



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA VEGETAL

THAÍS CAROLINE DE MACEDO ANDRADE

**REDES DE INTERAÇÕES ENTRE LEGUMINOSAE ARBÓREAS MELITÓFILAS E
VISITANTES FLORAIS EM ECOSISTEMAS URBANOS DE RECIFE**

Recife
2024

THAÍS CAROLINE DE MACEDO ANDRADE

**REDES DE INTERAÇÕES ENTRE LEGUMINOSAE ARBÓREAS MELITÓFILAS E
VISITANTES FLORAIS EM ECOSISTEMAS URBANOS DE RECIFE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para obtenção do título de mestre em Biologia Vegetal. Área de Concentração: Ecologia e Conservação.

Orientadora: Dra. Ariadna Valentina Lopes

Coorientadora: Dra. Jéssica Luiza S. e Silva

Recife

2024

Catálogo na Fonte

Bibliotecário: Marcos Antonio Soares da Silva

CRB4/1381

Andrade, Thaís Caroline de Macedo

Rede de interações entre leguminosae arbóreas melitófilas e visitantes florais em ecossistemas urbanos de Recife. / Thaís Caroline de Macedo Andrade. – 2024.

117 f. : il., fig.; tab.

Orientadora: Ariadna Valentina Lopes.

Coorientadora: Jéssica Luiza S. e Silva.

Dissertação (mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, 2024.

Inclui referências.

1. Abelhas. 2. Espaços verdes urbanos. 3. Especialização de redes. 4. Métricas de redes. 5. Urbanização. I. Lopes, Ariadna Valentina (Orient.). II. Silva, Jéssica Luiza S. e (Coorient.). III. Título

580

CDD (22.ed.)

UFPE/CB – 2024-092

THAÍS CAROLINE DE MACEDO ANDRADE

**REDES DE INTERAÇÕES ENTRE LEGUMINOSAE ARBÓREAS MELITÓFILAS E
VISITANTES FLORAIS EM ECOSSISTEMAS URBANOS DE RECIFE**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biologia Vegetal da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Biologia Vegetal.

Aprovada em 23/02/2024.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Ariadna Valentina Lopes (Orientadora)
Departamento de Botânica-UFPE

Profa. Dra. Daniele Regina Parizotto (Examinadora Externa)
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Oswaldo Cruz Neto (Examinador Interno)
Departamento de Botânica-UFPE

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus por ter renovado minhas forças diariamente e por ter permitido que eu chegasse até aqui. Sou extremamente grata por sentir o cuidado Dele na minha vida, nos mínimos detalhes; sem Ele, nada seria possível.

À minha orientadora, Ariadna Lopes, por toda confiança e apoio durante esses anos. Espero que todos que decidam continuar na área acadêmica possam ter a sorte de ter uma orientadora tão maravilhosa como Ariadna. Quem a conhece sabe que ela é um verdadeiro exemplo de professora, orientadora, a mulher incrível e fonte de inspiração que ela é!

À minha coorientadora, Jéssica Silva, por toda paciência, ajuda, atenção e ensinamentos durante esses anos. Gratidão!

À Luanda Augusta, que sempre esteve disposta a me auxiliar no que fosse necessário, sempre com muita paciência e carinho. Muito obrigada!

Aos amigos de laboratório, Ailza Lima e Willams Oliveira por ser fonte de inspiração e torcida para que tudo desse certo!

Às minhas amigas, Kamila Ermina e Vitória Dias, que compartilharam comigo essa jornada de dois anos no PPGBV e que foram tão importantes nesse tempo, obrigada meninas!

À Talita Câmara, por ter aceitado colaborar com o trabalho, pelas sugestões enriquecedoras e por toda ajuda nas análises dos dados.

À minha amiga, Hanna Bandeira, por ser a minha principal rede de apoio nesses anos, sempre me ouvir nos momentos difíceis, por todo apoio, conselhos, incentivo e carinho.

Aos meus amigos de graduação que foram tão importantes nos últimos anos, sempre me apoiando e torcendo pelo meu melhor, Zulayne Ketily, Maria Luiza, Natallia Vivian, Ana Célia, Maysa Sabino, Ana Beatriz, Andreanny Gonçalves, João Luiz (in memoriam).

A todos os meus amigos que colaboraram direta ou indiretamente e me apoiaram ao longo desses anos, amo vocês!

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do estado de Pernambuco (FACEPE), pela concessão da bolsa de mestrado, ao Laboratório de Biologia Floral e Reprodutiva (POLINIZAR), ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) e à Universidade Federal de Pernambuco, que contribuíram direta e indiretamente para o desenvolvimento dessa pesquisa.

A toda minha família, especialmente aos meus pais, Gilvania Maria e Charles Correia, e minhas avós, Josefa Maria e Severina Gomes, que foram fundamentais para que eu pudesse chegar até aqui.

Aos meus avós, José Rosendo (in memoriam) e José Correia (in memoriam), que me ensinaram que a felicidade está nas coisas mais simples da vida e sempre torceram muito por mim!

RESUMO

A urbanização altera inúmeros fatores ambientais e biológicos, entre eles as interações ecológicas entre plantas e animais. As áreas verdes urbanas colaboram positivamente na manutenção da biodiversidade, servem como fonte de recurso para os polinizadores e trazem inúmeros benefícios para a população no geral. O objetivo desse estudo foi avaliar o efeito da urbanização nas redes de interações entre árvores da família Leguminosae melitófilas e seus visitantes florais. Mais especificamente, investigamos como as redes de interações entre plantas e visitantes florais estão caracterizadas e como a urbanização e o tamanho da área verde afetam as seguintes métricas de rede: índice de especialização (H_2'), índice de especialização (d'); generalidade ponderada (G_w), vulnerabilidade ponderada (V_w) e uniformidade da interação (IE), assim como o número de interações e diversidade efetiva de visitantes florais. O estudo foi realizado em oito espaços verdes urbanos de uma metrópole brasileira (Recife), nordeste do Brasil, com 10 espécies de Leguminosae nativas e exóticas (1. *Albizia lebbbeck*, 2. *Cassia grandis*, 3. *Cenostigma pluviosum* var. *peltophoroides*, 4. *Cenostigma pyramidale*, 5. *Clitoria fairchildiana*, 6. *Libidibia ferrea*, 7. *Senna siamea*, 8. *Paubrasilia echinata*, 9. *Prosopis juliflora* e 10. *Tamarindus indica*). Foram realizadas visitas diárias para observar os visitantes florais das espécies de Leguminosae, ca. de 15hs de observação para cada espécie, em cada local de estudo, durante 62 dias. Para calcular o índice de urbanização de cada local de estudo foram utilizadas as seguintes variáveis: a) distância para área de remanescente florestal mais próximo, b) número de células com presença de corpos d'água, c) número de células com pavimentação, d) número de células com presença de canal e e) número de células com alta densidade de construção. Registramos 29.430 visitas (de 10 espécies de visitantes florais, 8 de abelhas e duas de borboletas) às flores das 10 espécies de Leguminosae nativas e exóticas. Nossos resultados mostraram que a urbanização diminui o número de interações entre Leguminosae arbóreas e visitantes florais em áreas verdes urbanas e que o tamanho da área verde favorece o aumento no número de interações, o tamanho da área verde favoreceu a generalidade da rede e quando avaliada apenas a rede com espécies de Leguminosae exóticas, o tamanho da área verde favoreceu de forma positiva a diversidade desses visitantes. Além disso, espécies nativas de Leguminosae apresentaram maior especialização que espécies exóticas. A manutenção e conservação das populações de abelhas nos

ecossistemas urbanos é imprescindível não só para a biodiversidade local, mas também para a polinização da agricultura urbana. O elevado número de interações observado para a abelha *Xylocopa frontalis* sugere a importância desse visitante na estruturação das redes e na prestação de serviço ecossistêmico de polinização em diversas áreas verdes urbanas. Em conclusão, reforçamos que a utilização da abordagem de redes de interações é importante para entender a estrutura e dinâmica dos sistemas ecológicos em áreas urbanas, além disso, é necessário haver um gerenciamento adequado das áreas verdes urbanas para aumentar o potencial desses locais em atuarem como repositório de biodiversidade.

Palavras-chave: Abelhas; Espaços verdes urbanos; Especialização de redes; Métricas de redes; Urbanização.

ABSTRACT

Urbanization changes numerous environmental and biological factors, including ecological interactions between plants and animals. Urban green areas contribute positively to maintaining biodiversity, serve as a source of resources for pollinators and bring numerous benefits to the population in general. The objective of this study was to evaluate the effect of urbanization on interaction networks between melitophilous trees of the Leguminosae family and their floral visitors. More specifically, we investigated how interaction networks between plants and floral visitors are characterized and how urbanization and size of the green area affect the following network metrics: specialization index H_2' , specialization index (d'); weighted generality (G_w), weighted vulnerability (V_w) and interaction uniformity (IE), as well as the number of interactions and effective diversity of floral visitors. The study was carried out in eight urban green spaces in a Brazilian metropolis (Recife), northeast of Brazil, with 10 species of native and exotic Leguminosae (1. *Albizia lebbbeck*, 2. *Cassia grandis*, 3. *Cenostigma pluviosum* var. *peltophoroides*, 4. *Cenostigma pyramidale*, 5. *Clitoria fairchildiana*, 6. *Libidibia ferrea*, 7. *Senna siamea*, 8. *Paubrasilia echinata*, 9. *Prosopis juliflora* and 10. *Tamarindus indica*). Daily visits were carried out to observe floral visitors of Leguminosae species, ca. 15 hours of observation for each species, at each study site, for 62 days. To calculate the urbanization index for each study site, the following variables were used: a) distance to the nearest forest remnant area, b) number of cells with the presence of water bodies, c) number of cells with paving, d) number of cells with the presence of a channel and e) number of cells with high construction density. We recorded 29.430 visits (of 10 species of floral visitors, 8 of bees and two of butterflies) to the flowers of 10 species of native and exotic Leguminosae. The results showed that urbanization reduces the number of interactions between arboreal Leguminosae and floral visitors in urban green areas and that the size of the green area favors an increase in the number of interactions, the size of the green area favors the generality of the network and when evaluated only the network with exotic Leguminosae species, the size of the green area positively favored the diversity of these visitors. Furthermore, native species of Leguminosae showed greater specialization than exotic species. The maintenance and conservation of bee populations in urban ecosystems is essential not only for local biodiversity, but also for the pollination of urban agriculture. The high number of interactions observed for the bee *Xylocopa frontalis* suggests the

importance of these visitor in structuring networks and providing ecosystem pollination services in several urban green areas. In conclusion, we reinforce that the use of the interaction network approach is important to understand the structure and dynamics of ecological systems in urban areas. Furthermore, it is necessary to have adequate management of urban green areas to increase the potential of these places to act as biodiversity repository.

Keywords: Bees; Urban green spaces; Network specialization; Network metrics; Urbanization.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO – APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO	11
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	13
2.1	REDES DE INTERAÇÃO	13
2.2	EFEITOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE REDES DE INTERAÇÃO PLANTAS-POLINIZADORES	14
2.3	URBANIZAÇÃO E ESPAÇOS VERDES URBANOS	17
2.4	FAMÍLIA LEGUMINOSAE EM ESPAÇOS URBANOS VERDES NO BRASIL	19
3	MANUSCRITO- GREEN AREA SIZE, RATHER THAN URBANIZATION INDEX, MODULATES THE SPECIALIZATION OF FLOWER-VISITOR NETWORKS OF LEGUMINOSAE TREES IN A TROPICAL METROPOLIS IN BRAZIL	22
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS	102
	REFERÊNCIAS	103

1 INTRODUÇÃO – APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

A urbanização é um processo dinâmico (Grimm et al., 2008), que altera inúmeros fatores ambientais (regime de chuva e qualidade da água, impermeabilidade e erosão do solo, temperatura e qualidade do ar) (Pereira Júnior et al., 2018) e biológicos (aumento de doenças, invasão de espécies exóticas, fotossíntese, polinização, dispersão de sementes e outras interações ecológicas) (McIntyre et al., 2001; Peng et al., 2017). Esse processo está amplamente presente nas cidades, que por sua vez, são constituídas por um mosaico de usos da terra, que incluem áreas residenciais, industriais, agrícolas, para transporte, para recreação, áreas verdes e áreas não utilizadas (Pauleit & Breuste, 2011). Áreas verdes urbanas são representadas por áreas públicas ou privadas incluindo parques (por exemplo, remanescentes de habitats semi-naturais), praças, jardins, telhados verdes, canteiros de flores, passeios públicos (Roy et al., 2012; Cornelissen et al., 2021), que abrigam comunidades de plantas [independentemente do hábito e da origem (nativa ou exótica do ecossistema)] e animais no geral, além de promover diversos serviços ecossistêmicos, beneficiando o bem-estar humano (Elmqvist et al., 2015; Cox et al., 2018).

As áreas verdes urbanas abrigam elevada riqueza e diversidade de espécies de plantas, servindo como fonte de recurso para os polinizadores (Baldock et al., 2015; Silva et al. 2020). Estudos sobre redes de interações entre plantas e polinizadores revelam as relações entre comunidades de polinizadores e plantas, e as consequências da perda de espécies de animais ou plantas, podendo afetar diretamente a regulação das chuvas, purificação do ar, a manutenção dos serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano, visto que os espaços verdes urbanos atuam como local de lazer, recreação e redução do estresse para as pessoas (e.g., Biesmeijer et al., 2006; Fontaine et al., 2006; Del-Claro & Torezan-Silingardi, 2011; Wu, 2014; Gandy, 2015; Deprá & Gaglianone, 2018).

A urbanização vem alterando a dinâmica da interação planta-polinizador ao longo do mundo (e.g., Harrison & Winfree, 2015; Hall et al., 2017), podendo reduzir a biodiversidade nas cidades (Lugo, 2010; Piano et al., 2020). No entanto, áreas verdes em ecossistemas urbanos, podem servir como "stepping stones" ou pontos de parada, que são pequenas áreas que podem facilitar o

fluxo polínico para algumas espécies (Metzger, 2001). Estudos mostram as áreas verdes urbanas como um habitat potencialmente atrativo para os polinizadores (Jordano, 2006; Lizeé et al., 2011).

Espécies de Leguminosae são muito utilizadas na arborização de áreas urbanas, incluindo praças e vias públicas, visto que apresentam uma copa geralmente bastante larga que amplia o fornecimento de sombra e contribui para a manutenção da biodiversidade nas áreas verdes (e.g., SUDEMA, 2004; Bulbovas, 2005; Baldock et al., 2015). A família Leguminosae é cosmopolita e uma das maiores entre as Angiospermas, abrangendo cerca de 727 gêneros e 19.325 espécies (Lewis et al., 2005). As espécies que fazem parte dessa família, de um modo geral, são polinizadas principalmente por abelhas e a autoincompatibilidade é o sistema reprodutivo mais frequente (e.g., Arroyo, 1981).

A abordagem ecológica de redes tem sido utilizada há muitos anos e as redes de interações foram incorporadas às pesquisas ecológicas (Bascompte, 2009), sendo importante para o entendimento das interações entre os elementos em um sistema. Em redes que envolvem relações mutualísticas, a exemplo de interações plantas-polinizadores, inúmeras interações entre espécies podem ser estabelecidas, as quais podem sofrer modificações de acordo com as variações ambientais, o que pode alterar a estrutura da rede (Aizen et al., 2012). Através da análise de redes de interações planta-polinizador é possível identificar espécies importantes para a resiliência das redes em condições ambientais diversas (Olesen et al., 2007).

Assim, esta dissertação visa preencher a lacuna de conhecimento a cerca dos efeitos da urbanização sobre as redes de interações entre Leguminosae arbóreas melitófilas e os seus visitantes florais em áreas verdes urbanas do Recife. Esta dissertação consiste em uma fundamentação teórica abordando as redes de interações, efeitos da urbanização sobre redes de interação plantas-polinizadores, urbanização em espaços verdes urbanos e a família Leguminosae em espaços verdes urbanos do Brasil; além de um capítulo em forma de artigo científico que investigou, especificamente, como as redes de interações entre planta-visitante floral estão caracterizadas e como a urbanização e o tamanho da área afetam as seguintes métricas de rede: índice de especialização, em nível de comunidade, (H_2'), índice de especialização, em

nível de espécie, (d'), generalidade ponderada (Gw), vulnerabilidade ponderada (Vw) e uniformidade da interação (IE), assim como a diversidade efetiva de espécies de visitantes florais e o número de interações entre Leguminosae e visitantes florais em áreas verdes urbanas.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 REDES DE INTERAÇÃO

As comunidades podem ser descritas através da composição das espécies de plantas e animais, e analisar essa composição pode revelar alguns padrões (Pillar, 2004). No intuito de compreender esses padrões, aspectos acerca da dinâmica e estrutura dessas comunidades é utilizada a abordagem de redes de interações, no qual podem ser utilizadas matrizes retangulares, grafos bipartidos ou gráficos de ordenação por análise de correspondência (Valladares et al., 2001; Jordano et al., 2003). Nas matrizes retangulares as dimensões correspondem a dois conjuntos de espécies que interagem (animais e plantas), os elementos da matriz representam as interações e se não houver interação entre determinada planta e animal, especificamente, o elemento correspondente a essa interação recebe o valor de zero. Já os grafos são representados através de “nós”, as interações são representadas através de linhas que unem os pares das espécies de plantas e animais, a “Teoria de Grafos” foi ampliada para a “Teoria de Redes Complexas” (Strogatz, 2001).

A abordagem de redes, bem como suas métricas permitem compreender melhor como essas redes estão respondendo as alterações do ambiente, a exemplo da urbanização, além de como essas mudanças influenciam diretamente na estabilidade e robustez das interações (Ferreira et al., 2013). As métricas escolhidas para as análises precisam ter relação com a questão central do estudo (Blutgen et al., 2008; Bluthgen, 2010), estudos que utilizaram a abordagem de redes detectaram alguns padrões na organização das comunidades (Bascompte et al., 2003; Bascompte & Jordano, 2007; Santos, 2010). Geralmente, as redes mutualísticas se apresentam bastante aninhadas e isso implica que o grupo de espécies generalistas controla uma boa parte das interações (Bascompte & Jordano, 2014).

