotti et al., 2023).

Queste misure sono basate su molte esperienze sviluppate già da tempo sul territorio di alcuni stati membri dell'Unione Europea (Exeler et al., 2009; Barbir et al., 2015 Twerski et al., 2022) e negli Stati Uniti (Blaauw and Isaacs, 2014; Kremen e M'Gonigle, 2015; Walton et al., 2021). Twerski e colleghi (2022) hanno portato avanti una sperimentazione sul lungo periodo (4 anni) in alcune aziende agricole nei dintorni di Monaco di Baviera (Germania), in cui sono state seminate miscele di piante "rare" normalmente utilizzate in impianti di conservazione della flora locale. Specie vegetali a fiore come *Buglossoides arvensis*, *Consolida regalis*, *Neslia paniculata*, *Papaver rhoeas* e *Valerianella dentata* possono essere aggiunte ai miscugli di semi normalmente consigliati per le strisce fiorite in ambienti agricoli che solitamente sono costituiti in gran parte da specie del genere *Trifolium* o altre fabacee, che però non incontrano tutti i bisogni specifici di una ricca comunità di impollinatori (Nichols et al., 2019; Twerski et al., 2022). Un altro fattore da considerare nella messa a punto di strisce fiorite

è la dimensione di queste ultime. Blaauw e Isaacs (2014) hanno studiato in campi sperimentali del *Trevor Nichols Research Center* in *Fennville* (Michigan, USA) le risposte degli impollinatori a differenti dimensioni (da 1 a 100 m²) di plot seminati con un miscuglio di dodici piante a fiore perenni, tra cui *Penstemon digitalis*, *Coreopsis lanceolata*, *Lobelia siphilitica*, e *Symphyotrichum novae-angliae*. I ricercatori hanno dimostrato come l'abbondanza e la diversità di impollinatori siano influenzati sia dalla portata della fioritura su piccola scala sia dalle dimensioni dei plot seminati, rilevando maggior diversità nei plot delle maggiori dimensioni, di 30 e 100 m² e, soprattutto, portando alla luce che oltre all'estensione, è fondamentale la connessione fra le strisce seminate; una giusta vicinanza fra le semine permette infatti lo spostamento anche di quelli impollinatori, per esempio api selvatiche di piccole dimensioni, che hanno un range di volo molto limitato (Blaauw e Isaacs, 2014). Studi come quelli di Garratt e colleghi (2017) e Munoz e compagni (2021) evidenziano anche l'importanza dell'installazioni di siepi che, in ambienti agricoli, incentivano gli impollinatori e contribuiscono a impedire lo spillover di insetti dannosi alle colture. Le siepi a fiore particolarmente appetite alle api solitarie come la *Senna cumingii* o le specie del genere *Lonicera* (Munoz et al., 2017; Jachula et al., 2019), possono creare microhabitat continui adatti anche alla nidificazione di molte specie, implementando la ricchezza specifica degli impollinatori in questi contesti (Garratt et al., 2017).

La semina di miscugli di piante entomofile e l'installazione di siepi non sono gli unici interventi possibili per la conservazione degli impollinatori. Walton e colleghi (2021) hanno dimostrato come piccoli stagni in ambiente agricolo, gestiti tramite tagli della vegetazione regolari, favoriscono l'insediamento di una comunità di impollinatori ricca in specie ed abbondante. La vegetazione spontanea che circonda i piccoli stagni è sufficientemente abbondante e diversificata per il sostentamento trofico di molte specie di api selvatiche, inoltre, la composizione del suolo in prossimità dello stagno e le differenti pendenze, rendono tali habitat, siti di nidificazione fortemente adatti a molte specie di apoidei antofili ed altri impollinatori (Walton et al., 2021).

Mentre per l'ambiente agricolo, la legislazione europea ha previsto numerose misure per la promozione della biodiversità, che i singoli stati membri selezionano sulla base delle caratteristiche specifiche del proprio territorio agricolo, e che complessivamente dovrebbero favorire anche gli impollinatori, per le aree urbane e peri-urbane esistono finora soltanto generiche linee guida, senza una legislazione che regoli la tutela ed il supporto degli impollinatori in questi ambienti (Moldoveanu et al., 2024). Infatti, l'urbanizzazione, o *urban sprawling*, e il consumo di suolo sono tra i maggiori fattori che contribuiscono alla frammentazione degli habitat naturali e quindi all'alterazione delle comunità vegetali e animali (Baldock, 2020; Potts et al., 2016). Se da un lato l'urbanizzazione è considerata una delle maggio-