Uma das métricas utilizadas no estudo de redes é o índice de especialização H_2' , que mostra a especialização a nível de comunidade, se espécies utilizam determinados recursos com intensidades diferentes a comunidade é considerada especializada (Bluthgen et al., 2008), já valores mais baixos nas métricas de generalidade ponderada (G_w) e vulnerabilidade ponderada (V_w) indicam maior especialização na rede (Morris et al., 2013). A uniformidade de interação (IE) também é comumente utilizada (Tylianakis et al., 2007), essa métrica mensura a equitabilidade da frequência das interações, quanto mais homogênea é a frequência dessas interações mais generalistas são essas redes, todas essas métricas citadas são importantes e descrevem diferentes aspectos da estrutura da rede com implicações funcionais para o sistema.

Especificamente, as redes de interações entre plantas e polinizadores podem ser afetadas por diferentes perturbações antrópicas, a exemplo das mudanças climáticas e o processo de urbanização (Tylianakis, 2012; Schleuning et al., 2016). Estudos que analisam as consequências dessas perturbações mostram que espécies mais especialistas podem ser mais suscetíveis a extinção do que espécies mais generalistas (Tylianakis, 2012; Weiner et al., 2014; Schleuning et al., 2016). Além disso, a estrutura de cada rede também afeta a estabilidade daquela comunidade, redes que apresentam uma maior diversidade de interação podem ser mais estáveis, já que apresentam uma distribuição mais homogênea da frequência de interações (Bluthgen, 2015). Além disso, a composição das espécies de polinizadores e o padrão dessas interações apresentam variações interanuais e isso também afeta a estrutura das redes de interações daquela comunidade (Dupont et al., 2009).

2.2 EFEITOS DA URBANIZAÇÃO SOBRE REDES DE INTERAÇÃO PLANTAS-POLINIZADORES

A expansão dos centros urbanos afeta as comunidades de plantas e animais, em áreas urbanas, e isso interfere diretamente no processo de polinização (e.g., Fontaine et al., 2006; Geslin et al., 2013; Harrison & Winfree, 2015; Baldock et al., 2015; Hall et al., 2017; Oliveira et al., 2019). Estudos que visam entender o impacto da urbanização na comunidade de polinizadores têm

aumentado nos últimos anos, mas a maioria enfatiza a abundância e diversidade de polinizadores (Ahrné et al., 2009; Hernandez et al., 2009; Banaszak-Cibicka & Zmihorski, 2011; Baldock et al., 2015), poucos focam nas interações planta-polinizador (Oliveira et al., 2019, 2022). A interação planta-polinizador pode ser alterada por fatores como a introdução de espécies exóticas no ambiente e variações ambientais que podem interferir diretamente nas redes de interações, além disso é importante destacar que cada grupo de polinizador responde a essas alterações de formas diferentes, especificamente, as abelhas são extremamente sensíveis a tais mudanças (Flynn et al., 2009; Aizen et al., 2012; Toledo et al., 2012). Embora tal processo ocorra em todo o mundo, estudos em países tropicais, a exemplo do Brasil, ainda são necessários visto que ainda existem muitas lacunas a respeito de como a urbanização altera a interação planta-polinizador nesses locais.

Em áreas tropicais, a diversidade dos padrões fenológicos é algo que interfere diretamente na biodiversidade, sendo a sazonalidade climática um dos principais fatores relacionados a esses padrões de fenologia (Wright, 1996). Conforme o ambiente torna-se mais sazonal os períodos de floração ocorrem em épocas mais favoráveis, e a duração/ocorrência desses períodos afetam diretamente o número de interações entre planta-polinizador (Ramirez, 2006). Outro ponto que também vale ser ressaltado é que nessas áreas durante o processo de urbanização ocorre a introdução de espécies exóticas no ambiente, que acaba modificando as redes de interações, no qual espécies de polinizadores que apresentam uma maior capacidade adaptativa acabam incluindo as espécies exóticas em suas interações (Flynn et al., 2009; Toledo et al., 2012). Ainda não se tem um consenso de como as espécies mais generalistas respondem a introdução de espécies exóticas no ambiente, podendo apresentar uma maior afinidade com espécies nativas, espécies exóticas ou nenhuma preferência significativa (Lowenstein et al., 2019; Turo et al., 2021; Rahimi et al., 2022). Áreas que apresentam uma maior cobertura vegetal possuem uma tendência a apresentarem comunidades de visitantes florais e polinizadores mais diversificados e redes com maior pretensão a serem mais resistentes e resilientes (Fabian et al., 2013; Ferreira et al., 2015).

Os insetos polinizadores, em grande maioria abelhas, têm um papel fundamental em ecossistemas, promovendo um serviço ambiental importante,

além de colaborar na manutenção das espécies e desenvolver um grande papel econômico importante para a sociedade no geral, visto que ao menos 35% dos cultivos de alimentos dependem diretamente da polinização por abelhas (Klein et al., 2007; Aizen et al., 2008; Winfree et al., 2009). A importância da polinização efetuada pelas abelhas tem sido alvo de muitos debates no Brasil, cerca de 90% das espécies de plantas com flores dependem de polinizadores, tais como abelhas e borboletas (Nogueira Couto, 1998; Ollerton et al., 2011). As abelhas africanizadas são consideradas eficientes polinizadores em áreas tropicais devido a sua rápida movimentação que otimiza a dispersão do pólen (Ruttner, 1976). Já a abelha *Apis mellifera* é amplamente utilizada com sucesso em culturas agrícolas, enquanto as espécies de abelhas sem ferrão são utilizadas como polinizadores em ambientes de estufa devido a sua baixa amplitude de voo (Freitas, 1998; Malagodi-Braga & Kleinert, 2000).

A conservação das abelhas também é importante para a manutenção da relação planta-abelha, e a diversidade dessa espécie está ligada a diversidade de plantas que possuem características atrativas (Somavilla et al., 2018), por exemplo, guias de néctar, coloração das flores, glândulas de odor, além da presença dos recursos florais como pólen, óleos e néctar que fazem parte da dieta de muitos polinizadores (Willmer, 2011; Agostini et al., 2014). A nível global, estima-se que existam cerca de 25.000 mil espécies de abelhas, apresentando uma maior diversidade em regiões tropicais e subtropicais, especificamente, no Brasil existem aproximadamente 3.000 mil espécies de abelhas (Silva et al., 2014).

As abelhas são o grupo de polinizadores mais ameaçado de extinção devido às ações antrópicas, e a maioria dessas espécies apresentam ciclo de vida curto e alta sensibilidade às mudanças de temperatura, luminosidade e umidade, respondendo de diferentes formas às alterações provocadas pela urbanização (Hamblin et al., 2018). No entanto, estudos que comparam a riqueza de espécies de abelhas em ambientes urbanos e naturais relatam uma maior riqueza em ambientes urbanos (Prendergast & Ollerton, 2021), desde que essas espécies tenham fácil acesso a recursos disponíveis nos espaços verdes urbanos e em seu entorno (Ayers & Rehan, 2021).

Com relação a especialização dessas redes em áreas tropicais e temperadas alguns estudos mostram que as áreas tropicais que apresentam riqueza de espécies possuem um grau de especialização maior do que áreas temperadas (Dyer et al., 2007; Lewinsohn & Roslin, 2008), outros mostram que a especialização em latitudes tropicais é menor do que em latitudes temperadas (Schleuning et al., 2012). Existe uma grande diversidade e complexidade de vida nos trópicos, em ecossistemas tropicais uma alta proporção de espécies dependem de interações como a polinização (Ollerton et al., 2011). A relação planta-polinizador pode apresentar uma rede de interação complexa, e estudar esses sistemas e suas métricas permite a investigação da estrutura e dinâmica dessas redes, visto que os parceiros podem continuar nas áreas, mas não interagirem entre si, as redes permitem o acesso não só a mudança via composição, mas também via comportamento. No entanto, ainda existe uma grande lacuna de conhecimento nesses aspectos em regiões tropicais, principalmente com relação a interação planta-abelha em ambientes urbanos (Zhao et al., 2013; Oliveira et al., 2019).

2.3 URBANIZAÇÃO E ESPAÇOS VERDES URBANOS

A urbanização pode ser definida como um processo multidimensional que se manifesta através do rápido aumento da população humana e da alteração da cobertura da terra (Seto et al., 2013). Ela é um processo complexo e dinâmico (Grimm et al., 2008), que promove alterações diretas na paisagem (Pauleit & Breust, 2011), devido às ações antrópicas. A paisagem urbana é constituída por um mosaico de diferentes ambientes com a estrutura da vegetação e a composição florística diferindo da cobertura original e, por isso, apresenta condições e recursos distintos a serem explorados pela fauna local (e.g., Harrison & Winfree, 2015; Baldock et al., 2015; Hall et al., 2017). As consequências desse processo, por exemplo, a fragmentação das paisagens, impermeabilização do solo, isolamento de habitats, poluição sonora e o aumento da temperatura nas cidades (Makeeva et al., 2013; McDonnell & Hahs, 2015; Song et al., 2019; Fenoglio et al., 2021) afeta as comunidades de plantas e animais, incluindo os processos ecológicos existentes, como a polinização (e.g., Fontaine et al., 2006; Geslin et al., 2013; Harrison & Winfree, 2015; Baldock et al., 2015; Hall et al., 2017). Dessa forma, os espaços verdes

urbanos se tornam fundamentais nas cidades, e por isso, a criação e a conservação dessas áreas é tão importante.

Nas cidades, os espaços verdes urbanos são representados por áreas públicas ou privadas incluindo parques, praças, jardins, telhados verdes, canteiros de flores e passeios públicos (Roy et al., 2012). Especificamente, no Brasil, esses espaços começaram a surgir no século XVIII, alcançaram números mais expressivos no século XIX e é no início do século XX que ocorre um aumento significativo de jardins, praças e parques arborizados (Gomes & Soares, 2003). Os primeiros jardins foram criados em áreas desfavorecidas para construção, principalmente nas cidades de Olinda, Ouro Preto, Belém, São Paulo e Rio de Janeiro, dessa forma a arborização urbana foi tomando espaço nas cidades brasileiras (Gomes & Soares, 2003).

Os espaços verdes urbanos colaboram diretamente com o bem-estar humano (Lima & Amorim, 2006). Esses espaços trazem inúmeros benefícios, tais como diminuição das chamadas ilhas de calor (Douglas, 1983; Oke, 1987; Givoni et al., 2003; Shashua-Bar & Hoffman, 2004); redução do processo de erosão do solo e regularização do ciclo hidrológico (Douglas, 1983); diminuição da poluição sonora, através do amortecimento dos ruídos de fundo contínuo (Givoni, 1991); redução da velocidade do vento, (Givoni et al., 2003); purificação do ar através da fixação de poeira, de gases tóxicos e através da reciclagem de gases ligados a fotossíntese (Lombardo, 1985; Nowak, 2000; Nowak, 2006); diversificação da fauna e flora desses ambientes (Savard et al., 2000), valorização visual e ornamental do espaço urbano (Lombardo, 1985). Além disso, serve como local de recreação, lazer e colabora no bem-estar físico e psicológico das pessoas (Fonseca et al., 2010). Por essa razão, os espaços verdes urbanos precisam ser alvos de uma política pública eficiente e mais valorizados (Fonseca et al., 2010).

As áreas urbanas que apresentam uma maior cobertura vegetal e, conseqüentemente, melhores condições ambientais normalmente são áreas ocupadas por uma parcela da população com um alto poder aquisitivo (Villaça, 1998). Em contrapartida, a parcela da população que apresenta um poder aquisitivo mais baixo acaba ocupando áreas em que o déficit de planejamento urbano é alto e não apresentam uma porcentagem de arborização e espaços verdes adequados (Escada, 1992). A falta de planejamento urbano e o

crescimento acelerado das cidades demonstram a necessidade de se perceber a arborização como um elemento fundamental nos espaços urbanos, principalmente em áreas com elevados índices de construção e baixa cobertura vegetal (Carvalho, 1982). Um planejamento urbano eficaz colabora diretamente na preservação e aumento de áreas verdes urbanas que, por sua vez, contribuem na conservação das espécies de plantas e polinizadores, bem como a manutenção dos serviços ecossistêmicos e a melhoria do bem-estar humano em áreas urbanas (Biesmeijer et al., 2006; Fontaine et al., 2006; Fonseca et al., 2010; Del-Claro & Torezan-Silingardi, 2011).

2.4. FAMÍLIA LEGUMINOSAE EM ESPAÇOS URBANOS VERDES NO BRASIL

A família Leguminosae é cosmopolita e compreende a terceira maior família dentre as angiospermas, com cerca de 727 gêneros e 19.325 espécies (Lewis et al., 2005), no Brasil está representada por 2.756 espécies e 222 gêneros (BFG, 2015). As Leguminosae possuem uma importância regional e representatividade muito alta, as espécies dessa família colaboram para a biodiversidade das florestas tropicais e o equilíbrio dos ecossistemas, servindo como bioindicadores de qualidade ambiental, muitas espécies da família são sensíveis, em seu estágio juvenil, a poluentes aéreos de grandes cidades (Bulbovas, 2005; Cantuária et al., 2017). Assim, a família Leguminosae constitui um grupo interessante de se investigar em ecossistemas urbanos. Estudos indicam que a representatividade de espécies de Leguminosae em áreas verdes urbanas no Brasil é de cerca de 31,60% na região Nordeste (Oliveira et al, 2020; Silva et al., 2020), podendo variar de 16% a 39% na região Sudeste (Monalisa-Francisco & Ramos 2019; Santos et al., 2019).

As espécies representantes dessa família tem grande potencial para a ornamentação urbana, sendo a principal família utilizada na arborização urbana do Brasil, principalmente em vias públicas (Souza & Lorenzi, 2008). As espécies utilizadas nesses ambientes precisam estar adequadas ao local onde serão plantadas e devem desempenhar algumas funções como o fornecimento de sombra, já que as espécies representantes desse grupo apresentam uma copa larga, e a conservação da identidade ecológica do local (Corrêa, 2016; Silva et al., 2008).

A maioria das espécies de Leguminosae são melitófilas, ou seja, são polinizadas por abelhas, as anteras poricidas presentes em *Cassia* e *Senna* são um dos fatores que favorecem a visita de abelhas (Dutra et al., 2009). Além disso, a família Leguminosae representa uma das maiores fontes de recurso alimentar (néctar e pólen) para as abelhas (Dutra et al., 2009).

**3 GREEN AREA SIZE, RATHER THAN URBANIZATION INDEX, MODULATES
THE SPECIALIZATION OF FLOWER-VISITOR NETWORKS OF
LEGUMINOSAE TREES IN A TROPICAL METROPOLIS IN BRAZIL**

Research Article – a ser submetido para a revista: Urban Forestry & Urban
Greening

Research Article – Urban Forestry & Urban Greening

Green area size, rather than urbanization index, modulates the specialization of flower-visitor networks of Leguminosae trees in a tropical metropolis in Brazil

Thaís Caroline de M. Andrade^a, Jéssica Luiza S. e Silva^b, Luanda Augusta P.

Barbosa^a, Talita Câmara^c, Ariadna Valentina Lopes^b

^aPrograma de Pós-Graduação em Biologia Vegetal, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE 50670-901, Brasil

^bDepartamento de Botânica, Centro de Biociências, Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Recife, PE 50670-901, Brasil

^cLaboratório de Ecologia, Botânica e Etnobiologia, Universidade de Pernambuco, Garanhuns, PE 55294-310, Brasil

* Autor de Correspondência

Endereço de e-mail: ariadna.lopes@ufpe.br (A.V. Lopes)

ORCID

Thaís Caroline de M. Andrade - <https://orcid.org/0009-0009-9835-5734>

Jéssica L. S. Silva - <http://orcid.org/0000-0001-8519-0891>

Luanda A. Pinheiro Barbosa - <https://orcid.org/0000-0001-9554-6687>

Talita Câmara - <https://orcid.org/0000-0003-2793-8907>

Ariadna V. Lopes - <http://orcid.org/0000-0001-5750-5913>

Highlights

- Espaços urbanos com áreas verdes maiores apresentaram mais interações entre flores de Leguminosae arbóreas e visitantes florais.
- *Trigona spinipes* e *Xylocopa frontalis* apresentaram maior número de interações com as flores de Leguminosae arbóreas.
- A urbanização reduziu o número de interações entre flores de Leguminosae arbóreas e visitantes florais.
- O tamanho da área verde favoreceu a diversidade de visitantes florais nas plantas exóticas.
- O tamanho da área verde favoreceu a generalização das redes de interações.

Resumo

A urbanização e o tamanho da área verde podem alterar inúmeros fatores ambientais e biológicos, entre eles as interações ecológicas entre plantas e animais. As áreas verdes urbanas colaboram positivamente na manutenção da biodiversidade, servem como fonte de recurso para os polinizadores e trazem inúmeros benefícios para a população no geral. O objetivo desse estudo foi avaliar o efeito da urbanização e o tamanho da área verde nas redes de interações entre árvores da família Leguminosae melitófilas e seus visitantes florais. Mais especificamente, investigamos como a urbanização e o tamanho da área verde afetam as seguintes métricas de rede: índice de especialização em nível de comunidade (H_2'), índice de especialização em nível de espécie (d'); generalidade ponderada (G_w), vulnerabilidade ponderada (V_w) e uniformidade da interação (IE), assim como o número de interações e diversidade efetiva de visitantes florais. O estudo foi realizado em oito espaços verdes urbanos de uma metrópole brasileira (Recife), nordeste do Brasil, com 10 espécies de Leguminosae arbóreas, nativas e exóticas. Foram realizadas 62 visitas diárias para observar os visitantes florais das espécies de Leguminosae, ca. de 15hs de observação para cada espécie, em cada local de estudo, totalizando cerca de 930 horas de observações. Para calcular o índice de urbanização de cada local de estudo foram utilizadas as seguintes variáveis: a) distância para área de remanescente florestal mais próximo, b) número de células com presença de corpos d'água, c) número de células com pavimentação, d) número de células com presença de canal e e) número de células com alta densidade de construção. De maneira geral, a urbanização diminui o número de interações entre Leguminosae arbóreas e visitantes florais

em áreas verdes urbanas e que maior tamanho da área verde favorece aumento no número de interações, o tamanho da área verde favoreceu a generalidade da rede e quando avaliada apenas a rede com espécies de Leguminosae exóticas, o tamanho da área verde favoreceu de forma positiva a diversidade de visitantes. Além disso, espécies nativas de Leguminosae apresentaram maior especialização que espécies exóticas. A manutenção e conservação das populações de abelhas nos ecossistemas urbanos é imprescindível não só para a flora dos espaços verdes urbanos, mas também para a polinização em áreas de agricultura urbana. O elevado número de interações observado para a abelha *Xylocopa frontalis* sugere a importância deste visitante na estruturação das redes e na prestação de serviço ecossistêmico de polinização em diversas áreas verdes urbanas. Em conclusão, reforçamos que a utilização da abordagem de redes de interações é importante para entender a estrutura e dinâmica dos sistemas ecológicos em áreas urbanas, além disso, é necessário haver um gerenciamento adequado das áreas verdes urbanas para aumentar o potencial desses locais em atuarem como repositório de biodiversidade. Essas informações poderão subsidiar planos de controle, manejo, conservação e restauração de espécies de plantas e polinizadores, principalmente das espécies nativas da floresta Atlântica, transformando os ecossistemas urbanos em paisagens multifuncionais.

Palavras-chave: Abelhas; Espaços verdes urbanos; Especialização de redes; Métricas de rede; Urbanização.

Introdução

A urbanização é uma das principais causas da perda de biodiversidade (e.g., Fontaine et al., 2006; Geslin et al., 2013; Harrison & Winfree, 2015; Baldock et al., 2015; Hall et al., 2017; Oliveira et al., 2019). Esse processo traz diversas modificações para o ambiente, por exemplo, a fragmentação de paisagens, isolamento de habitats, diversos tipos de poluição, aumento de temperatura (i.e., “ilhas de calor”) e impermeabilização de superfícies (Makeeva et al., 2013; McDonnell & Hahs, 2015; Song et al., 2019; Fenoglio et al., 2021), gerando grandes impactos na biodiversidade e funcionamento dos serviços ecossistêmicos (Piano et al., 2020). No entanto, estudos mostram que áreas verdes em ambientes urbanos têm um potencial bastante atrativo para os polinizadores e colaboram positivamente na manutenção de espécies de plantas e animais, contribuindo diretamente para a continuidade dos serviços ecossistêmicos (Fortel et al., 2014; Theodorou et al., 2016; Senapathi et al., 2017; Levé et al., 2019).

A polinização é um serviço ecossistêmico fundamental na manutenção da biodiversidade, auxiliando na manutenção de espécies de plantas e polinizadores (Silva et al., 2021), portanto é de extrema importância compreender os efeitos das alterações nas paisagens sobre tal processo (Andrieu et al., 2009; Viana et al., 2012). Com o aumento das modificações no ambiente, como a fragmentação de paisagens e impermeabilização de superfícies, é observado um declínio nas espécies de polinizadores, visto que muitas espécies são sensíveis a alterações nas paisagens (Aizen et al., 2009; Carvalheiro et al., 2010; Viana et al., 2012; Ferreira et al., 2013; Kennedy et al., 2013). Especificamente, as abelhas são um dos grupos de polinizadores mais

ameaçados de extinção e sensíveis a mudanças antrópicas, a urbanização pode ser responsável, por exemplo, pela mudança na composição da comunidade e homogeneização biótica (Geslin et al., 2013; Fortel et al., 2014).

A interação planta-polinizador, especificamente a relação planta-abelha, é uma relação mutualística importante na produção de alimentos, ao menos 35% dos cultivos de alimentos dependem diretamente da polinização por abelhas (e.g., Klein et al., 2007; Aizen et al., 2008; Winfree et al., 2009). A maioria das espécies de abelhas apresenta ciclo de vida curto e alta sensibilidade às mudanças de temperatura, luminosidade e umidade (Hamblin et al., 2018). Com a diminuição da cobertura vegetal nas cidades, há o declínio na abundância de algumas espécies de abelhas, é importante ressaltar que cada grupo funcional/espécie responde de uma forma diferente aos vários tipos de mudanças antrópicas, a exemplo da urbanização (e.g., Carper et al., 2014; Geslin et al., 2016; Banaszak-Cibicka & Dylewski, 2021; Graf et al., 2022). Essas respostas também podem ser atribuídas a características como a distribuição geográfica, comportamento de nidificação e distância de forrageamento, que pode ser explicada pela diferença no tamanho do corpo e tamanho da colônia (Ahrné et al., 2009).

Espécies de Leguminosae possuem grande importância regional e representatividade muito alta, sendo relevantes para a biodiversidade das florestas tropicais e o equilíbrio dos ecossistemas, além de contribuir positivamente na qualidade do solo (Roscoe et al., 2006; Corrêa et al., 2014). Várias são importantes bioindicadores de qualidade ambiental por serem sensíveis, em seu estágio juvenil, a poluentes aéreos de grandes cidades (Bulbovas, 2005; Cantuária et al., 2017). Assim, a família Leguminosae

constitui um grupo interessante de se investigar em ecossistemas urbanos. Estudos indicam que a representatividade de espécies de Leguminosae em áreas verdes urbanas no Brasil é de cerca de 31,60% na região Nordeste (Oliveira et al., 2020; Silva et al., 2020), podendo variar de 16% a 39% na região Sudeste (Monalisa-Francisco & Ramos, 2019). As espécies de Leguminosae têm grande potencial para a ornamentação urbana, sendo a principal família utilizada na arborização urbana do Brasil, principalmente em vias públicas (Souza & Lorenzi, 2008). As Leguminosae, de um modo geral, são polinizadas principalmente por abelhas e apresentam, frequentemente, autoincompatibilidade genética, dependendo, portanto, obrigatoriamente de polinização cruzada biótica para formação de frutos (e.g., Arroyo, 1981).

O estudo de redes de interações é uma das formas de avaliar a manutenção da polinização de áreas verdes urbanas, sendo possível identificar espécies importantes que contribuem para a resiliência desses espaços (Olesen et al., 2007). Geralmente, as redes mutualísticas se apresentam bastante aninhadas e isso implica que espécies generalistas controlam uma boa parte das interações (Bascompte & Jordano, 2014). A maioria dos estudos de redes de interações entre plantas e polinizadores foram realizados em áreas temperadas (Lundgren et al., 2005; Petanidou et al., 2008; CaraDonna et al., 2017), os dados fornecidos nesses estudos podem colaborar nos esforços de conservação tanto das espécies de polinizadores que estão em declínio no mundo todo, principalmente as abelhas que possuem uma alta importância econômica e colaboram diretamente na segurança alimentar, como também das espécies de plantas que necessitam da polinização por animais (Nascimento et al., 2020).

Especificamente, em áreas tropicais urbanas, há uma defasagem nos estudos sobre redes de interações entre plantas e polinizadores, esses estudos podem fornecer dados importantes para compreender melhor as respostas da biodiversidade à urbanização (Kowarik, 2011). Ainda se conhece muito pouco sobre a estabilidade dessas redes e como essas redes respondem as mudanças antrópicas a exemplo da urbanização (Abrahamczyk et al., 2011; Ramirez et al., 2016). Em áreas tropicais, gradientes ambientais, espaciais e temporais podem modificar a dinâmica das redes de interações e a urbanização é um fator chave nessa dinâmica (Marín-Gómez et al., 2022). Existem estudos de revisão de literatura (Nascimento et al., 2020) ou focando em outros grupos de polinizadores, por exemplo, beija-flores (Maruyama et al., 2019; Marín-Gomez et al., 2022), mas ainda é necessário estudos focando na interação flor-abelha em áreas verdes tropicais urbanas, visando obter dados que podem colaborar nos esforços de conservação das espécies de polinizadores e plantas.

Além disso, durante o processo de urbanização ocorre a introdução de espécies exóticas no ambiente, que acaba modificando as redes de interações, no qual espécies de polinizadores que apresentam uma maior capacidade adaptativa acabam incluindo as espécies exóticas em suas interações (Flynn et al., 2009; Toledo et al., 2012). Ainda não se tem um consenso de como as espécies mais generalistas respondem a introdução de espécies exóticas no ambiente, podendo apresentar uma maior afinidade com espécies nativas, espécies exóticas ou nenhuma preferência significativa (Lowenstein et al., 2019; Turo et al., 2021; Rahimi et al., 2022). Áreas que apresentam uma maior cobertura vegetal possuem uma tendência a apresentarem comunidades de

visitantes florais e polinizadores mais diversificados e redes com maior pretensão a serem mais resistentes e resilientes (Fabian et al., 2013; Ferreira et al., 2015).

Assim, o objetivo desse estudo foi testar o efeito da urbanização e tamanho da área verde no número de interações entre plantas e visitantes florais, bem como na diversidade de espécies de visitantes florais e métricas de redes mais voltadas para a especialização, além de caracterizar as redes de interações entre Leguminosae arbóreas melitófilas (i.e., com sistema de polinização por abelhas) e os seus visitantes florais em áreas verdes urbanas do Recife. Para isso foram analisadas quatro tipos de redes de interações: uma rede com todos os visitantes florais; outra rede com apenas os polinizadores (ocasionais e efetivos), outra com apenas espécies nativas de Leguminosae e por último, uma rede com apenas espécies exóticas de Leguminosae. Testamos as hipóteses de que: 1) haverá diminuição na diversidade efetiva de espécies de visitantes florais com o aumento do índice de urbanização e diminuição do tamanho da área verde; 2) haverá diminuição do número de interações com o aumento do índice de urbanização e diminuição do tamanho da área verde; 3) haverá diminuição da especialização das redes de interações planta-visitante floral com o aumento do índice de urbanização.

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na região metropolitana de Recife no estado de Pernambuco, no contexto ecológico/biogeográfico da Mata Atlântica nordestina, Brasil. O município de Recife é uma das maiores aglomerações urbanas da

região Nordeste e possui uma área territorial de 218 km². A cidade de Recife é a nona maior do país e possui uma população estimada de 1.625.583 habitantes, correspondendo a 18% da população do estado e 44% da Região Metropolitana do Recife (IBGE, 2010). O clima é do tipo As', denominado tropical quente úmido, a temperatura média anual é de 25,4°C, com oscilação próxima a 2,8°C, precipitação média anual de 2.272,9 mm. De acordo com o Plano de Ordenamento Territorial (2018), a cidade possui um índice de aproximadamente 60 m² de área verde por habitante, sendo a segunda capital do país com maior presença de áreas verdes. Este estudo inclui oito áreas verdes urbanas, incluindo quatro praças e quatro parques, com uma área total de cobertura de cerca de 33.28x10⁴m², com presença de espécies de plantas nativas e exóticas (Tabela 1, Figura 1). As áreas verdes foram escolhidas em bairros diferentes com o objetivo de criar um gradiente de urbanização entre os bairros da cidade do Recife. A maior presença de indivíduos das espécies de Leguminosae também foi um critério para a escolha das áreas verdes.

Índice de urbanização e tamanho da área verde

O índice de urbanização foi calculado com base em imagens aéreas, adaptando-se o método proposto por Liker et al. (2008) e, posteriormente, reproduzido por Bokony et al. (2012) e Seress et al. (2014). Para isso, as coordenadas geográficas das oito áreas verdes urbanas foram inseridas no software QGIS 3.10.7 (QGIS.org, 2021) e foram projetadas oito imagens aéreas do Google Earth (<http://earth.google.com>), referentes a cada uma das áreas estudadas. As áreas verdes urbanas foram vetorizadas para se obter o tamanho de cada área em metros quadrados. O centróide de cada vetor foi

inserido para aplicar linhas de grade (começando em 500m no centro do vetor, com uma cobertura de 1km X 1km); em seguida, as imagens foram divididas em 100 células. Em cada célula foi considerada a presença e área (m²) de cobertura vegetal e superfícies impermeáveis (prédios, vias e áreas pavimentadas em geral); esses elementos foram vetorizados e sua representatividade (%) em cada célula foi estabelecida (Liker et al., 2008).

A partir de cada célula analisada (nas oito imagens obtidas), foram estabelecidas as seguintes métricas e escalas como descritores do índice de urbanização: a) densidade média de construção (escala entre 0-2, obtida através da proporção de construção (%); escala “0” atribuído a proporções de edificações equivalentes a 0%, escala “1” entre 0,1% e 50% e escala “2” entre 50,1% e 100%); b) densidade média de vegetação (escala entre 0-2, obtida através da proporção de vegetação (%), sendo a escala “0” atribuída a proporções de vegetação equivalentes a 0%, escala “1” entre 0,1% e 50% e escala “2” entre 50,1% e 100%); c) número de células com alta densidade de construção (células >50%, intervalo 0-100); d) número de células com alta densidade de vegetação (células >50%, escala 0-100) e e) número de células com pavimentação (células com presença ou ausência (0 ou 1), escala 0-100) (Liker et al., 2008). Além das métricas propostas no método de Liker et al. (2008), também foram incluídas no presente estudo as seguintes variáveis: f) distância para área de remanescente florestal mais próximo (nesse estudo consideramos como área de remanescente florestal as áreas correspondentes ao “Jardim Botânico do Recife” e ao “Parque Estadual Dois Irmãos”); g) número de células com presença de corpos d’água (células com presença ou ausência de rios e lagos (0 ou 1), escala 0-100) e h) número de células com presença de

canal (número de células com presença de canal (0 ou 1), escala 0-100). Incluímos a presença de canal e corpos d'água no índice de urbanização devido ao fato de que Recife é uma cidade com elevado número de canais e é cercada por muitos rios.

Para verificar o nível de correlação entre todas as variáveis preditoras foi aplicado o teste do fator de inflação da variância (VIF) (Heiberger & Holanda, 2015) (Material Suplementar Figura S1). Após o teste VIF foram selecionadas as métricas com um menor índice de correlação para o cálculo final do índice de urbanização, sendo elas: a) distância para área de remanescente florestal mais próximo, b) número de células com presença de corpos d'água, c) números de células com pavimentação, d) número de células com presença de canal e e) número de células com alta densidade de construção (Material Suplementar Figura S2). Desse modo, nosso cálculo do índice de urbanização diferiu do proposto por Liker tanto na quantidade de variáveis, como pelo fato de termos acrescentado novas variáveis e avaliado a correlação entre elas.

A análise de componentes principais (PCA) foi aplicada para estabelecer o índice de urbanização, com base nas variáveis mencionadas acima para cada área verde urbana (Material Suplementar Figura S2). Após a obtenção dos dois primeiros componentes, seus respectivos valores foram escalonados em um intervalo entre 0-100 para facilitar a compreensão na interpretação dos resultados, sendo 0 a ausência de urbanização e 100 a máxima urbanização. As áreas verdes urbanas com grau de urbanização mais próximo de "0" apresentaram menor grau de urbanização, relacionado ao aumento da cobertura vegetal e redução do adensamento de edificações; os mais próximos de "100" estão relacionados às áreas com maior índice de urbanização,

relacionado a diminuição da cobertura vegetal e aumento do adensamento de edificações. O teste VIF e a PCA foram realizados com auxílio do pacote *stats* versão 3.6.2 (R Core Team, 2021) e pacote *factoextra* versão 1.0.7 (Kassambara & Mundt, 2020) no software R (R Core Team, 2021). No final, o tamanho da área verde variou de 5991.29 m² a 68945.57 m², (Tabela 1), já o índice de urbanização nas áreas verdes urbanas estudadas variou de 5.66 a 25.00 (Tabela 2).

Espécies estudadas

Com base no levantamento florístico de Oliveira et al. (2020), foram selecionadas 10 espécies de Leguminosae arbóreas e melitófilas, nativas e exóticas do Brasil, que mais ocorrem nas áreas verdes estudadas: 1. *Albizia lebbek*, 2. *Cassia grandis*, 3. *Cenostigma pluviosum* var. *peltophoroides*, 4. *Cenostigma pyramidale*, 5. *Clitoria fairchildiana*, 6. *Libidibia ferrea*, 7. *Paubrasilia echinata.*, 8. *Prosopis juliflora*, 9. *Senna siamea* e 10. *Tamarindus indica* (Tabela S1).

Coleta de dados

Foram realizados 62 dias de observação (entre os meses de fevereiro/2022-março/2023) às referidas praças e parques para observar e registrar os visitantes florais. Todos os visitantes florais foram identificados e classificados de acordo com o comportamento em: a) pilhadores, quando o visitante coleta recurso floral sem entrar em contato com as estruturas reprodutivas da flor; b) polinizadores ocasionais, quando o visitante atua como polinizador, mas não entra em contato com as estruturas florais em todas as visitas, e c)

polinizadores efetivos, quando o visitante contata ambas as estruturas reprodutivas da flor em uma mesma visita durante a coleta de recurso, em todas as visitas observadas. Espécimes dos visitantes florais foram coletados e/ou fotografados para registro do estudo e posterior identificação das espécies. Foram observadas 10 inflorescências por espécie (sendo 5 inflorescências por indivíduo) em cada área verde urbana, totalizando cerca de 310 inflorescências; com relação ao número de indivíduos, foram observados dois indivíduos por espécie em cada área verde urbana, totalizando cerca de 62 indivíduos. Para as inflorescências dos indivíduos mais altos, as observações foram realizadas com auxílio de um binóculo. Foram realizadas cerca de 15h de observação para cada espécie em seu respectivo pico de floração em cada local de estudo, totalizando cerca de 930 horas de observações, as observações foram realizadas por uma única pessoa. Como todas as espécies têm antese diurna, o horário de observação foi das 5:00h às 7:30h, 10:00h às 12:30h e 15:00h às 17:30h em um mesmo dia. As observações em cada área verde urbana foram realizadas em dois dias intercalados.

Análises de dados

Com base nos dados obtidos, para cada área verde urbana foram construídas matrizes quantitativas para análises das redes de interações planta-visitante floral, com as interações entre pares de espécies quantificadas de acordo com a frequência (número de vezes) em que a interação foi observada (Blüthgen, 2010). Assim, foram calculadas as seguintes métricas para a descrição da estrutura da rede com todos os visitantes florais e outra rede apenas com

polinizadores (ocasionais e efetivos): 1) generalidade ponderada (G_w), que expressa o grau de especialização no nível trófico mais alto (visitantes florais), é a média do número de plantas visitadas por cada visitante floral ponderada pela frequência de interação entre espécies de visitantes florais, de forma que valores mais baixos nessa métrica representa uma maior especialização; 2) vulnerabilidade ponderada (V_w), que expressa o grau de especialização no nível trófico mais baixo (espécies de Leguminosae), é a média de visitantes florais pelas espécies de plantas ponderada pela frequência de interação de espécies de Leguminosae, de forma que valores mais baixos nessa métrica representa uma maior especialização; 3) índice de especialização (H_2'), que caracteriza o grau de especialização entre visitantes florais e espécies arbóreas de Leguminosae em toda a rede, quanto mais seletivas forem as espécies, maior será o valor de H_2' para a rede. Esse índice determina a diferença de interações realizadas e esperadas e varia de 0 a 1, o número 0 representa uma rede mais generalista e o número 1 representa uma rede mais especialista; 4) uniformidade da interação (IE), que mensura a equitabilidade da frequência das interações entre espécies de Leguminosae e visitantes florais, quanto mais homogênea é a frequência dessas interações mais generalistas são essas redes; também foi analisada a 5) número de interações dos visitantes florais e espécies de Leguminosae, que foi calculado como a quantidade de vezes que determinado visitante floral visitou alguma das inflorescências marcadas das espécies em cada local de estudo; e a 6) diversidade efetiva de espécies de visitantes florais, que foi mensurada através do número efetivo de diversidade, calculado através do exponencial do índice de Shannon. Além das redes com todos os visitantes florais e com

polinizadores (ocasionais e efetivos), também foram analisadas uma rede com apenas espécies nativas de Leguminosae e outra rede com apenas espécies exóticas de Leguminosae, para essas redes foram analisadas: 1) uniformidade da interação (IE); 2) índice de especialização (d'), que mede o nível de especialização por espécie, esse índice varia de 0 a 1, quanto mais próximo de 1 mais generalista é a espécie; 3) número de interações dos visitantes florais e as espécies de Leguminosae e 4) diversidade efetiva de espécies de visitantes florais. Para a análise da estrutura da rede de interação foi utilizado o pacote *bipartite* (Dormann et al., 2009) no software R (R Core Team, 2021).