ri cause della perdita di biodiversità, è altresì riconosciuto da numerosi studi che gli ecosistemi urbani, costituiti da numerose tipologie di aree verdi, possono contenere una considerevole diversità di insetti impollinatori e possono addirittura essere considerati dei rifugi per questo benefico gruppo di insetti (Arnhé et al., 2009; Hall et al., 2017). Tra gli ambienti urbani che possono essere ricchi di impollinatori vengono annoverati i parchi pubblici e i giardini privati, gli orti sociali, i campi sportivi, le aree verdi scolastiche ed universitarie, i cimiteri, i tetti verdi e le pareti verdi; ma anche le infrastrutture di trasporto come, per esempio, i bordi delle strade e delle ferrovie e gli spazi verdi degli aeroporti. Gli spazi verdi sopraelencati possono rappresentare importanti aree ricche in risorse e dei corridoi di habitat idonei per gli insetti impollinatori all'interno della matrice urbana (Baldock et al., 2015; Heneberg et al., 2016). I giardini privati e gli orti sociali possono essere particolarmente ricchi di impollinatori, sia perché generalmente gestiti con l'interesse che vi sia una grande diversità di fiori, sia perché ricchi di piante ornamentali, le quali hanno tipicamente fioriture prolungate rispetto a quelle delle piante da fiore spontanee (Baldock et al., 2019; Gaburzov et al., 2017). Un'altra caratteristica che rende l'ambiente urbano idoneo ad ospitare una buona diversità di impollinatori è il ridotto utilizzo di pesticidi (Kaluza et al., 2016). Le aree verdi in città offrono anche una grande opportunità per eventi e progetti di *citizen science*, i quali da un lato sono fondamentali per sensibilizzare

i cittadini riguardo l'importanza del servizio ecosistemico di impollinazione e dall'altro possono essere fonte di numerosi dati utili per la ricerca e il monitoraggio dello stato di salute degli impollinatori in città. A questo scopo, per esempio, può essere promossa l'installazione di nidi artificiali o *bee hotel*, che oltre a essere degli ottimi strumenti per la divulgazione, si rendono efficaci nell'aumentare la presenza di siti di nidificazione per gli impollinatori che nidificano cavità epigee (Baldock, 2020; MacIvor, 2017).

Tra le varie tipologie di ambienti presenti nelle zone urbane, suburbane e periurbane ci possono essere anche zone marginali e non produttive note come *wastelands* o *vacant-lands*. Nello specifico possono essere aree industriali abbandonate, ex cave e altre attività umane a cielo aperto. Queste aree ospitano diversi stadi della vegetazione (da zone a prateria fino a boschi) che possono crescere spontaneamente senza una gestione antropica e ciò può rendere queste aree molto ricche in termini di biodiversità, specialmente di insetti impollinatori (Twarda e Banaszak-Cibicka, 2019). Alcuni studi condotti in centro Europa sulle api selvatiche dimostrano la grande diversità che vi si riscontra e anche la presenza di alcune specie protette e presenti nelle liste rosse nazionali (Heneberg et al., 2022). Alcuni studi condotti in Europa hanno messo a punto dei miglioramenti ambientali in ambienti urbani e periurbani, tramite la semina di piante pollinifere e nettarifere e ne hanno studiato l'effetto sulla comunità di impollinatori, mentre altri si sono

concentrati sullo studio di risorse floreali presenti in questi ambienti (Blackmore e Goulson, 2014; Masierowska et al., 2018). Kanduth et al. (2021), hanno riscontrato che mantenere anche piccole zone verdi con abbondanti risorse vegetali in aree urbane può essere una misura efficace e a basso costo per sostenere gli impollinatori. Questi autori hanno studiato due specie di trifoglio (*Trifolium repens* e *T. pratense*) in diverse aree verdi di Vienna, dimostrando che è possibile aumentare la ricchezza e la diversità degli impollinatori in piccole aree urbane anche attraverso il mantenimento di piccole porzioni di aree verdi. Similmente, Griffiths-Lee et al. (2022) hanno seminato mini-campi fioriti nei giardini privati in alcune città del Regno Unito e hanno dimostrato che questa azione ha aumentato la diversità degli impollinatori. Uno studio in Polonia, condotto da Masierowska et al. (2018), invece, ha confrontato tre specie di *Geranium* (*G. macrorhizum*, *G. platypetalum* e *G. sanguineum*) per fenologia, produzione di nettare e polline e attrazione per gli impollinatori, suggerendo l'uso di queste specie ornamentali per supportare l'entomofauna urbana. A Stoccarda, Marquardt et al. (2021), hanno disposto cassette floreali con piante ornamentali non native riscontrando che queste hanno supportato la comunità di insetti impollinatori, sebbene alcune specie siano risultate più attraenti di altre. Contrariamente, piante native, seminate da Rollings e Goulson (2019) nel Regno Unito, hanno attratto una maggiore diversità di insetti rispetto a quelle esotiche e or-

namentali. Infine, lo studio condotto da Hick et al. (2016), che ha considerato il confronto tra miscele commerciali perenni e annuali seminate in 80 siti in ambiente urbano nel Regno Unito, ha dimostrato che le prime hanno prodotto più nettare e polline rispetto a quelle annuali migliorando la disponibilità di risorse per gli impollinatori. Da questo studio emerge, inoltre, che le piante particolarmente indicate per la semina in tali ambienti per via della grande produzione di polline e nettare sono *Leucanthemum vulgare* ed *Echium vulgare* (con fioritura precoce), *Daucus carota* (più tardiva) e *Achillea millefolium* (fioritura prolungata) per quanto riguarda le specie perenni e biennali, mentre per le specie annuali suggeriscono *Papaver rhoeas*, *Centaurea cyanus* ed *Eschscholzia californica*. Inoltre, sottolineano l'importanza delle specie spontanee ed autoctone, come *Taraxacum* spp., *Senecio jacobaea*, *Cirsium arvense*, *Cirsium vulgare* e *Hypochaeris radicata*, nel supportare gli impollinatori con una alta produzione di risorse floreali. Tuttavia, altri ricercatori (Matteson et al., 2011) hanno evidenziato che non basta aggiungere piante entomofile per sostenere gli impollinatori; infatti, anche i siti di nidificazione possono essere dei fattori limitanti a causa della compattazione del suolo e della cementificazione. Altri fattori di disturbo in città includono gli sfalci e le potature attuate in periodi che non sono compatibili con i cicli vitali degli impollinatori.

A livello mondiale, la popolazione che vive in città è maggiore rispetto a quella che vive in am-

bienti rurali e le proiezioni future prospettano un sempre maggiore incremento di questa tendenza (Pereira e Barò, 2022). Con l'aumentare della grandezza delle città e della loro densità abitativa diventa necessario e di grande importanza migliorare la qualità della vita ed il benessere dei cittadini, anche tramite opere di *greening* (Bush, 2020). Infatti, a livello europeo, la Strategia Europa sulla Biodiversità per il 2030 ha introdotto l'Urban Greening Plan (UGS), una strategia rivolta alle città con più di 20.000 abitanti mirata ad includere misure che promuovano la biodiversità urbana, sia animale che vegetale, e la messa a punto di spazi verdi anche per il benessere del cittadino, come parchi e foreste urbane, tetti e muri verdi, ma anche a migliorare la connessioni tra le aree verdi nelle città e a ridurre gli sfalci della vegetazione urbana (https://environment.ec.europa.eu/topics/urban-environment/urban-nature-platform_en). A supporto dell'UGP e di altre iniziative (es: EU Pollinators Initiative, A new deal for pollinators) sono state pubblicate, in forma di supporto tecnico, delle guide sia per la creazione di spazi favorevoli agli impollinatori nelle aree urbane che per il monitoraggio degli impollinatori in questi ambienti (Wilk et al., 2019; Tremblay e Underwood, 2023). Inoltre, L'Unione Europea, per mezzo della recente legge sul ripristino della natura (Nature Restoration Law), oltre a citare direttamente gli impollinatori come un importante gruppo di insetti da tutelare, interviene in materia di ambiente urbano includendo tra i suoi obiettivi:

1. arrestare la perdita netta di spazi verdi urbani entro il 2030; e 2. aumentare la superficie totale delle aree verdi entro il 2040 (https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/nature-restoration-law_en).