Análises estatísticas

Para verificar o efeito do índice da urbanização sob cada métrica de rede de interação, o número de interações dos visitantes florais e as espécies de Leguminosae e a diversidade de espécies de visitantes florais foram construídos modelos lineares generalizados, com distribuição de erro Gaussiana e função "identity". O índice de urbanização foi utilizado como variável preditora nos modelos. Para verificar a diferença na especialização entre espécies de plantas nativas e exóticas foi aplicado um teste t. Todas as análises foram executadas no software R Core Team (2021), os gráficos foram construídos com o pacote *ggplot2* (Wickham, 2016).

Resultados

Visitantes florais observados

De forma geral, foram registradas 29.430 visitas às 10 espécies de Leguminosae nativas e exóticas (Material Suplementar Tabela S2). Com

relação aos visitantes florais, foram contabilizadas 10 espécies, sendo oito espécies de abelhas [1. *Apis mellifera scutellata* (Lepeletier, 1836), 2. *Centris aenea* (Lepeletier, 1841), 3. *Eulaema nigrita* (Lepeletier, 1841), 4. *Plebeia* sp. (Schwarz, 1938), 5. *Tetragonisca angustula* (Latreille, 1811), 6. *Trigona spinipes* (Fabricius, 1793), 7. *Xylocopa frontalis* (Olivier, 1789) e 8. *X. grisescens* (Lepeletier, 1841)] e duas espécies de borboletas [*Amartia jatrophae* (Linnaeus, 1763) e uma espécie de *Hesperiidae* (não identificada)] (Figura 2). A abelha *Trigona spinipes* apresentou comportamento tanto de pilhador (de néctar e de pólen) quanto de polinizador ocasional em algumas Leguminosae (Material Suplementar Tabela S2). As espécies de borboletas ocasionalmente entravam em contato com as estruturas reprodutivas das flores das Leguminosae que elas visitaram, assim como as abelhas *Plebeia* sp. e *Tetragonisca angustula*, por isso essas espécies foram consideradas como polinizadores ocasionais (Material Suplementar Tabela S2). Todas as outras espécies foram consideradas polinizadoras efetivas nas áreas verdes urbanas estudadas (Material Suplementar Tabela S2).

Efeito da urbanização e tamanho da área verde nas redes entre os visitantes florais/polinizadores ocasionais e efetivos e Leguminosae

Considerando a rede de interação com todos os visitantes florais, *Paubrasilia echinata* foi a espécie de planta que mais recebeu visitas, enquanto *Trigona spinipes* foi o visitante floral mais frequente, seguido por *Xylocopa frontalis* e *X. grisescens* (Figura 2; Material Suplementar Tabela S2). O número de interações variou de 418 a 7.576 interações entre as áreas verdes (Tabela 3). Os resultados mostraram que o efeito do índice de urbanização, tamanho

da área verde, assim como o efeito combinado dessas duas variáveis foram significativos sobre o número de interações para a rede com todos os visitantes florais (Tabela 4). Áreas verdes com maior índice de urbanização e menor tamanho tiveram menor número de interações, enquanto áreas verdes com menor índice de urbanização e maior tamanho tiveram maiores números de interações (Figura 3A, B e E). O mesmo padrão também foi observado quando excluimos espécies de pilhadores e permanecemos apenas com os polinizadores (ocasionais e efetivos) (Tabela 4; Figura 4A, B e D). A diversidade efetiva variou de 2.68 a 7.47 e de 2.06 a 6.64 para os visitantes florais e polinizadores (ocasionais e efetivos), respectivamente, nas áreas verdes estudadas (Tabela 3), não sendo afetada pelo índice de urbanização, tamanho da área ou combinação entre esses dois fatores (Tabela 4).

Com relação às métricas de redes de interações, na rede com todos os visitantes florais, foi observado um aumento na generalidade ponderada (G_w), isto é na diversidade de plantas utilizadas pelos visitantes-florais e polinizadores, assim como na uniformidade da interação (IE), isto é o aumento da uniformidade da interação entre visitantes florais e Leguminosae conforme o aumento do tamanho da área verde (Tabela 4; Figura 3C e D), na rede com apenas os polinizadores ocasionais e efetivos também foi observado um aumento na generalidade ponderada (G_w) (Tabela 4; Figura 4C), mas essas métricas não foram afetadas pelo índice de urbanização ou sua interação com o tamanho da área verde em nenhuma das duas redes (Tabela 4). As métricas de especialização da rede (H_2') e vulnerabilidade ponderada (V_w) não tiveram resposta significativa a urbanização, tamanho da área verde ou ao efeito combinado dessas duas variáveis) em nenhuma das duas redes de interações

(com todos os visitantes florais e com apenas polinizadores ocasionais e efetivos) (Tabela 4).

Efeito da urbanização e tamanho da área nas redes entre Leguminosas nativas e exóticas com os visitantes florais

Os resultados mostraram que o efeito do índice de urbanização, tamanho da área verde, assim como o efeito combinado dessas duas variáveis foram significativos sobre o número de interações para a rede com espécies nativas (Tabela 4). Áreas verdes com maior índice de urbanização e menor tamanho tiveram menor número de interações, enquanto áreas verdes com menor índice de urbanização e maior tamanho tiveram maiores números de interações (Figura 5A, B e D). Já o efeito do índice de urbanização e tamanho da área verde, de forma isolada, foram significativos sobre o número de interações na rede com espécies exóticas (Figura 6A e B), não havendo diferença na combinação entre as duas variáveis. Foi observado que existe uma diferença no índice de especialização (d') entre as espécies de plantas nativas e exóticas, no qual as espécies nativas apresentaram menor especialização (Tabela S3). Porém, a especialização das Leguminosas nativas e exóticas não mudou com o aumento do índice de urbanização, tamanho da área verde ou com a interação desses dois fatores (Tabela S3). A diversidade efetiva de visitantes florais que visitam as Leguminosas nativas variou de 2.88 a 7.85 e de 1.06 a 4.54 que visitam as Leguminosas exóticas. No entanto, apenas a diversidade efetiva dos polinizadores visitantes de Leguminosae exóticas aumentou com o tamanho da área verde (Tabela 4; Figura 6C). Com relação as métricas de redes, foi observada apenas o efeito do tamanho da

área verde na uniformidade das interações para a rede envolvendo as Leguminosas nativas (Tabela 4), ao aumentar o tamanho da área verde, houve o aumento na uniformidade da interação (IE) (Tabela 4; Figura 5 C).

Discussão

De maneira geral, nosso estudo demonstra que, independente da rede analisada, as espécies de abelha *Trigona spinipes*, que atua principalmente como pilhador, e *Xylocopa frontalis* foram os visitantes florais com maior número de interações com as flores das Leguminosae. Além disso, aumento no índice de urbanização afeta negativamente o número de interações entre Leguminosae arbóreas e visitantes florais, enquanto aumento no tamanho da área do espaço verde urbano favorece o número de interações, generalização dos visitantes florais e uniformidade, no qual a redução da área verde faz com que algumas espécies dominem as interações em relação as outras. Simultaneamente, redução no índice de urbanização e aumento no tamanho da área verde urbana contribui para o aumento no número de interações. Por outro lado, as redes de interações entre flores de Leguminosae melitófilas e seus visitantes florais ocorrentes em áreas verdes urbanas (i.e., praças e parques) do Recife não apresentam alterações na diversidade efetiva de visitantes florais, exceto quando consideramos a rede de interação com apenas espécies exóticas. Apesar dos efeitos negativos da urbanização sobre a rede de interação flor-visitante floral, o tamanho da área verde urbana parece beneficiar animais pilhadores e, principalmente, polinizadores, reforçando assim a importância da conservação dos diversos espaços verdes urbanos como repositórios de biodiversidade.

Diversos estudos relatam as abelhas *Trigona spinipes* e *Xylocopa frontalis* como visitantes florais comuns em áreas verdes urbanas, tanto em regiões temperadas (e.g., Spiesman & Inouye, 2013; Geslin et al., 2013) quanto em tropicais (e.g., Taura & Laroca, 2001; Kiill & Drumond, 2001; Santos & Absy, 2012; Varassin et al. 2012), incluindo praças e parques na cidade de Recife (Oliveira et al., 2019, 2022). Além disso, essas abelhas são consideradas as espécies de visitantes florais mais abundantes para as Leguminosae estudadas (e.g., Agostini & Sazima, 2003; Souza et al., 2012; Amaral-Neto, 2015; Oliveira et al., 2019). Aumentos no índice da urbanização são responsáveis por redução no número de interações, independentemente da origem da planta, entre plantas e visitantes florais/polinizadores (e.g., Taura & Laroca, 2001), como abelhas (Dargas et al., 2016) e beija-flores (Mendonça & Anjos, 2005; Sacco, 2013), assim como observado nesse estudo. Ao contrário do que esperávamos, aumentos no índice de urbanização não alteraram de forma significativa a diversidade de abelhas nas áreas verdes urbanas de Recife. Esses achados são compatíveis com dados de literatura que indicam que a urbanização apresentou efeito neutro sobre a diversidade de abelhas na Polônia e Estados Unidos (Banaszak-Cibicka & Zmihorski, 2011; Hinnens et al., 2012). Em adição, o tamanho da área verde é referido como positivamente associado à diversidade de visitantes florais/polinizadores em regiões temperadas e tropicais, assim como foi observado nesse estudo para as espécies de Leguminosae exóticas, e, conseqüentemente, acaba favorecendo o número de interações e outras métricas de redes de interações flores-abelhas em áreas urbanas (e.g., Potts et al., 2010; Hennig & Ghazoul, 2012), assim como observado neste estudo.

O elevado número de interações registrado no presente estudo deve-se à heterogeneidade da paisagem urbana estudada, na qual existem diversos tipos de habitats ou áreas verdes (e.g., Brun et al., 2007; Satter et al., 2011; Baldock et al., 2019). Para abelhas e outros grupos de polinizadores, áreas verdes urbanas, como parques e principalmente praças, podem fornecer diversos locais de forrageamento e nidificação (Baldock et al., 2019; Dylewski et al., 2020; Ayres & Rehan, 2021; Prendergast et al., 2022). Além disso, as abelhas dos gêneros *Xylocopa* e *Trigona* são descritas como generalistas em termos de uso de recursos/plantas (e.g., Biesmeijer et al., 2005; Biesmeijer & Slaa, 2006; Chaves-Alves et al., 2011; Zotarelli et al., 2014). Especificamente, apesar da maioria das espécies de abelhas apresentarem alta sensibilidade a mudanças de temperatura, abelhas do gênero *Xylocopa* apresentam tolerância a altas temperaturas (Keasar, 2010; Leite et al., 2022), nidificam em troncos ocos (Chaves-Alves et al., 2011), e possuem preferência pela família Leguminosae (Terzo et al., 2007), enquanto *Trigona spinipes* possui capacidade de nidificar em forros de casa, postes de energia e entre os galhos de árvores (Brun et al., 2007; Antonini et al., 2013) e apresenta alto nível de adaptação às condições urbanas (i.e., ilhas de calor, alterações na composição florística, poluição sonora e do ar) (Cortopassi-Laurino & Ramalho, 1988; Cardoso & Gonçalves, 2018).

Reduções no número de interações entre Leguminosae arbóreas e visitantes florais devido ao aumento no índice de urbanização podem estar associadas a contaminantes ambientais, tais como poluição do ar através da queima de combustível. A queima de combustível dos veículos, por exemplo, em locais muito urbanizados colabora para o declínio das interações, visto que

o odor floral emitido pelas plantas polinizadas por abelhas acaba sofrendo uma dissipação em meio a esses gases, prejudicando o reconhecimento dessas flores (Girling et al., 2013; Dargas et al., 2016). O acúmulo de nitrogênio e poluentes metálicos (e.g., níquel, selênio, cádmio, chumbo e zinco) no néctar e no pólen das plantas é responsável por reduzir a atratividade floral, riqueza e abundância de abelhas (Harrison & Winfree, 2015).

Do mesmo modo, aumentos no tamanho da área verde urbana interferem de forma positiva nas redes de interação entre plantas e seus visitantes (Potts et al., 2010), principalmente para abelhas em ecossistema urbano tropical (Maroja et al., 2018). Nesse sentido, o aumento da área verde contribui para o aumento da abundância das espécies de plantas, i.e., maior disponibilidade de recursos florais, e conseqüentemente, maior atratividade e manutenção dos polinizadores. Áreas verdes urbanas maiores apresentam redes de interações mais propensas a serem mais resistentes e resilientes (Fabian et al., 2013; Ferreira et al., 2015). Nas cidades, os parques, por suas áreas em geral maiores, muitas vezes com árvores remanescentes naturais e de grande porte, proporcionam microclima mais agradável, com maior umidade do ar, proporcionando uma média de clima anual mais baixa nesses locais e no seu entorno imediato, auxiliando a mitigar os efeitos das “ilhas de calor” (Oke, 1989; Johansson et al., 2013; Cardoso et al., 2021). Já as praças públicas representam áreas montadas com espécies nativas e exóticas plantadas, confeccionadas para melhorar o paisagismo urbano (Carneiro, 2004; Silva et al., 2020), com elevada riqueza de espécies de plantas exóticas (Santos et al., 2008; Oliveira et al., 2020; Silva et al., 2020). Adicionalmente, a cidade de Recife possui elevado número de áreas verdes (Carneiro, 2004; Prefeitura de

Recife, 2022), que podem atuar como “stepping stones” e facilitar a movimentação constante dos polinizadores (Boscolo et al., 2008; Pereira & Cestaro, 2016), esse fator pode ter favorecido as métricas de rede e na diversidade de visitantes florais.

A resposta positiva da generalização das redes de interações Leguminosae-visitantes florais ao aumento do tamanho da área verde observada nesse estudo, pode ser explicada através do fato da maior presença de espécies de visitantes florais generalistas, mais adaptadas a modificações no ambiente, apresentarem maior abundância no ecossistema urbano (Ferreira et al., 2015). Especificamente, um fator que pode ter colaborado para o aumento da especialização das redes nas áreas verdes pequenas e médias, é a presença maior de corpos d'água no entorno dessas áreas, visto que a presença de corpos d'água está relacionada com uma alta heterogeneidade no ambiente, que por sua vez, pode proporcionar uma maior variedade de locais de nidificação/abrigo para os visitantes florais e diferentes condições adequadas para um maior número de espécies (Rodrigues & Nave, 2000).

As áreas verdes urbanas apresentam um enorme potencial para atuarem como repositório de biodiversidade (Threlfall et al., 2017; Dylewski et al., 2020; Theodorou et al., 2020), principalmente para a conservação de visitantes florais/polinizadores, como as abelhas (Ahrné et al., 2009; Banaszak-Cibicka et al., 2018; Dylewski, et al., 2019). A manutenção das abelhas nas cidades é imprescindível não só para a floral dos espaços verdes urbanos, mas também para a polinização de plantas em locais de agricultura urbana (incluindo hortas comunitárias e privadas) (Matteson & Langellotto, 2009) e dos sistemas agrícolas rurais (Prediger & Ahlert, 2018). O elevado número de

interações observado para a abelha *X. frontalis* sugere a importância desse visitante na estruturação das redes e na prestação de serviço ecossistêmico de polinização em diversas áreas verdes urbanas, como por exemplo, telhados verdes, canteiros e jardins (Zotarelli et al., 2014; Theodorou et al., 2020), nas cidades tropicais. Para que as áreas verdes urbanas possam contribuir com a conservação e restauração da biodiversidade local é necessário gerenciamento adequado e detalhado que seja capaz de atender a cinco pontos importantes: 1) melhorar a configuração da paisagem, favorecendo a conectividade da paisagem, i.e., a ligação entre as diversas áreas verdes urbanas e também com áreas rurais e de remanescentes de florestas próximas (Baldock et al., 2019; Gathof et al., 2022; Graffigna et al., 2022); 2) aumentar a cobertura vegetal dessas áreas verdes, sempre priorizando a enorme variedade de espécies de plantas nativas do domínio fitogeográfico no qual as áreas verdes estão inseridas (Oliveira et al., 2020; Silva et al., 2020), de forma a disponibilizar recursos florais e locais para nidificação suficientes (especialmente para as abelhas) (Anderson et al., 2023); 3) investir em locais de nidificação artificiais, criando habitats mais heterogêneos e auxiliando na manutenção das populações dos visitantes florais; 4) estimular o desenvolvimento de campanhas de divulgação científica, visando conscientizar a população sobre a importância das áreas verdes urbanas e dos polinizadores, principalmente abelhas, para o bem-estar humano; 5) promover a ciência cidadã, onde os habitantes urbanos poderão contribuir diretamente na coleta de dados científicos utilizando metodologias participativas de baixo custo [e.g., Guardiões da Chapada (www.inaturalist.org/guardioesdachapadas) e

Borboletas Capixabas (www.inaturalist.org/projects/borboletas-capixabas-monitoramento-participativo)].

Em conclusão, reforçamos que a utilização da abordagem de redes de interação é importante para entender a estrutura e dinâmica dos sistemas ecológicos em áreas urbanas. Além disso, estudos que priorizem a ecologia da paisagem, incluindo habitats heterogêneos, são necessários para entender como as diversas áreas verdes urbanas podem contribuir para a manutenção, conservação e restauração da biodiversidade local, como plantas e visitantes florais, em cidades tropicais. Assim, é imprescindível o desenvolvimento de estudos de redes de interação planta-visitante floral em área natural, e investigações sobre os diversos aspectos da biologia da polinização (e.g., eficiência na polinização, sucesso reprodutivo) em área urbana e natural, para que possa identificar o papel das áreas verdes urbanas como repositório de biodiversidade. Essas informações poderão subsidiar planos de controle, manejo, conservação e restauração de espécies de plantas e polinizadores, principalmente das espécies nativas da floresta Atlântica, transformando os ecossistemas urbanos em paisagens multifuncionais. Visando atender as especializações e especificidades das espécies de abelhas, é importante haver planejamento adequado para unir a configuração da paisagem urbana à flora local e à popularização da ciência.

Agradecimentos

Ao Laboratório de Biologia Floral e Reprodutiva (POLINIZAR), ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal (PPGBV) e à Universidade Federal de Pernambuco. À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do

Estado de Pernambuco (FACEPE) pelo financiamento concedido à TCMA (Processo nº IBPG-1749-2.03/21), JLSS (Processo nº BFP-0075-2.03/20) e TC (Processo nº DCR-0026-2.05/21; Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento concedido à AVL (Processo nº #309505/2018-6); Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES): Código de financiamento 001; ao prof. Dr. Andre Victor Lucci Freitas da Universidade Estadual de Campinas-UNICAMP pela ajuda na identificação das espécies de borboletas.

Conformidade com os padrões éticos

Conflito de interesse

Os autores declaram que não há conflito de interesse.

Contribuição dos autores

TCMA e AVL – concepção das ideias; TCMA e AVL – desenho metodológico; TCMA - coleta de dados; TCMA, JLSS, TC e LAPSB – análise de dados; TCMA, JLSS e TC – redação original do manuscrito. AVL – supervisão e aquisição de financiamento. TCMA, JLSS, TC, LAPSB e AVL – revisão, edição e aprovação final do manuscrito para publicação.

Referências

Abrahamczyk, S., Kluge, J., Gareca, Y., Reichle, S., Kessler, M., 2011. The influence of climatic seasonality on the diversity of different groups of tropical pollinators. PLoS One, 6(11). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0027115>.

- Agostini, K, Sazima, M., 2003. Plantas ornamentais e seus recursos para abelhas no campus da Universidade Estadual de Campinas, Estado de São Paulo, Brasil. *Bragantia*, 62(3), 335–343. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052003000300001>.
- Ahrné, K., Bengtsson, J., Elmqvist, T., 2009. Bumble Bees (*Bombus* spp.) along a gradient of increasing urbanization. *PloS One* 4(5), 5574. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0005574>.
- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Cunningham, S.A., Klein, A.M., 2008. How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103(9):1579-88. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp076>.
- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Cunningham, S.A., Klein, A.M., 2009. How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103(9), 1579–1588. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp076>.
- Amaral-Neto, L.P., Westerkamp, C., Melo, G.A.R., 2015. From keel to inverted keel flowers: functional morphology of “upside down” papilionoid flowers and the behavior of their bee visitors. *Plant Systematics and Evolution*, 301(9), 2161–2178. <https://doi.org/10.1007/s00606-015-1221-2>.
- Anderson, M., Crubaugh, F., Greenslit, C., Hill, E., Kroth, H., Stanislawski, E., Relena, F., Del Toro, I., 2023. B.Y.O. Bees: Managing wild bee biodiversity in urban greenspaces. *PLoS ONE* 18(4), e0281468. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0281468>.
- Andrieu, A.E., Dornieir, A., Rouifed, A. S., Schatza, B., Cheptou, P.O., 2019. The town Crepis and the country Crepis: How does fragmentation affect a

- plant–pollinator interaction? *Acta Oecologica*. 35: 1–7.
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.07.002>.
- Antonini, Y., Martins, R.P., Aguiar, L.M., Loyola, R.D., 2013. Richness, composition and trophic niche of stingless bee assemblages in urban forest remnants. *Urban Ecosystems*, 16, 527–541.
<https://doi.org/10.1007/s11252-012-0281-0>.
- Arroyo, M.T.K., 1981. Breeding systems and pollination biology in Leguminosae. In: Polhill, R.M.; Raven, P.H. (Ed.). *Advances in legume systematics*. legume systematics Kew: Royal Botanic Gardens, 723-769.
- Ayers, A.C., Rehan, S.M., 2021. Supporting Bees in Cities: How Bees Are Influenced by Local and Landscape Features. *Insects*, 12, 128.
<https://doi.org/10.3390/insects12020128>.
- Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Osgathorpe, L.M., Potts, S.G., Robertson, K.M., Scott, A.V., Stone, G.N., Vaughan, I.P., Memmott, J., 2015. Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 282 (1803).
<https://doi.org/10.1098/rspb.2014.2849>.
- Baldock, K.C.R., Goddard, M.A., Hicks, D.M., Kunin, W.E., Mitschunas, N., Morse, H., Memmott, J., 2019. A systems approach reveals urban pollinator hotspots and conservation opportunities. *Nature Ecology & Evolution*, 3, 363–373. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0769-y>.
- Banaszak-Cibicka, W., Twerd, L., Fliszkiewicz, M., Giejdasz, K., Langowska, A., 2018. City parks vs. natural areas - is it possible to preserve a natural level

of bee richness and abundance in a city park? *Urban Ecosystems*, 21, 599–613. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0756-8>.

Banaszak-Cibicka, W., Żmihorski, M., 2012. Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Insect Conservation*, 16, 331–343. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9419-2>.

Banaszak-Cibicka, W., Dylewski, L., 2021. Species and functional diversity: a better understanding of the impact of urbanization on bee communities. *Science of the Total Environment*, 774, 145729. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145729>.

Bascompte, J., Jordano, P., 2014. *Mutualistic Networks*. Princeton University Press.

Biesmeijer, J.C., Slaa, E.J., Castro, M.S., Viana, B.F., Kleinert, A.M.P., Imperatriz Fonseca, V.L., 2005. Connectance of Brazilian social bee-food plant networks is influenced by habitat, but not by latitude, altitude or network size. *Biota Neotropica*, 5, 1-8. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032005000100010>.

Biesmeijer, J.C., Slaa, E.J., 2006. The structure of eusocial bee assemblages in Brazil. *Apidologie*, 37(2), 240-258. <https://doi.org/10.1051/apido:2006014>.

Bluthgen, N., Frund, J., Vázquez, D. P., Menzel, F., 2008. What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits? *Ecology*, 89(12), 3387-3399. <https://doi.org/10.1890/07-2121.1>.

Bluthgen, N., 2010. Why network analysis is often disconnected from community ecology: A critique and an ecologist's guide. *Basic and Applied Ecology*, 11, 185-195. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2010.01.001>.

- Bókony, V., Seress, G., Nagy, S., Lendvai, A.Z., Liker, A., 2012. Multiple indices of body condition reveal no negative effect of urbanization in adult house sparrows. *Landscape and Urban Planning*, 104, 75-84. <https://doi.org/10.1016/j.lanurbplan.2011.10.06>.
- Boscolo, D., Candia-Gallardo, C., Awade, M., Metzger, J., 2008. Importance of Interhabitat Gaps and Stepping-Stones for Lesser Woodcreepers (*Xiphorhynchus fuscus*) in the Atlantic Forest, Brazil. *Biotropica*, 40, 273 - 276. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00409.x>.
- Bulbovas, P., 2005. Defesas antioxidativas em plantas jovens de *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil) como indicadores de resistência da espécie à poluição atmosférica na cidade de São Paulo (SP). Tese de Doutorado – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Piracicaba.
- Brun, F.G.K., Link, D., Brun, E.J., 2007. O emprego da arborização na manutenção da biodiversidade de fauna em áreas urbanas. *Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana*, 2(1), 117-127. <https://doi.org/10.5380/revsbau.v2i1.66253>.
- Cardoso, M., Gonçalves, R., 2018. Reduction by half: the impact on bees of 34 years of urbanization. *Urban Ecosystems*, 21(5), 943-949. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0773-7>.
- Cardoso, M.E.R., Alves, K.M., Rodrigues, R.D., 2021. Cenário do telhado verde em projetos de construção na cidade de Guarapari-ES. *Revista Científica Doctum Multidisciplinar*, 1(5).
- Cantuarina, P.C., Alves, C.M.G., Medeiros, T.D.S., Lima e Silva, R.B., Freitas, J.L., Cantuarina, M.F., Santos, E.S., Cruz-Junior, F.O., Garcia, I.M.W., Bandeira, V.L.P., Silva, U.R.L., 2017. Ocorrência de Fabaceae da área de

- proteção ambiental da Fazendinha, Macapá, Amapá, Brasil. *Biota Amazônia*, 7(2): 49-52.
- CaraDonna, P.J., Petry, W.K., Brennan, R.M., Cunningham, J.L., Bronstein, J.L., Waser, N.M., Sanders, N.J., 2017. Rewiring interaction and rapid renewal of plant-pollinator networks. *Ecology Letters*, 20(3), 385–94. <https://doi.org/10.1111/ele.12740>.
- Carneiro, A.R.S., 2004. Os espaços verdes na história do Recife. *Paisagem E Ambiente*, (19), 67-81. <https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.v0i19p67-81>.
- Carper, A.L., Adler, L.S., Warren, P.S., Irwin, R.E., 2014. Effects of suburbanization on forest bee communities. *Environmental Entomology*, 43(2), 253–262. <https://doi.org/10.1603/EN13078>.
- Carvalho, L.G., Seymour, C.L., Veldtman, R., Nicolson, S.W., 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology*, 47, 810-820. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01829.x>.
- Chaves-Alves, T.M., C.N. Junqueira, L. S. Rabelo, P.E.A.M. Oliveira and S.C. Augusto, 2011. Recursos ecológicos usados pelas espécies de *Xylocopa* (Apidae: Xylocopini) na área urbana. *Revista Colombiana de Entomologia* 37(2), 313-317. <https://doi.org/10.25100/socolen.v37i2.9094>.
- Corrêa, A.L., Abboud, A.C.S., Guerra, J.G.M., Aguiar, L.A., Ribeiro, R.L.D., 2014. Adubação verde com crotalária consorciada ao minimilho antecedendo a couve-folha sob manejo orgânico. *Revista Ceres* 61: 956-963. <https://doi.org/10.1590/0034-737X201461060010>.

- Cortopassi-Laurino, M., Ramalho, M., 1988. Pollen harvest by africanized *Apis mellifera* and *Trigona spinipes* in São Paulo botanical and ecological views. *Apidologie*, 19(1),1-24. <https://doi.org/10.1051/apido:19880101>.
- Dalsgaard, B., Schleuning, M., Maruyama, P. K., Dehling, D. M., Sonne, J., Vizentin-Bugoni, J., Zanata, T.B., Fjeldsa, J., Bohning-Gaese, K., Rahbek, C., 2017. Opposed latitudinal patterns of network-derived and dietary specialization in avian plant-frugivore interaction systems. *Ecography*, 40(12), 1395–1401. <https://doi.org/10.1111/ecog.02604>.
- Dargas, J.H.F., Chaves, S.R., Fischer, E., 2016. Pollination of lark daisy on roadsides declines as traffic speed increases along an Amazonian highway. *Plant Biology*, 18, 542- 544. <https://doi.org/10.1111/plb.12437>.
- Dormann, C.F., Frund, J., Bluthgen, N., Gruber, B., 2009. Indices, graphs and null models: analyzing bipartite ecological networks. *The Open Ecology Journal*, 2, 7-24. <https://doi.org/10.2174/1874213000902010007>.
- Dylewski, Ł., Maćkowiak, Ł., Banaszak-Cibicka, W., 2019. Are all urban green spaces a favourable habitat for pollinator communities? Bees, butterflies and hoverflies in different urban green areas. *Ecological Entomology*, 44, 678–689. <https://doi.org/10.1111/een.12744>.
- Dylewski, Ł., Maćkowiak, Ł., Banaszak-Cibicka, W., 2020. Linking pollinators and city flora: How vegetation composition and environmental features shapes pollinators composition in urban environment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 56:126795. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126795>.
- Fabian, Y., Sandau, N., Bruggisser, O.T.; Aebi, A., Kehrli, P., Rohr, R.P., Naisbit, R.E., Bersier, L.F., 2013. The importance of landscape and spatial structure for hymenopteran-based food webs in an agro-ecosystem. *Journal*

- of *Animal Ecology*, 82, 1203–1214. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12103>.
- Fenoglio, M. S., Calviño, A., González, E., Salvo, A., Videla, M., 2021. Urbanisation drivers and underlying mechanisms of terrestrial insect diversity loss in cities. *Ecological Entomology*, 46(4), 757–771. <https://doi.org/10.1111/een.13041>.
- Ferreira, P.A., Boscolo, D.B., 2013. Influência da perda de habitat sobre as redes de interação planta-polinizador em paisagens fragmentadas na Bahia. Tese (doutorado) - Universidade Federal da Bahia, Instituto de Biologia. 1-100.
- Ferreira, P.A., Boscolo, D., Carvalheiro, L.G., Biesmeijer, J.C., Rocha, P.L.B., Viana, B.F., 2015. Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. *Landscape Ecology*, 30, 2067-2078. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0231-3>.
- Fontaine, C., Dajoz, I., Meriguet, J., Loreau, M., 2006. Functional diversity of plant pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities. *PloS Biology*, 4, 129-135. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040001>.
- Fortel, L., Henry, M., Guilbaud, L., Guirao, A. L., Kuhlmann, M., Mouret, H., Rollin, O., Vaissière, B. E., 2014. Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient. *PloS One*, 9(8), e104679. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679>.
- Flynn, D., Gogol-Prokurat, M., Nogeire, T., Molinari, N., Richers, B., Lin, B., Simpson, N., Mayfield, M., Declerck, F., 2009. Loss of functional diversity

under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters*, 12, 22-33. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01255.x>.

Gathof, A.K., Grossmann, A.J., Herrmann, J., Buchholz, S., 2022. Who can pass the urban filter? A multitaxon approach to disentangle pollinator trait–environmental relationships. *Oecologia* 199, 165-179. <https://doi.org/10.1007/s00442-022-05174-z>.

Geslin, B., Gauzens, B., Thébault, E., Dajoz, I., 2013. Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation. *Plos One*, 8(5), e63421. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063421>.

Geslin, B., Le Féon, V., Folschweiller, M., Flacher, F., Carmignac, D., Motard, E., Perret, S., Dajoz, I., 2016. The proportion of impervious surfaces at the landscape scale structures wild bee assemblages in a densely populated region. *Ecology and Evolution*, 6, 6599–6615. <https://doi.org/10.1002/ece3.2374>.

Girling, R.D., Lusebrink, I., Farthing, E., Newman, T.A., Poppy, G.M., 2013. Diesel exhaust rapidly degrades floral odours used by honeybees. *Scientific Reports*, 3, 2779. <https://doi.org/10.1038/srep02779>.

Graf, L.V., Schneiberg, I., Gonçalves, R.B., 2022. Bee functional groups respond to vegetation cover and landscape diversity in a Brazilian metropolis. *Landscape Ecology*, 37(4), 1075–1089. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01430-y>.

Graffigna, S., González-Vaquero, R.A., Torretta, J.P., Marrero, H.J., 2022. Importance of urban green areas connectivity for the conservation of pollinators, 21 December 2022, PREPRINT (Version 2) available at Research Square. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-1415794/v2>.

Google Earth website. <http://earth.google.com/>, 2009.

Hall, D.M., Camilo, G.R., Tonietto, R.K., Ollerton, J., Ahrne, K., Arduser, M., Ascher, J.S., Baldock, K.C.R., Fowler, R., Frankie, G., Goulson, D., Gunnarsson, B., Hanley, M.E., Jackson, J.J., Langellotto, G., Lowenstein, D., Minor, E.S., Philpott, S.M., Potts, S.G., Sirohi, M.F., Spevak, E.M., Stone, G.N., Threlfall, C.G., 2017. The city as a refuge for insect pollinators. *Conservation Biology*, 31, 24–29. <https://doi.org/10.1111/cobi.12840>.

Hamblin, A.L., Youngsteadt, E., Frank, S.D., 2018. Wild bee abundance declines with urban warming, regardless of floral density. *Urban Ecosystems*, 21(3), 419-428. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0731-4>.

Harrison, T., Winfree, R., 2015. Urban drivers of plant-pollinators interactions. *Functional Ecology*, 29, 879–888. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12486>.

Heiberger, R.M., Holland, B., 2015. *Statistical Analysis and Data Display: An Intermediate Course with Examples in R. Second Edition*. Springer-Verlag, New York. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4939-2122-5>.

Hennig, E.I., Ghazoul, J., 2012. Pollinating animals in the urban environment. *Urban Ecosystems*, 15(1), 149-166. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0202-7>.

Hinners, S., Kearns, C., Wessman, C.A., 2012. Roles of scale, matrix, and native habitat in supporting a diverse suburban pollinator assemblage. *Ecological applications: a publication of the Ecological Society of America*, 22, 1923-35. <https://doi.org/10.2307/41723104>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). *Censo Brasileiro de 2010*. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

- Johansson, E., Spangenberg, J., Gouvêa, M.L., Freitas, E.D., 2013. Scale-integrated atmospheric simulations to assess thermal comfort in different urban tissues in the warm humid summer of São Paulo, Brazil. *Urban Climate*, 6, 24-43. <https://doi.org/10.1016/j.uclim.2013.08.003>.
- Kassambara, A. and Mundt, F., 2020. Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. R Package Version 1.0.7.
- Keasar, T., 2010. Large Carpenter Bees as Agricultural Pollinators. *Psique*, vol. 2010, Artigo ID 927463, 7. <https://doi.org/10.1155/2010/927463>.
- Kennedy, C.M., Lonsdorf, E., Neel, M.C., Williams, N.M., Ricketts, T.H., Winfree, R., Bommarco, R., Brittain, C., Burley, A.L., Cariveau, D., Carvalheiro, L.G., Chacoff, N.P., Cunningham, S.A., Danforth, B.N., Dudenhoffer, J.H., Elle, E., Gaines, H.R., Garibaldi, L.A., Gratton, C., Holzschuh, A., Isaacs, R., Javorek, S.K., Jha, S., Klein, A.M., Kremen, C., Mandelik, Y., Mayfield, M.M., Morandin, L., Neame, L.A., Otieno, M., Park, M., Potts, S.G., Rundlof, M., Saez, A., Steffan-Dewenter, I., Taki, H., Viana, B.F., Westphal, C., Wilson, J.K., Greenleaf, S.S., Kremen, C., 2013. A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology Letters*, 16, 5, 584–599. <https://doi.org/10.1111/ele.12082>.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., Tscharntke, T., 2007. Importância dos polinizadores na mudança de paisagens para as culturas mundiais. *Procedimentos da Royal Society B: Ciências Biológicas*, 274(1608), 303–313. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3721>.