La sperimentazione con il Consorzio di Bonifica 3 Medio Valdarno sulla Pesa e l'Ombrone

In un contesto territoriale come quello Italiano, i fiumi e le aree perifluivali occupano una superficie molto estesa del territorio nazionale (Carrato, 2008). Tali aree attraversano contesti da naturali, ad agricoli, a periurbani e urbani e possono ricoprire un ruolo fondamentale nella conservazione degli insetti impollinatori se gestiti adeguatamente. Gran parte di queste aree viene gestita dai Consorzi di Bonifica, enti amministrati da consorziati che curano l'esercizio e la manutenzione delle opere idrauliche per la messa in sicurezza del territorio, delle acque irrigue ma anche della valorizzazione del patrimonio ambientale naturale ed agricolo (<https://www.cbmv.it/>). Complessivamente, le attività dei Consorzi di Bonifica si raggruppano in attività di manutenzione ordinaria e straordinaria; sotto quest'ultima rientra anche la realizzazione di invasi di laminazione (Delibera regione Toscana n° 1315 del 2019, Allegato A). Gli invasi di laminazione vengono costruiti su aree delimitate da argini naturali od artificiali e hanno come principale compito la creazione di "casse" che vengono inondate dalle acque del fiume

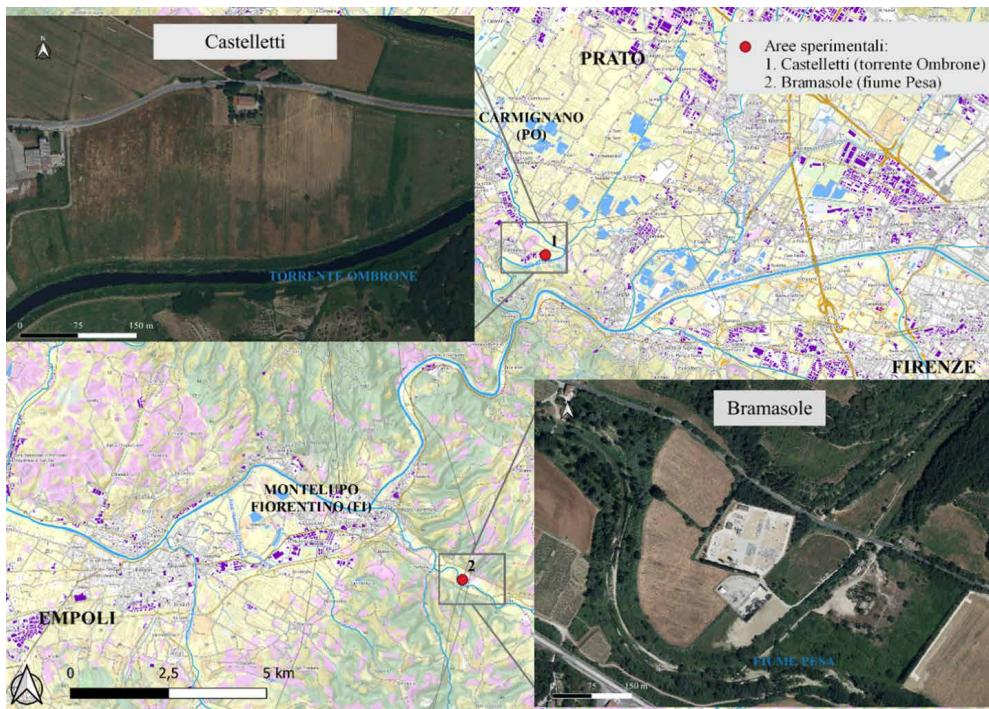
prossimo, in caso di piena (Delibera regione Toscana n° 1315 del 2019, Allegato A). Tali casse di espansione, in molti casi sono costruite con terreni di riporto e vengono lasciate incolte mentre l'argine viene seminato con un miscuglio di semi costituito principalmente da graminacee che servono a stabilizzarne la struttura (Delibera regione Toscana n° 1315 del 2019, Allegato A). All'interno delle casse si ha una successione vegetale di specie pioniere ed in pochi anni, si arriva ad avere superfici ricoperte da uno spesso coto di graminacee con pochissime fioriture spontanee. Ulteriormente, queste aree si trovano spesso in prossimità di ambienti periurbani industrializzati o intramesse ad ambienti agricoli, perciò, particolarmente sfavorite da un punto di vista della continuità e qualità di habitat; azioni di miglioramento ambientale possono quindi essere rilevanti anche per i territori contigui.

Nell'anno 2022 è iniziata una sperimentazione in collaborazione tra il Consorzio di Bonifica 3 Medio Valdarno e il Dipartimento di Biologia dell'Università degli Studi di Firenze che ha come obiettivo il miglioramento ambientale di aree golenali e invasi di laminazione per la conservazione degli insetti impollinatori, con particolare attenzione agli apoidei antofili. Tale sperimentazione ha interessato due aree in particolare (Fig. 1): l'area di Castelletti (43.791120, 11.072944) che si trova sul confine tra Carmignano (PO) e Signa (FI), nei pressi dell'impianto idrovoro di Castelletti racchiusa

dal fiume Ombrone; e l'area chiamata Bramasole (43.714770, 11.043769), nel comune di Montelupo Fiorentino (FI) che si trova lungo il fiume Pesa ed è meglio conosciuta dagli abitanti locali con il nome "Giropesa" dovuto al fatto che in questo luogo il fiume forma un meandro. Tale fiume è anche interessato dal Patto di Fiume che, fra le strategie e gli obiettivi, annovera: la gestione del rischio idraulico, la fruizione e lo sviluppo delle relative economie agricole, la valorizzazione del patrimonio ambientale garantendo la funzionalità ecologica dei sistemi fluviali (Patto Costitutivo del Contratto di Fiume del torrente Pesa, 04 Febbraio 2019).

La sperimentazione ha previsto la semina di parcelli, di uguale forma e dimensione, con due miscugli di semi di piante entomofile commerciali e differenti fra di loro sia per la diversità delle specie presenti che per la loro abbondanza (Fig. 2). Tali miscugli sono stati appositamente studiati per scopi apistici, per creare infrastrutture ecologiche al margine di colture o per inerbimenti tecnici per il ripristino ambientale. I miscugli sono stati scelti anche in base alle caratteristiche climatiche delle aree e ai possibili fattori di stress idrico e xerotermico. Le aree in questione, infatti, possono essere soggette ad alluvioni nei periodi autunnali ma durante le stagioni calde, sono propense alla siccità. Le specie vegetali seminate, inoltre, devono essere autorisemianti e richiedere poca manutenzione; perciò, sono stati scelti miscugli di piante che non richiedessero irrigazioni e ferti-

lizzazioni di alcun tipo e, inoltre, che sviluppasse steli non legnosi per diminuire gli sfalci durante l'anno ed il rischio di incendio. Il primo dei due miscugli contiene poco più di dieci specie di piante fra piante a fiore e graminacee a portamento basso (previste per stabilizzare il terreno e ridurre il ruscellamento), e sono specie più robuste e resistenti, tutte autorisemianti. La maggior parte delle piante a fiore appartiene alla famiglia delle Fabaceae, sono perlopiù foragere e possono essere utilizzate come tali una volta effettuato lo sfalcio dopo la fioritura. Fra queste ci sono specie come il *Lotus corniculatus* e la *Medicago sativa* e specie del genere *Trifolium*. Oltre alle fabacee, ci sono anche apiacee e asteracee come *Daucus carota* e *Achillea millefolium*. Il secondo miscuglio contiene quasi il triplo delle specie del primo miscuglio, con esenze quali *Papaver rhoeas*, *Centaurea cyanus*, *Cichorium intybus* e *Onobrychis viciifolia*. Anche questo miscuglio contiene alcune specie di graminacee a portamento basso. Entrambe le miscele contengono specie autoctone, o al massimo naturalizzate, ma uno dei limiti principali nella loro scelta è conoscere la provenienza dei semi. Dopo la semina, le aree sono state sottoposte a monitoraggio dello sviluppo della vegetazione, tramite rilievi a "plot ad incrocio di griglia" e, contemporaneamente, al monitoraggio della comunità di apoidei tramite metodi attivi (come transetti standard) e metodi passivi (quali trappole *pan traps* e nidi artificiali). I monitoraggi sono proseguiti per i tre anni successi-



Mappa che mostra le aree di Castelletti e di Bramasole interessate dalla sperimentazione in oggetto

Fig. 1

vi e dai risultati dei primi due anni di sperimentazione è stato evidente come le aree seminate presentassero una maggior abbondanza ed una maggior ricchezza specifica di api rispetto alle aree non sottoposte a trattamenti. Entrambi i miscugli hanno avuto un buon sviluppo, con coperture della vegetazione e della fioritura crescenti dal primo al secondo anno dopo la semina ed il miscuglio a maggior ricchezza specifica è risultato essere anche quello più attrattivo, richiamando un maggior numero di esemplari ed anche una maggior diversità specifica. Le fabacee sono state le specie vegetali che hanno maggiormente attratto apoidei ma anche la flora spontanea (ad esempio *Verbena officinalis*

e *Ammi majus*), che è potuta germinare e fiorire favorita dalla lavorazione del terreno per le semine, ha giocato ruoli importanti nel sostentamento della comunità di api selvatiche di queste aree. Le popolazioni di apoidei monitorate sono risultate essere inaspettatamente ricche in esemplari e specie, con oltre 150 specie, appartenenti a 30 generi differenti monitorate, in entrambe le aree sperimentali.