- Kowarik, I., 2011. New urban ecosystems, biodiversity and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8-9), 1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>.
- Kiill, L.H.P., Drumond, M.A., 2001. Biologia floral e sistema reprodutivo de *Gliricidia sepium* (Jacq.) Steud. (Fabaceae- Papilionoidae) na região de Petrolina, Pernambuco. *Ciência Rural*, 31(4),597–601. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782001000400006>.
- Leite, A.D.V, Pérez-Maluf, R., Cristiano, W.S, Silva, C.C, de Oliveira, L.A.C, 2022. Uso de múltiplas metodologias de coleta no levantamento de abelhas solitárias em uma região do semiárido brasileiro. *Journal of Education Science and Health*, 2(4). <https://doi.org/10.52832/jesh.v2i3.146>.
- Levé, M., Baudry, E., Bessa-Gomes, C., 2019. Domestic gardens as favorable pollinator habitats in impervious landscapes. *Science of the Total Environment*, 647, 420-430.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.310>.
- Liker, A., Papp, Z., Bókony, V., Lendvai, A.Z., 2008. Lean birds in the city: body size and condition of house sparrows along the urbanization gradient. *Journal of Animal Ecology*, 77, 789-795. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2008.01402.X>.
- Lowenstein, D.M., Matteson, K.C., Minor, E.S., 2019. Evaluating the Dependence of Urban Pollinators on Ornamental, Non-Native, and “Weedy” Floral Resources. *Urban Ecosystems*, 22, 293–302. <https://doi.org/10.1007/s11252-018-0817-z>.
- Lundgren, R., Olesen, J.M., 2005. The dense, highly connected world of Greenland's plants and their pollinators. *Research in the Arctic, Antarctic*

- and Alpine, 37(4):514–20. [https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2005\)037\[0514:TDAHWCW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2005)037[0514:TDAHWCW]2.0.CO;2).
- Makeeva, V.M., Belokon, M.M., Smurov, A.V., 2013. Genourbanology as the basis for stable biodiversity and ecosystem conservation under global urbanization. *Biology Bulletin Reviews*, 3(4), 261–273. <https://doi.org/10.1134/s207908641304004x>.
- Maroja, T.E., Silva, M.A.C., Andrade, L.K.F., Quirino, Z.G.M., 2018. Dados preliminares de síndromes de polinização e dispersão da flora herbácea em praças do bairro Tambiá da cidade de João Pessoa, Paraíba. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 4(1), 069-084. <https://doi.org/10.5281/zenodo.2543961>.
- Marín-Gómez, O.H., Flores, C.R., Arizmendi, M.D.C., 2022. Assessing ecological interactions in urban areas using citizen science data: Insights from hummingbird–plant meta-networks in a tropical megacity, *Urban Forestry & Urban Greening*, 74, 127658. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127658>.
- Matteson, K.C., Langelotto, G.A., 2009. "Bumble Bee Abundance in New York City Community Gardens: Implications for Urban Agriculture. *Cities and the Environment*, 2(1), 5. <https://digitalcommons.lmu.edu/cate/vol2/iss1/5>.
- Maruyama, P.K., Bonizário, C., Marcon, A.P., D'Angelo, G., da Silva, M.M., da Silva Neto, E. N., Wenzel, A., Grass, I., Belavadi, V.V., Tschardtke, T., 2019. How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. *Biological Conservation*, 108321. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321>.

- Mcdonnell, M. J., Hahs, A. K., 2015. Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 46, 261-80. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054258>.
- Mendonça, L.B., dos Anjos, L., 2005. Beija-flores (Aves, Trochilidae) e seus recursos florais em uma área urbana do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22(1), 51-59. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752005000100007>.
- Monalisa-Francisco, N., Ramos, F.N., 2019. Composition and Functional Diversity of the Urban Flora of Alfenas-MG, Brazil. *Floresta e Ambiente*, 26(3), 20171110. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.111017>.
- Nascimento, V.T., Agostini, K., Souza, C.S., Maruyama, P.K., 2020. Tropical urban areas support highly diverse interactions between plants and pollinators: an assessment from Brazil. *Landscaping and Urban Planning*, 198, 103801. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.10>.
- Oke, T.R., 1989. The micrometeorology of the urban forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 324, 335-351. <https://doi.org/10.1098/rstb.1989.0051>.
- Olesen, J.M., Bascompte, J., Dupont, Y.L., Jordano, P., 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 104, 19891–19896. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>.
- Oliveira, P.E., Sazima, I., Sazima, M., Vizentin-Bugoni, J., dos Anjos, L., Rui, A.M., Marçal Júnior, O., 2019. Plant-hummingbird interaction networks in urban areas: Generalization and the importance of trees with specialized flowers as a nectar resource for pollinator conservation. *Biological Conservation*, 230, 187–194. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.12.012>.

- Oliveira, M.T.P., Souza-Silva, J.L., Cruz-Neto, O., Borges, L.A., Girão, L.C., Tabarelli, M., Lopes, A.V., 2020. Urban green areas retain just a small fraction of tree reproductive diversity of the Atlantic forest. *Urban Forestry & Urban Greening*, 54, 126779. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126779>.
- Pereira, V.H.C., Cestaro, L.A., 2016. Corredores ecológicos no brasil: avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. *Caminhos de Geografia, Uberlândia*, 17(58), 16–33. <https://doi.org/10.14393/RCG175802>.
- Petanidou, T., Kallimanis, A.S., Tzanopoulos, J., Sgardelis, S.P., Pantis, J.D., 2008. Long-term observation of a pollination network: fluctuation of species and interactions, relative invariance of network structure, and implications for specialization estimates. *Ecology Letters*, 11(6), 564–75. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01170.x>.
- Piano, E., Bona, F., Isaia, M., 2020. Urbanization drivers differentially affect ground arthropod assemblages in the city of Turin (NW-Italy). *Urban Ecosystems*, 23(3). <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00937-z>.
- Pottes, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., Kunin, W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25(6). <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>.
- Prediger, C.L., Ahlert, A., 2018. Ethics and Environmental Education: Privileged Places on Beekeeping. *Ensaio e Ciência Biológicas Agrárias e da Saúde*, 22(2), 70-78. <http://doi.org/10.17921/1415-6938.2019v23n1p70-78>.
- PREFEITURA DO RECIFE. Recife se destaca como 2ª capital do país com mais áreas verdes urbanas. Recife, 5 abr. 2022. Disponível em: <https://www2.recife.pe.gov.br/noticias/05/04/2022/recife-se-destaca-como->

2a-capitaldo-pais-com-mais-areas-verdes-urbanas. Acesso em: 14 fev. 2024.

Prendergast, K.S., Ollerton, J., 2021. Plant-pollinator networks in Australian urban bushland remnants are not structurally equivalent to those in residential garden. *Urban Ecosystems*, 24, 973-987. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-01089-w>.

Prendergast, K., Dixon, K., Bateman, P., 2022. A global review of determinants of native bee assemblages in urbanised landscapes. *Insect Conservation and Diversity*, 15. <https://doi.org/10.1111/icad.12569>.

QGIS Development Team, 2021. QGIS Geographic Information System. OpenSource Geospatial Foundation Project.

Ramírez, V.M., Ayala, R., González, H.D., 2016. Temporal variation in native bee diversity in the subdeciduous tropical forest of the Yucatán Peninsula, Mexico. *Tropical Conservation Science*, 9(2), 718–34. <https://doi.org/10.1177/194008291600900210>.

Rahimi, E., Barghjelveh, S., Dong, P., 2022. A review of diversity of bees, the attractiveness of host plants and the effects of landscape variables on bees in urban gardens. *Agriculture & Food Security*, 11, 6. <https://doi.org/10.1186/s40066-021-00353-2>.

R Development Core Team. 2021. R: A language and environment for statistical. R Foundation for Statistica Computing, Vienna, Austria.

Recife: Secretaria de Planejamento Urbano/ICPS, 2018. Disponível em: <https://planodiretor.recife.pe.gov.br/plano-de-ordenamento-territorial>.

- Rodrigues RR, Nave AG. 2000. Heterogeneidade Florística das matas ciliares. In: Leitão Filho HF. (Org.). Matas ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP-FAPESP. cap. 4, 45- 50 p.
- Roscoe, R., Mercante, F.M., Mendes, I.C., Reis Júnior, F.B., Santos, J.C.F., Hungria, M., 2006. Biomassa microbiana do solo: fração mais ativa da matéria orgânica. In: Dinâmica da matéria orgânica do solo em sistemas conservacionistas: modelagem matemática e métodos auxiliares. Roscoe, R., Mercante, F.M., Salton, J.C. (Ed.). Dourados, pp. 163- 198.
- Sacco, A., Bergman, F., Rui, A., 2013. Assembleia de aves na área urbana do município de Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, 13. <http://www.biotaneotropica.org.br/v13n2/en/abstract?inventory+bn0111302> 2013.
- Santos, B.A., Peres, C.A., Oliveira, M.A., Grillo, A., Alves-Costa, C.P., Tabarelli, M., 2008. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. *Biological Conservation*, 141, 249–260. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.018>.
- Santos, C.F., Absy, M.L., 2012. Interactions between carpenter bees and orchid bees (Hymenoptera: Apidae) in flowers of *Bertholletia excels* Bompl. (Lecythidaceae). *Acta Amazonica*, 42(1), 89-94. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000100011>.
- Sattler, T., Duelli, P., Obrist, M.K., Arlettaz, R., Moretti, M., 2010. Response of arthropod species richness and functional groups to urban habitat structure and management. *Landscape Ecology*, 25, 941–954. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9473-2>.

- Senapathi, D., Goddard, M.A., Kunin, W.E., Baldock, K.C.R., 2017. Landscape impacts on pollinator communities in temperate systems: evidence and knowledge gaps. *Functional Ecology*, 31, 26-37. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12809>.
- Seress, G., Lipovits, A., Bókony, V., Czúni, L., 2014. Quantifying the urban gradient: A practical method for broad measurements. *Landscape and Urban Planning*, 131(2014), 42-50. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.07.010>.
- Silva, J.L.S., de Oliveira, M.T.P., Oliveira, W., Borges, L.A., Cruz-Neto, O., Lopes, A.V., 2020. High richness of exotic trees in tropical urban green spaces: reproductive systems, fruiting and associated risks to native species. *Urban Forestry & Urban Greening*, 50, 126659. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126659>.
- Silva, J.L.S., de Oliveira, M.T.P., Cruz-Neto, O., Tabarelli, M., Lopes, A.V., 2021. Plant–pollinator interactions in urban ecosystems worldwide: A comprehensive review including research funding and policy actions. *Ambio*, 50, 884–900. <https://doi.org/10.1007/s13280-020-01410-z>.
- Song, G., Wang, J., Han, T., Wang, Q., Ren, H., Zhu, H., Hui, D., 2019. Changes in plant functional traits and their relationships with environmental factors along an urban-rural gradient in Guangzhou, China. *Ecological Indicators*, 106. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105558>.
- Souza, I.M., Coutinho, K., Funch, L.S., 2012. Estratégias fenológicas de *Senna cana* (Nees & Mart.) H.S. Irwin & Barneby (Fabaceae: Caesalpinioideae) como mecanismo eficiente para atração de polinizadores. *Acta Botanica Brasilica*, 26, 435–443. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000200019>.

- Spiesman, B.J., Inouye, B.D., 2013. Habitat loss alters the architecture of plant–pollinator interaction networks. *Ecology*, 94(12), 2688–2696. <https://doi.org/10.1890/13-0977.1>.
- Souza, V.C., Lorenzi, H., 2008. *Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II*. 2ª Ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum de Estudos da Flora.
- Taura, H.M., Laroca, S., 2001. A associação de abelhas silvestres de um biótopo urbano de Curitiba (Brasil), com comparações espaço-temporais: abundância relativa, fenologia, diversidade e exploração de recursos. *Acta Biológica Paranaense*, 30, 35–137. <http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v30i0.599>.
- Terzo, M., Iserbyt, S., Rasmont, P., 2007. Révision des Xylocopinae (Hymenoptera: Apidae) de France et de Belgique. *International Journal of Entomology*, 43(4), 445-492. <https://doi.org/10.1080/00379271.2007.10697537>.
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Settele, J., Schweiger, O., Murray, T.E., Paxton, R.J., 2016. Pollination services enhanced with urbanization despite increasing pollinator parasitism. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283, 20160561. <https://doi.org/10.1098/rspb.2016.0561>.
- Theodorou, P., Radzevičiūtė, R., Lentendu, G., Kahnt, B., Husemann, M., Bleidorn, C., Settele, J., Schweiger, O., Grosse, I., Wubet, T., Murray, T.E., Paxton, R.J., 2020. Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. *Nature Communications*, 11, 576. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>.

- Threlfall, C.G., Mata, L., Mackie, J.A., Hahs, A.K., Stork, N.E., Williams, N.S., Livesley, S.J., 2017. Increasing biodiversity in urban green spaces through simple vegetation interventions. *Journal of applied ecology*, 54 (6), 1874–83. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12876>.
- Toledo, M., Donatelli, R., Batista, G., 2012. Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil. *Urban Ecosystems*, 15,111-131. <https://doi.org/10.1007/s11252-011-0195-2>.
- Turo, K.J., Spring, M.R., Sivakoff, F.S., Delgado De La Flor, Y.A., Gardiner, M.M., 2021. Conservation in Post-Industrial Cities: How Does Vacant Land Management and Landscape Configuration Influence Urban Bees? *Journal of Applied Ecology*, 58, 58–69. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13773>.
- Varassin, I.G., Ximenes, B.M.S., Moreira, P.A., Zanon, M.M.F., Elbl, P., Löwenberg-Neto, P., Melo, G.A.R., 2012. Produção de néctar e visitas por abelhas em duas espécies cultivadas de *Passiflora* L. (Passifloraceae). *Acta Botanica Brasilica*, 26(1), 251–255. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062012000100024>.
- Viana, B.F., Boscolo, D., Neto, E.M., Lopes, L.E., Lopes, A.V., Ferreira, P.A., Pigozzo, C.M., Primo, L.M., 2012. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services? *Journal of Pollination Ecology*, 7(5), 31–41. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2012\)2](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2012)2).
- Winfrey, R., Aguilar, R., Vázquez, D.P., LeBuhn, G., Aizen, M.A., 2009. A meta-analysis of bees responses to anthropogenic disturbance. *Ecology*, 90(8), 2068–2076. <https://10.1890/08-1245.1>.
- Wickham, H., 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4. <https://ggplot2.tidyverse.org>.

Zotarelli, H.G.S., Evans, D.M., Bego, L.R., Sofia, S.H., 2014. A comparison of social bee–plant networks between two urban areas. *Neotropical Entomology*, 43, 399–408. <https://doi.org/10.1007/s13744-014-0227-8>.

Legenda das figuras

Fig. 1. Localização das áreas verdes urbanas estudadas na cidade do Recife, Pernambuco, Brasil. Localização do estado de Pernambuco, Brasil na América do Sul (A). Mata Atlântica no estado de Pernambuco (B). Espaços verdes urbanos (parques e praças) na cidade do Recife (C).

Fig. 2. Redes de interações entre flores de árvores de Leguminosae: com todos os visitantes florais (A), apenas polinizadores efetivos e ocasionais (B), apenas espécies nativas de Leguminosae (C) e apenas espécies exóticas de Leguminosae (D) em áreas verdes urbanas na cidade de Recife, Pernambuco, nordeste do Brasil. Os retângulos do lado esquerdo representam as espécies de plantas e os retângulos do lado direito representam os visitantes florais. As linhas coloridas representam as ligações, a cor amarela representa espécies de abelhas e a cor azul representa espécies de borboletas, quanto mais espessas as linhas, maior o número de interações.

Fig. 3. Efeito do índice de urbanização e tamanho da área sobre o número de interações (respectivamente, A e B), efeito do tamanho da área sobre as métricas de redes generalidade ponderada (G_w) e uniformidade da interação (IE) (respectivamente, C e D) e efeito combinado do índice de urbanização e tamanho da área verde (E) na rede de interação flor-visitante floral com todos os visitantes florais em espaços verdes urbanos da cidade de Recife – Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Fig. 4. Efeito do índice de urbanização e tamanho da área sobre o número de interações (respectivamente, A e B), efeito do tamanho da área sobre a métrica de rede generalidade ponderada (Gw) (C) e efeito combinado do índice de urbanização e tamanho da área verde (D) na rede de interação flor-visitante floral com polinizadores efetivos e ocasionais em espaços verdes urbanos da cidade de Recife – Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Fig. 5. Efeito do índice de urbanização e tamanho da área sobre o número de interações (respectivamente, A e B), efeito do tamanho da área sobre a métrica de rede uniformidade da interação (IE) (C) e efeito combinado do índice de urbanização e tamanho da área verde (D) na rede de interação flor-visitante floral com apenas espécies nativas de Leguminosae em espaços verdes urbanos da cidade de Recife – Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Fig. 6. Efeito do índice de urbanização e tamanho da área sobre o número de interações (respectivamente, A e B) e efeito do tamanho da área na diversidade efetiva de espécies de visitantes florais (C) na rede de interação flor-visitante floral com apenas espécies exóticas de Leguminosae em espaços verdes urbanos da cidade de Recife – Pernambuco, Nordeste do Brasil.

Fig. S1. Correlação entre as possíveis variáveis para o cálculo do índice de urbanização (A) e as variáveis selecionadas para o cálculo do índice de urbanização (B). Legenda das siglas das variáveis: mbds- densidade média de construção; ncbd- número de células com alta densidade de construção (>50%); ncwr- número de células com presença de pavimentação; ncpc-

número de células com presença de canal; dnnga- distância para área de remanescente florestal mais próximo; ncpwb- número de células com presença de corpos d'água; mvds- densidade média de vegetação e ncvd- número de células com alta densidade de vegetação (>50%).

Fig. S2. Contribuição das variáveis utilizadas na análise dos componentes principais (PCA). A primeira componente (PC1) apresentou 46.7% da variância explicada e a segunda componente (PC2) apresentou 31.2%. As variáveis que compõem o índice de urbanização foram obtidas na região das praças e parques na cidade do Recife, Pernambuco, nordeste do Brasil.