Conclusioni

Questo tipo di sperimentazione ha permesso di valutare l'effetto di interventi di miglioramento ambientale sul lungo periodo ed i risultati possono porre le basi per linee guida per



**Fotografia di una delle parcelle seminate nel 2022.
Ai lati è possibile osservare le parcelle di controllo
(parcelle che non sono state interessate dai trattamenti)**

Fig. 2

una manutenzione “gentile” e sostenibile delle aree gestite dai Consorzi di Bonifica. Queste aree occupano un’ampia superficie del territorio toscano e nazionale dove semplici azioni di miglioramento possono giocare un ruolo fondamentale per il sostegno degli insetti impollinatori, soprattutto in territori fortemente frammentati da zone urbane, periurbane, agricole e da infrastrutture, dove i corsi d’acqua costituiscono importanti corridoi ecologici. Il miglioramento messo in atto assieme al CBMV, infatti, non comporta solo un supporto per la comunità di api selvatiche ma, assieme a un’attenta ed accurata gestione degli sfalci, può favorire altri impollinatori come Lepidotteri e Sirfidi, insetti

non impollinatori come Ortotteri, ma anche la fauna avicola o quella dei piccoli roditori. Queste aree marginali e periurbane, qualora seminate con piante nettarifere e pollinifere o gestite attraverso un regime di sfalci ridotti o parziali e asincroni, possono quindi fungere sia da rifugi che da corridoi ecologici, amplificando quindi la biodiversità sia a livello locale che a scala più ampia.

Bibliografia

Abrol D.P. 2012, *Pollination Biology: Biodiversity Conservation and Agricultural Production*. Springer Dordrecht.

Ahrné K., Bengtsson J., Elmqvist T. 2009, *Bumble Bees (Bombus spp) along a gradient of increasing urbanization*. PLoS ONE 4, e5574.

Baldock K.C. 2020, *Opportunities and threats for pollinator conservation in global towns and cities*. Current Opinion in Insect Science, 38: 63-71.

Baldock K.C.R., Goddard M.A., Hicks D.M. et al. 2015, *Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects*. Proceeding of the Royal Society, 282: 20142849.

Baldock K.C.R., Goddard M.A., Hicks D.M. et al. 2019, *A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities*. Nature Ecology and Evolution 3: 363-373.

Barbir J., Badenes-Perez F.R., Fernandez-Quintanilla C., et al. 2015, *The attractiveness of flowering herbaceous plants to bees (Hymenoptera: Apoidea) and hoverflies (Diptera: Syrphidae) in agro-ecosystems of Central Spain*. Agriculture and Forest Entomology, 17: 20-28.

Blaauw B.R., Isaacs R. 2014, *Larger patches of diverse floral resources increase insect pollinator density, diversity, and their pollination of native wildflowers*. Basic Applied Ecology, 15 (8): 701-711.

Blackmore L.M., Goulson D. 2014, *Evaluating the effectiveness of wildflower seed mixes for boosting floral diversity and bumblebee and hoverfly abundance in urban areas*. Insect Conservation and Diversity, 7: 480-484.

Bogusch P., Blahova E., Horak J. 2020, *Pollen specialists are more endangered than non-specialised bees even though they collect pollen on flowers of non-endangered plants*. Arthropod-Plant Interactions, 14:759-769.

Bortolotti L., Galloni M., Alberoni D. 2023, *Linee guida per la scelta delle specie botaniche di interesse apistico ammesse per l'eco-schema 5 e altre raccomandazioni*. Rete Rurale Nazione 2014-2020.

Bush J. 2020, *The role of local government greening policies in the transition towards nature-based cities*. Environmental Innovation and Societal Transitions, 35: 35-44.

Carrato A. 2008, *I Consorzi di bonifica e la disciplina dei relativi contributi: questioni sostanziali e processuali*. Archivio delle locazioni e del condominio, 2008.