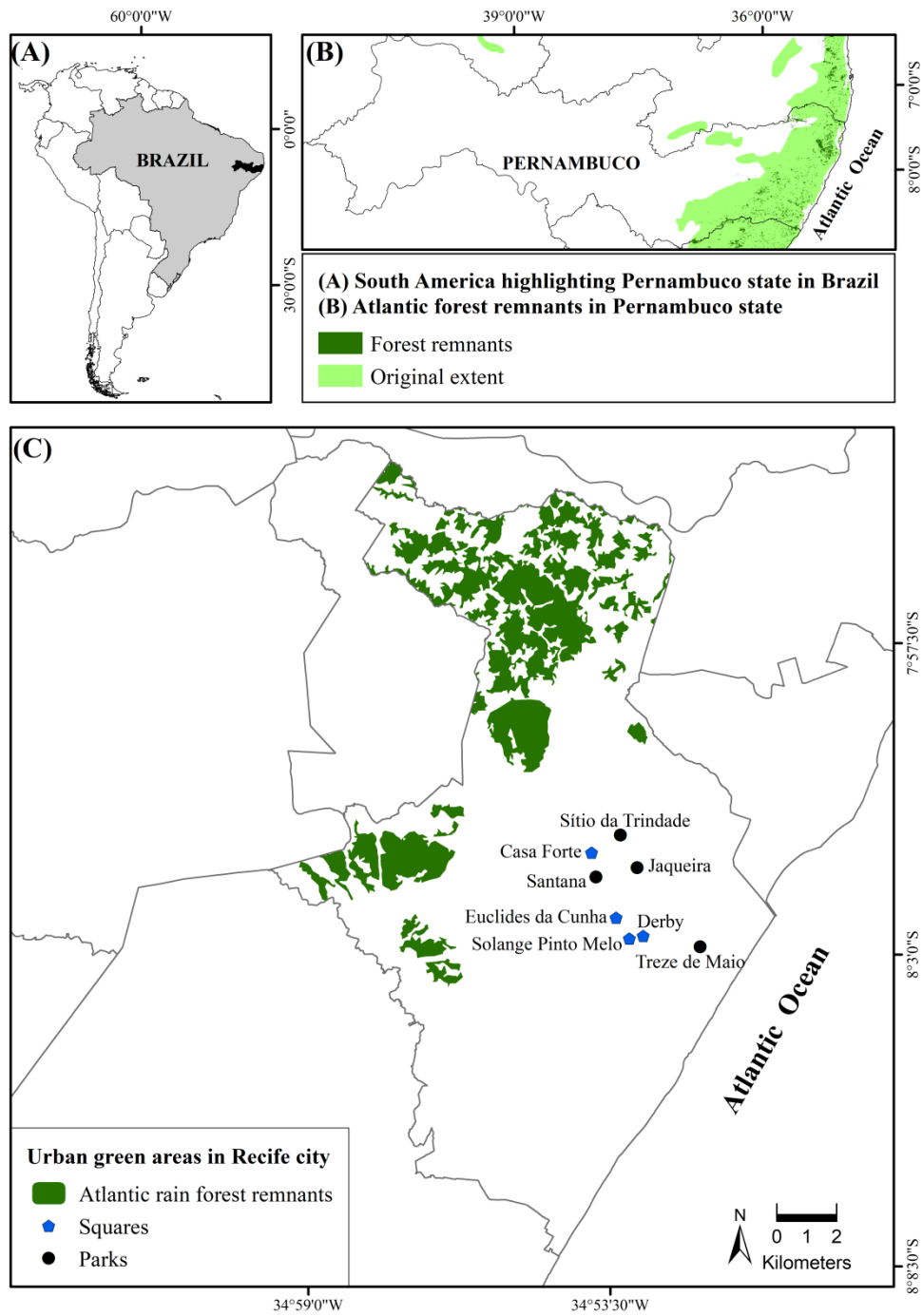


Figura 1

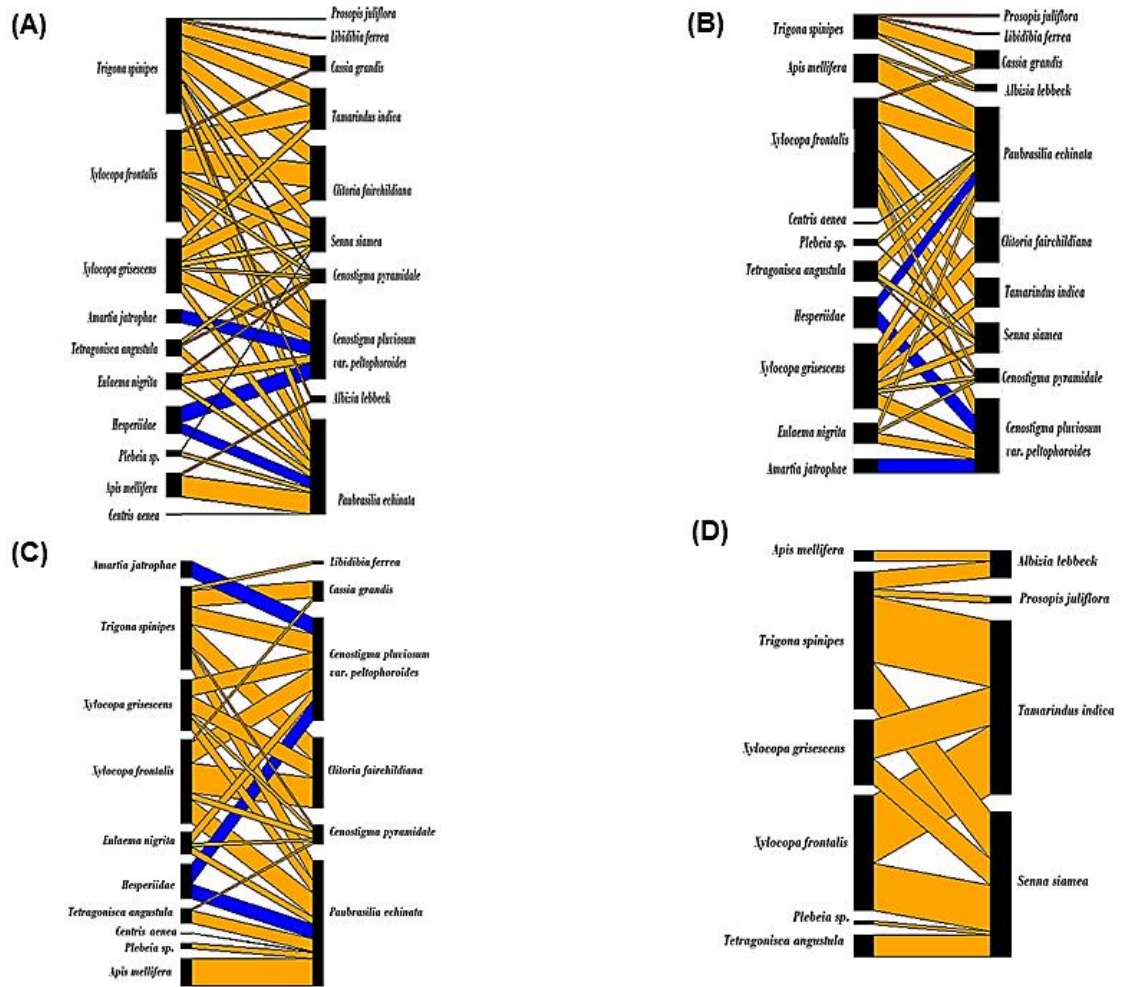


Figura 2

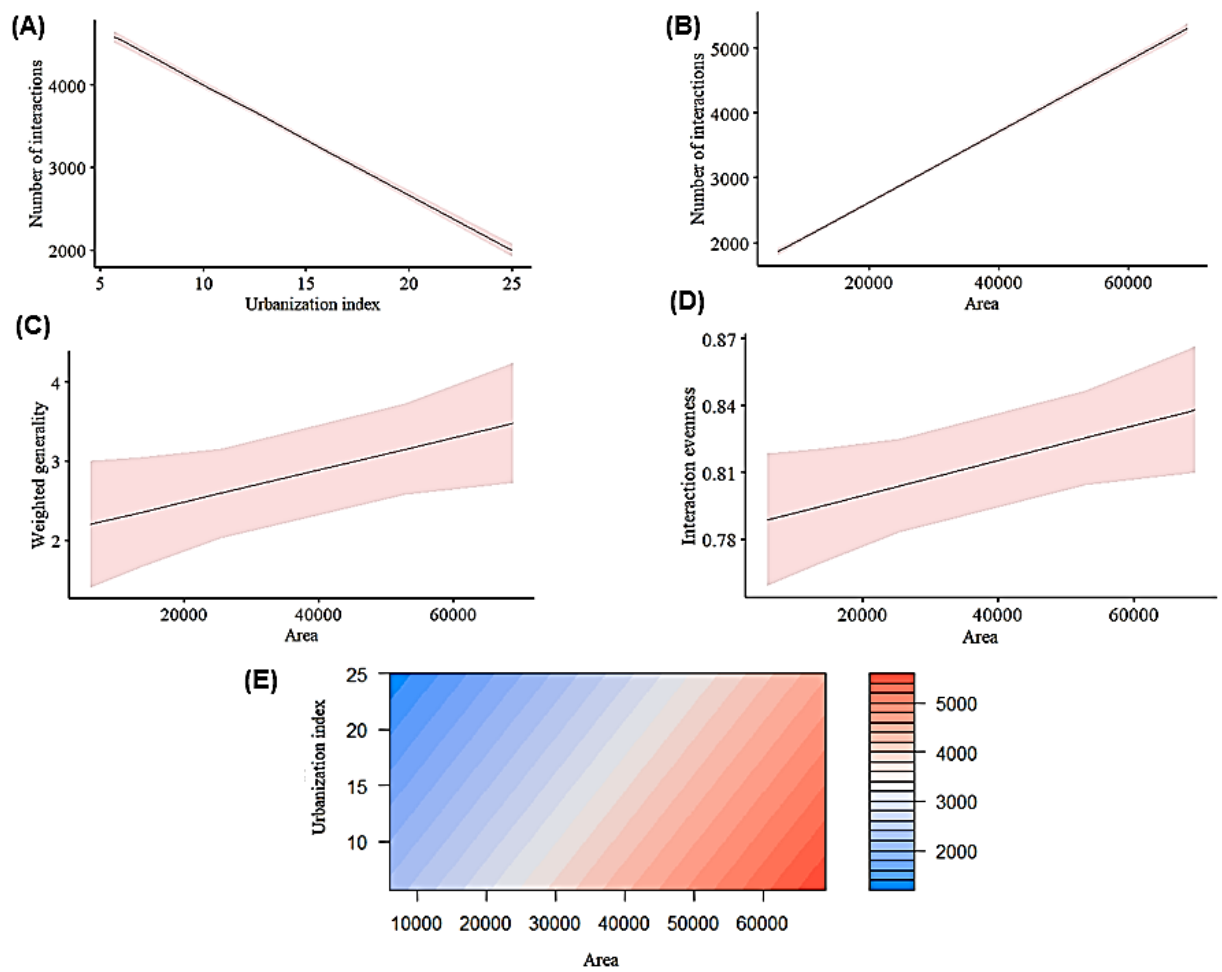


Figure 3

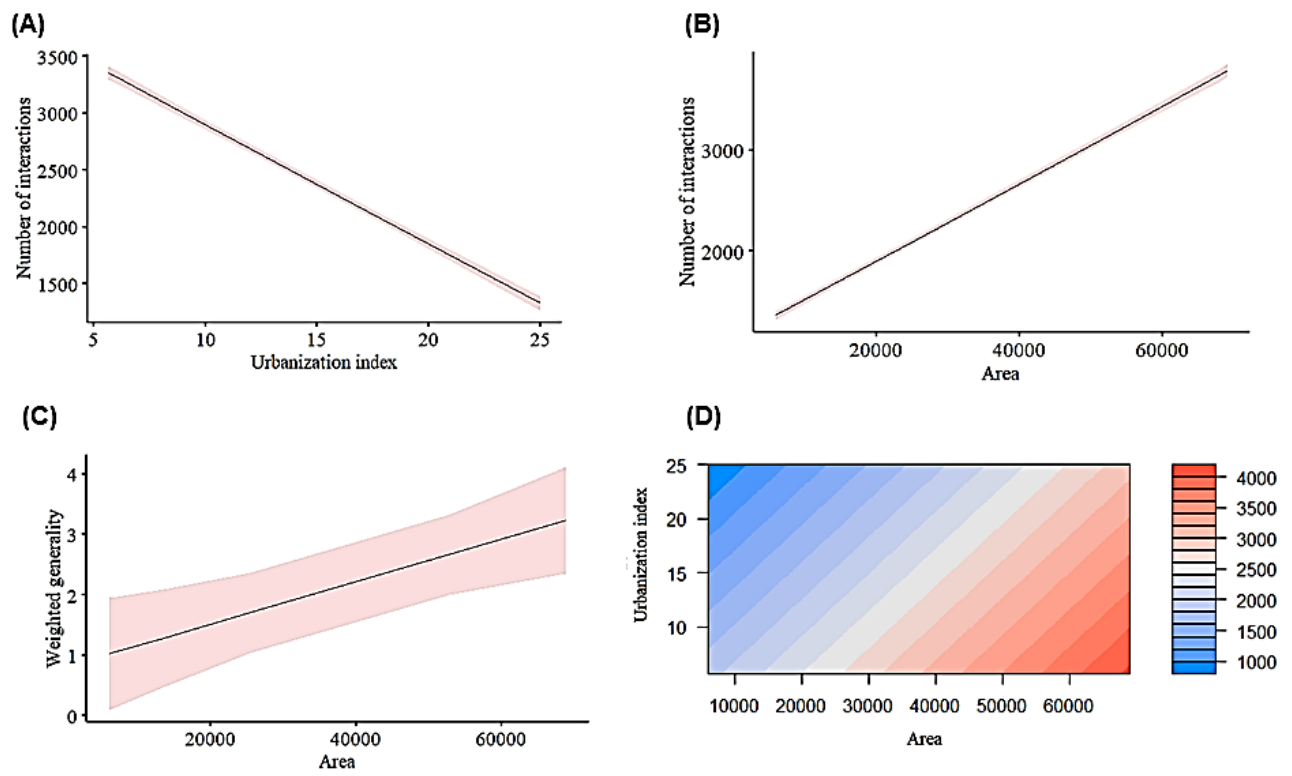


Figura 4

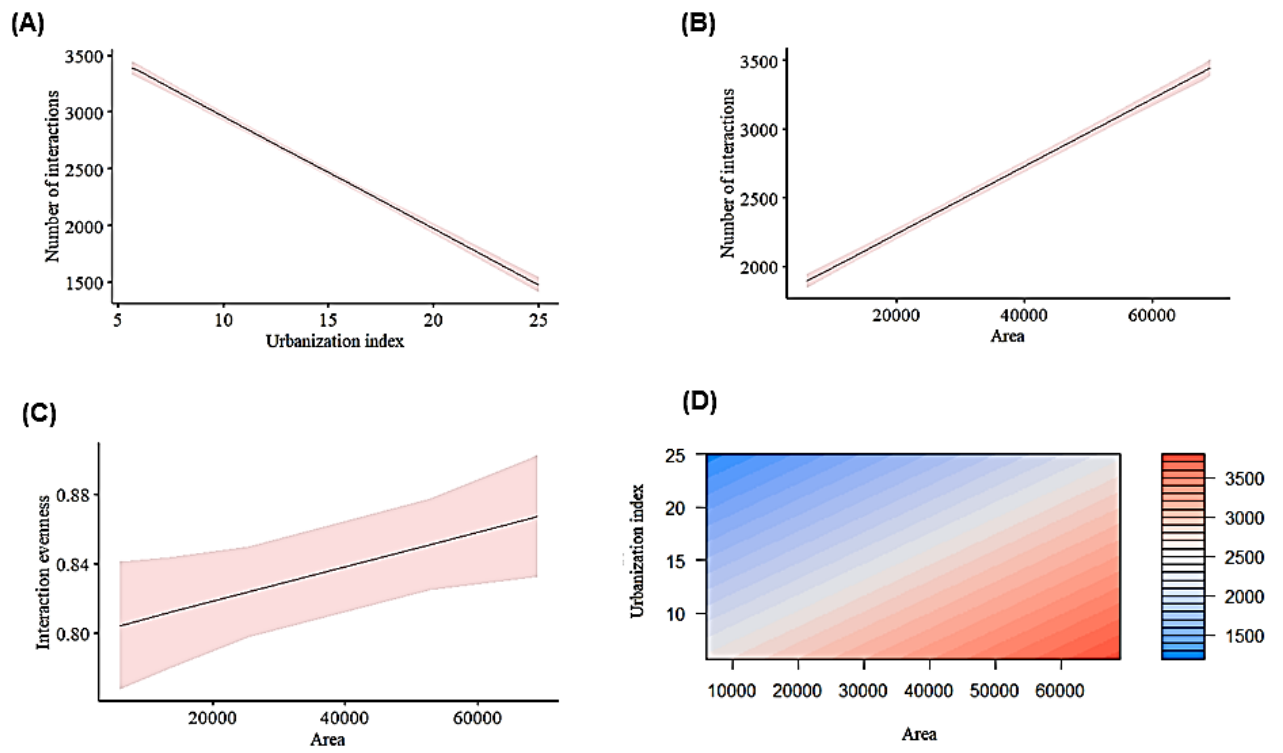


Figura 5

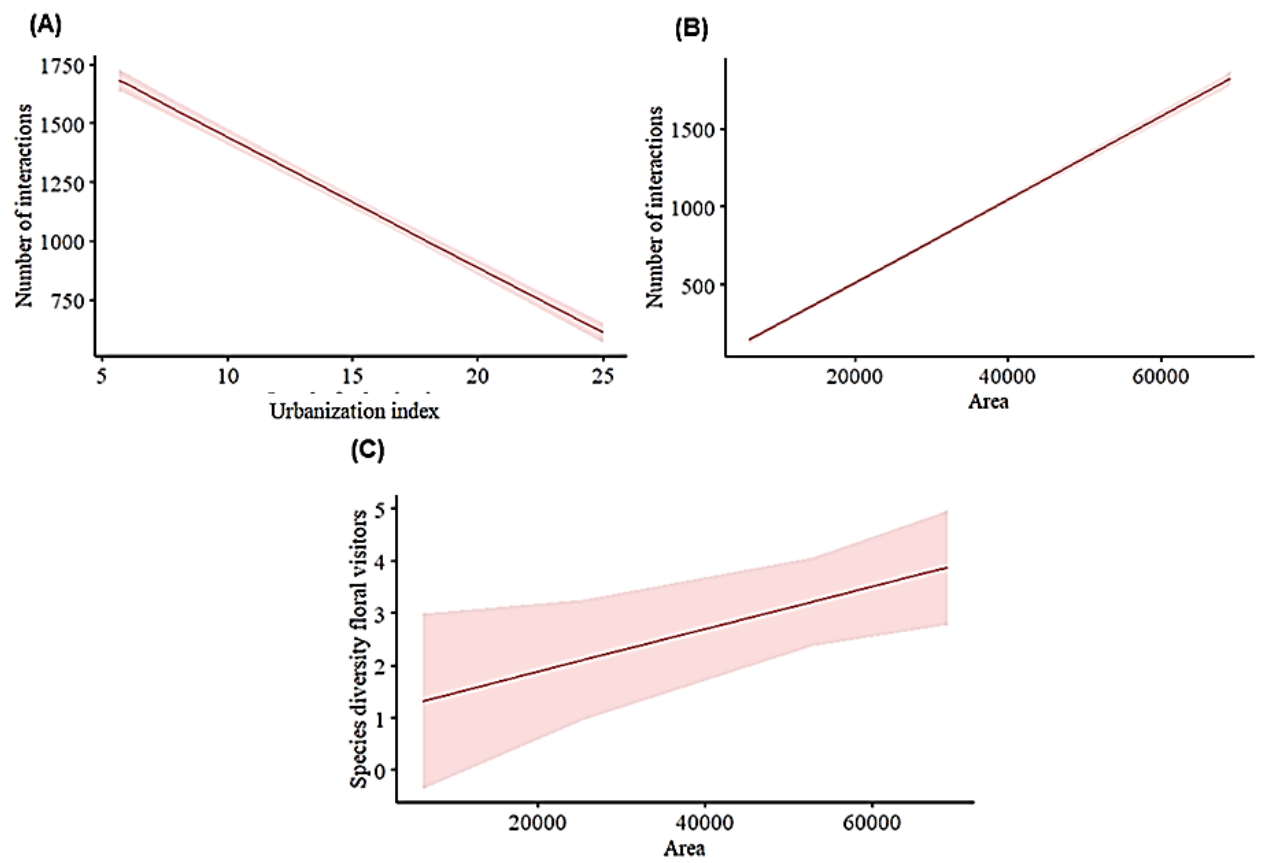
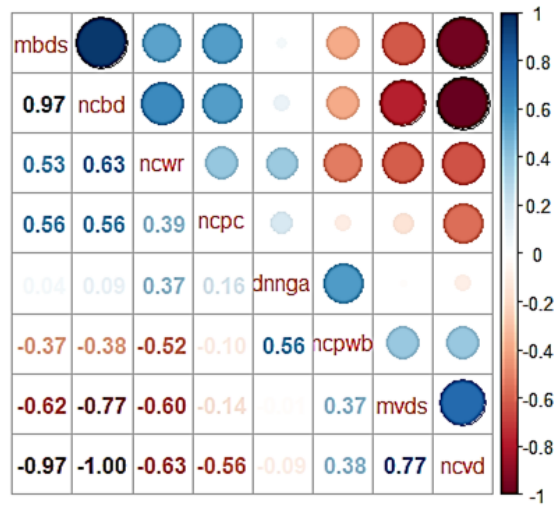


Figura 6

(A)



(B)

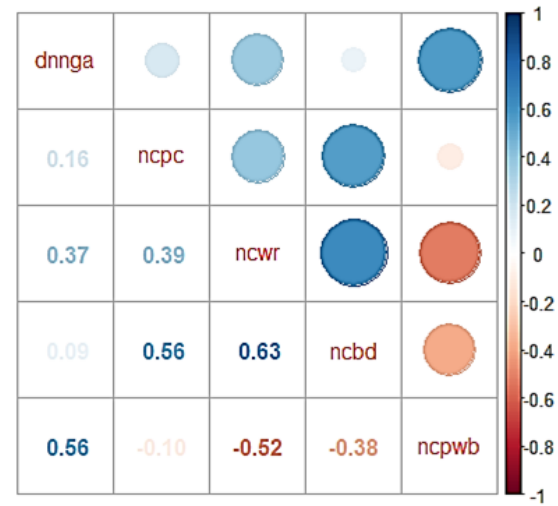


Figura S1

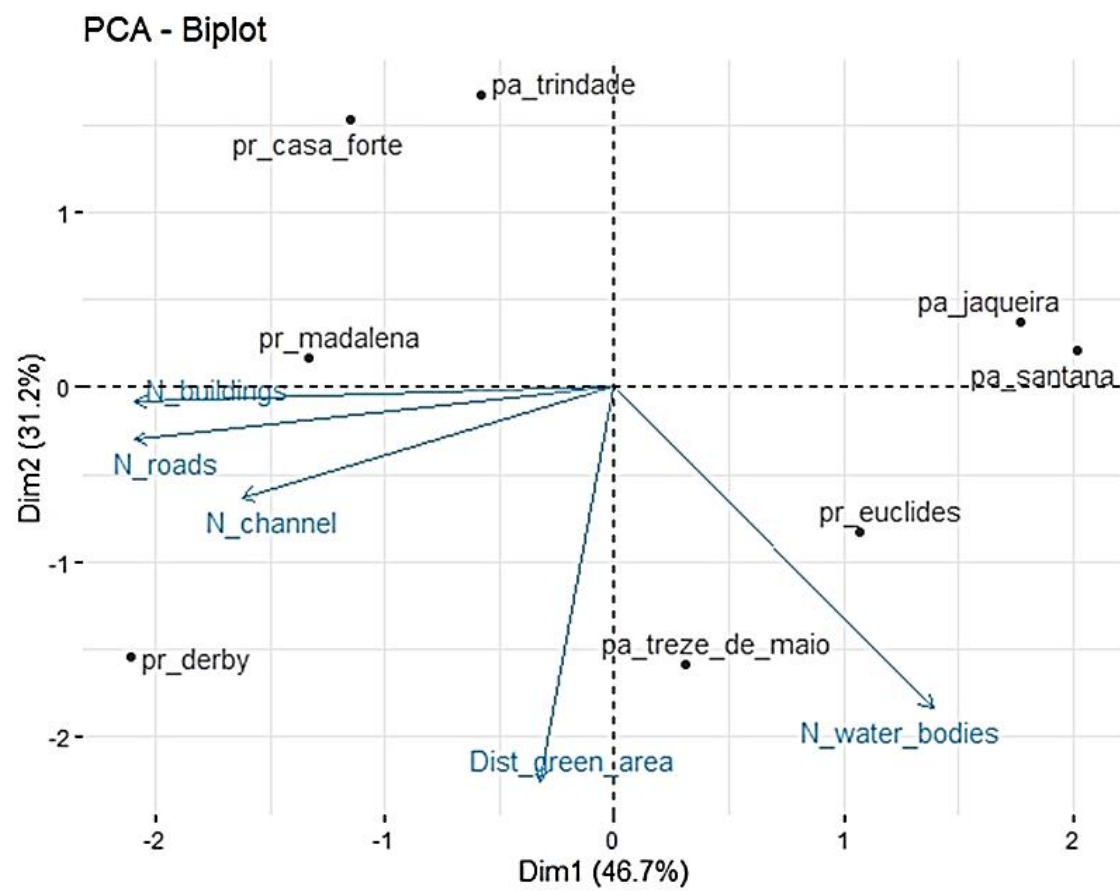


Figura S2

RESUMO GRÁFICO

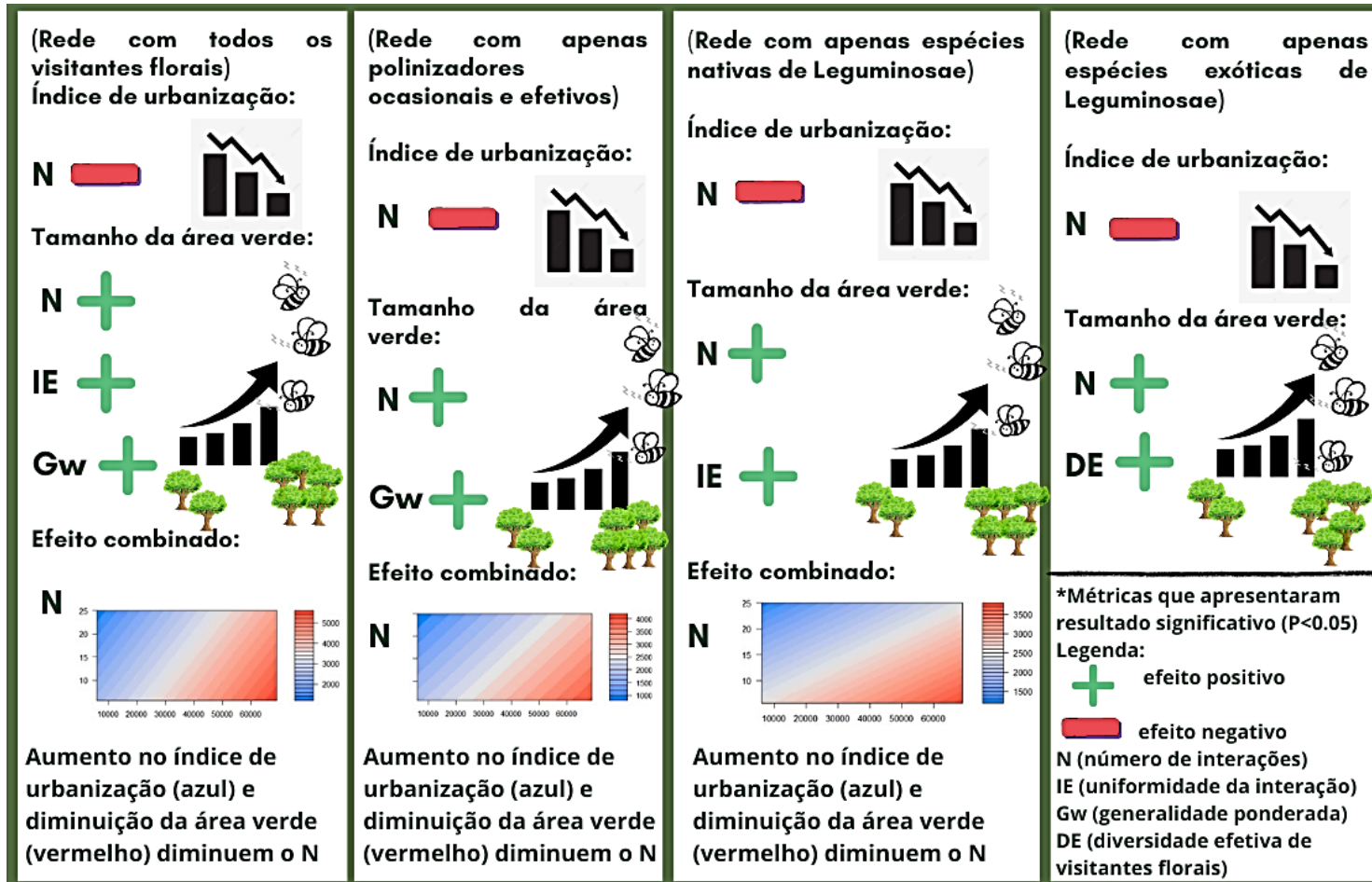


Tabela 1. Descrição das áreas verdes urbanas estudadas, incluindo coordenadas, área (m²) e ocorrência e abundância das espécies arbóreas de Leguminosae melitófilas na cidade de Recife, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Áreas verdes urbanas	Área (m ²)	Coordenadas		Espécies	Nº de indivíduos
Praças					
Casa Forte	13511.24	8°02'07.4" S	34°55'11.1" W	<i>Cassia grandis</i>	8
				<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	8
				<i>Clitoria fairchildiana</i>	5
				<i>Paubrasilia echinata</i>	3
Derby	25384.23	8°3'24.46"S	34°53'53.16"W	<i>Clitoria fairchildiana</i>	4
				<i>Paubrasilia echinata</i>	3
				<i>Tamarindus indica</i>	10
Euclides da Cunha	5991.29	8°3'32.26"S	34°54'14.52"W	<i>Cenostigma pyramidale</i>	13
				<i>Libidibia ferrea</i>	10
Solange Pinto Melo	6229.32	8°3'13.65"S	34°54'32.01"W	<i>Cassia grandis</i>	3
				<i>Clitoria fairchildiana</i>	2
				<i>Paubrasilia echinata</i>	7
				<i>Prosopis juliflora</i>	2
Parques					
Jaqueira	68068.35	8°2'11.70"S	34°54'8.47"W	<i>Albizia lebbbeck</i>	2

				<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	3
				<i>Clitoria fairchildiana</i>	10
				<i>Paubrasilia echinata</i>	31
				<i>Tamarindus indica</i>	10
Santana	52777.2 1	8°2'31.10" S	34°54'59.54" W	<i>Cassia grandis</i>	2
				<i>Clitoria fairchildiana</i>	15
				<i>Senna siamea</i>	14
				<i>Tamarindus indica</i>	3
Sítio da Trindade	68933.05	8°1'55.14"S	34°54'46.34"W	<i>Cassia grandis</i>	3
				<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	16
				<i>Senna siamea</i>	2
				<i>Tamarindus indica</i>	4
Treze de Maio	68945.5 7	8°3'30.47" S	34°52'56.36" W	<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	2
				<i>Clitoria fairchildiana</i>	5
				<i>Paubrasilia echinata</i>	11
				<i>Senna siamea</i>	2
				<i>Tamarindus indica</i>	2

Tabela 2. Valores das variáveis utilizadas na obtenção do índice de urbanização e valores finais dos índices de urbanização dos espaços verdes urbanos da cidade de Recife, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Local	Distância para área de remanescente florestal mais próxima	Número de células com alta densidade de construções (>50%)	Número de células com presença de pavimentação (estradas/ estacionamento)	Número de células com presença de canal	Número de células com presença de corpos d'água (rios/lagos)	Índice de urbanização
Praças						
Casa Forte	3.63	94	98	3	2	10.14
Derby	7.03	98	99	13	16	25.00
Euclides da Cunha	6.22	87	90	0	22	12.60
Solange Pinto Melo	6.03	99	100	0	7	16.01
Parques						
Sítio da Trindade	3.74	87	97	3	0	7.88
Treze de Maio	8.26	84	100	0	18	17.87