Danforth B.N., Minckley R.L., Neff J.L. et al. 2019, *The Solitary Bees: Biology, Evolution, Conservation*. Princeton University Press.

Elbgami T., Kunin W.E., Hughes W.O.H. et al. 2014, *The effect of proximity to a honeybee apiary on bumblebee colony fitness, development, and performance*. Apidologie 45, 504-513.

Exeler N., Kratochwil A., Hochkirch A. 2009, *Restoration of riverine inland sand dune complexes: implications for the conservation of wild bees*. Journal of Applied Ecology, 46: 1097-1105.

Gallai N., Salles J., Settele J., Vaissière B.E. 2009, *Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline*. Ecological Economics, 68: 810-821.

Garbuzov M., Alton K., Ratnieks F.L.W. 2017, *Most ornamental plants on sale in garden centres are unattractive to flower-visiting insects*. PeerJ 5, e3066.

Garratt M.P.D., Senapathi D., Coston D.J., Mortimer S.R., Potts S.G. 2017, *The benefits of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and landscape context*. Agriculture, Ecosystems & Environment, Volume 247, Pages 363-370.

Ghisbain G., Rosa P., Bogusch P., Flaminio S., et al. 2023, *The new annotated checklist of the wild bees of Europe (Hymenoptera: Anthophila)*. Zootaxa, 5327(1): 1-147.

Goulson D. 2013, *An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides*. Journal of Applied Ecology, 50: 977-987.

Griffiths-Lee J., Nicholls E., Goulson D. 2022, *Sown mini-meadows increase pollinator diversity in gardens*. Journal of Insect Conservation, 26: 299-314.

Hall D.M., Camilo G.R., Tonietto R.K. et al. 2017, *The city as a refuge for insect pollinators*. Conservation Biology, 31 (1): 24–29.

Heneberg P., Bogusch P., Rezac M. 2016, *Off-road motorcycle circuits support long term persistence of bee sand wasps (Hymenoptera: Aculeata) of open landscape at newly formed refugia within otherwise afforested temperate landscape*. Ecology Engeneering, 93: 187–198.

Heneberg P., Bogusch P., Schwarz M., Jansta P., Holý K., Režac M., Astapenkov' a A. 2022, *Use of reed stalk trap nests by insects within the reed beds and in nearby steppic habitats*. Ecology Engeneering, 185: 106809.

Hicks D.M., Ouvrard P., Baldock K.C.R. et al. 2016, *Food for Pollinators: Quantifying the Nectar and Pollen Resources of Urban Flower Meadows*. PLOS ONE 11, e0158117.

https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/nature-restoration-law_en.

https://environment.ec.europa.eu/topics/urban-environment/urban-nature-platform_en.

<https://www.cbmv.it>

IPBES 2016, *The assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services on pollinators, pollination and food*. Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany 552.

Jachuła J., Denisow B., Strzałkowska-Abamek M. 2019, *Floral reward and insect visitors in six ornamental Lonicera species – Plants suitable for urban bee-friendly gardens*. Urban Forestry & Urban Greening, Volume 44: 126390.

Kaluza B.F., Wallace H., Heard T.A. et al. 2016, *Urban gardens promote bee foraging over natural habitats and plantations*. Ecology and Evolution, 6: 1304 –1316.

Kleijn D., Winfree R., Bartomeus I. et al. 2015, *Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation*. Nature Communications, 6.

Kremen C., M'Gonigle L.K. 2015, EDITOR'S CHOICE: *Small-scale restoration in intensive agricultural landscapes supports more specialized and less mobile pollinator species*. Journal of Applied Ecology, 52: 602–610.

Leonhardt S.D., Gallai N., Garibaldi L.A. et al. 2013, *Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe*. Basic and Applied Ecology 14 (6), 461–471.

Lindström S.A.M., Herbertsson L., Rundlöf M., Bommarco R., Smith G.H. 2016, *Supplementary material from "Experimental evidence that honeybees depress wild insect densities in a flowering crop"*. The Royal Society Collection.

MacIvor J.S. 2017, *Cavity-nest boxes for solitary bees: a century of design and research*. Apidologie 48: 311–327.

Marquardt M., Kienbaum L., Kretschmer L.A. et al. 2021, *Evaluation of the importance of ornamental plants for pollinators in urban and suburban areas in Stuttgart, Germany*. Urban Ecosystems, 24: 811–825.

Masierowska M., Stawiarz E., Rozwańska R. 2018, *Perennial ground cover plants as floral resources for urban pollinators: A case of Geranium species*. Urban Forestry & Urban Greening 32: 185–194.

Matteson K.C., Langellotto G.A. 2011, *Small scale additions of native plants fail to increase beneficial insect richness in urban gardens: Native plant additions in urban gardens*. Insect Conservation and Diversity, 4: 89–98.

Michener C.D. 2007, *The Bees of the World, Second edition*. Johns Hopkins University Press, p. 953.

Moldoveanu O.C., Maggioni M. and Dani F.R. 2024, *Environmental ameliorations and politics in support of pollinators. Experiences from Europe: A review*. Journal of Environmental Management, 362, p.121219.

Muñoz A.E., Amouroux P., Zaviezo T. 2021, *Native flowering shrubs promote beneficial insects in avocado orchards*. Agriculture and Forest Entomology, 23: 463-472.

Nichols, R.N., Goulson, D., Holland, J.M. 2019. *The best wildflowers for wild bees*. Journal of Insect Conservation, 23: 819-830.

Nieto A., Roberts S.P.M., Kemp J. et al. 2014, *European Red List of bees*. Publication Office of the European Union, Luxembourg.

Ollerton J. 2021, *Pollinators & Pollination: Nature and Society*. Pelagic Publishing Ltd.

Ollerton J., Winfree R., Tarrant S. 2011, How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos* 120, 321-326.

Pagliano G. 1995, *Hymenoptera Apoidea*.

Pereira P., Baro F. 2022, *Greening the city: Thriving for biodiversity and sustainability*. Science of the Total Environment, 817: 153032.

Potts S., Imperatriz-Fonseca V., Ngo H. et al. 2016, *Safeguarding pollinators and their values to human well-being*. *Nature*, 540: 220-229.

Potts S.G., Biesmeijer J.C., Kremen C. et al. 2010, *Global pollinator declines: trends, impacts and drivers*. *Trends in Ecology & Evolution* 25 (6), 345-353.

Proctor M.C., Yeo P.F., Lack A.J. 1947, *Natural history of pollination*.

Rollings R., Goulson D. 2019, *Quantifying the attractiveness of garden flowers for pollinators*. Journal of Insect Conservation, 23:803-817.

Simpson D.T., Weinman L.R., Genung M.A., Roswell M., MacLeod M., Winfree R. 2022, *Many bee species, including rare species, are important for function of entire plant-pollinator networks*. *Proceedings of the Royal Society*, 289: 20212689.

Sponsler D.B., Matcham E.G., Lin C., Lanterman J.L., Johnson R.M. 2017, *Spatial and taxonomic patterns of honeybee foraging: A choice test between urban and agricultural landscapes*. *Journal of Urban Ecology*, Volume 3, Issue 1.

Theodorou P., Radzeviciute R., Lentendu G. et al. 2020, *Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects*. *Nature Communications*, 11: 576.

Tremblay L., Underwood E. 2023, *Guidelines for monitoring pollinators in urban habitats*. EU Horizon 2020 Safeguard Project, Grant agreement No 101003476.

Tward L., Banaszak-Cibicka W. 2019, *Wastelands: their attractiveness and importance for preserving the diversity of wild bees in urban areas*. Journal of Insect Conservation, 23: 573-588.

Twerski A., Albrecht A., Fründ J., Moosner M., Fisher C. 2022, *Effects of rare arable plants on flower-visiting wild bees in agricultural fields*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.

Walton R.E., Sayer C.D., Bennion H., Axmacher J.C. 2021, *Open-canopy ponds benefit diurnal pollinator communities in an agricultural landscape: implications for farmland pond management*. *Journal of Insect Conservation and Diversity*, 14: 307-324.

Wilk B., Rebollo V., Hanania S. 2019, *A guide for pollinator-friendly cities: How can spatial planners and land-use managers create favourable urban environments for pollinators?* Guidance prepared by ICLEI Europe for the European Commission.

Winfree R., Gross B.J., Kremen C. 2011, *Valuing pollination services to agriculture*. *Ecological Economics*, 71: 80-88.

Wood T.J., Holland J.M., Goulson D. 2017, *Providing foraging resources for solitary bees on farmland: current schemes for pollinators benefit a limited suite of species*. *Journal of Applied E* Abrol D.P. 2012, *Pollination Biology: Biodiversity Conservation and Agricultural Production*. Springer Dordrecht.