Jaqueira	4.93	81	84	0	15	5.80
Santana	4.40	85	80	0	21	5.66

Tabela 3. Valores das métricas de redes utilizadas, incluindo número de interações e diversidade efetiva de visitantes florais nas praças e parques da cidade de Recife, Pernambuco, nordeste do Brasil, para avaliar a rede de interação flor-visitante floral das espécies de Leguminosae arbóreas em espaços verdes urbanos incluindo visitantes florais com comportamento de pilhador, excluindo visitantes florais com comportamento de pilhador, apenas espécies de Leguminosae nativas e apenas espécies de Leguminosae exóticas.

	Local	Número de interações (NI)	Especialização (H2')	Uniformidade da interação (IE)	Generalidade ponderada (Gw)	Vulnerabilidade ponderada (Vw)	Diversidade efetiva de visitantes florais
Rede com todos os visitantes florais	Praças						
	De Casa Forte	4759	0.30	0.80	2.62	5.25	6.69
	Do Derby	1816	0.33	0.81	2.33	3.66	3.86
	Euclides da Cunha	1572	0.48	0.77	1.33	4.33	4.77
	Solange Pinto Melo	1009	0.29	0.78	3.00	2.14	2.68
	Parques						
	da Jaqueira	7576	0.30	0.80	3.17	6.04	7.47
	Santana	3139	0.19	0.85	3.30	3.61	3.73
	Sítio da Trindade	3448	0.22	0.83	3.14	3.85	4.47
	Treze de Maio	5923	0.20	0.85	4.04	4.71	5.44

Rede com apenas polinizadores (ocasionais e efetivos)	Praças						
	De Casa Forte	3997	0.34	0.81	2.16	4.67	5.80
	Do Derby	1234	0.36	0.72	2.00	3.00	2.90
	Euclides da Cunha	1140	0.35	1.00	1.00	4.00	3.83
	Solange Pinto Melo	424	0.36	0.74	2.01	3.02	2.06
	Parques						
	da Jaqueira	5987	0.37	0.75	2.66	5.44	6.64
	Santana	1901	0.27	0.79	3.00	2.77	2.86
	Sítio da Trindade	2090	0.30	0.72	2.79	3.04	4.01
	Treze de Maio	4220	0.25	0.78	3.74	3.93	4.64
Rede com apenas espécies nativas de Leguminosae	Praças						
	De Casa Forte	4789	-	0.80	-	-	6.69
	Do Derby	1253	-	0.84	-	-	4.40
	Euclides da Cunha	1572	-	0.77	-	-	4.77
	Solange Pinto Melo	843	-	0.81	-	-	2.88
	Parques						
	da Jaqueira	5456	-	0.84	-	-	7.85
	Santana	1892	-	0.89	-	-	2.90
	Sítio da Trindade	1730	-	0.84	-	-	4.46
	Treze de Maio	4089	-	0.86	-	-	5.71

	Maio						
Rede com apenas espécies exóticas de Leguminosae	Praças						
	do derby	563	-	1.00	-	-	1.99
	Solange	166	-	0.90	-	-	1.06
	Pinto Melo						
	Parques						
	da Jaqueira	2120	-	0.77	-	-	3.72
	Santana	1247	-	0.90	-	-	4.54
	Sítio da Trindade	1718	-	0.93	-	-	3.35
	Treze de Maio	1834	-	0.93	-	-	3.58

Tabela 4. Resultado dos testes estatísticos do efeito do índice de urbanização, tamanho da área verde e efeito combinado das variáveis urbanização e tamanho da área sobre as métricas de redes (índice de especialização ($H2'$), índice de especialização (D'), generalidade ponderada (Gw), vulnerabilidade ponderada (Vw), uniformidade da interação (IE), número de interações (N) e diversidade efetiva de visitantes florais (DE) nos espaços verdes urbanos de Recife, nordeste do Brasil. Os resultados significativos estão destacados em negrito.

Redes de interações	Urbanização	Área	Urbanização*área
Todos os visitantes florais			
Métricas			
H2'	T= 0.553, P> 0.600	T= -2.293, P>0.061	T= -0.311, P>0.771
Gw	T= -0.382, P>0.715	T= 2.640, P>0.038	T= 0.658, P>0.547
Vw	T= -0.966, P>0.371	T= 1.053, P>0.332	T= 0.651, P>0.551
IE	T= -0.287, P>0.784	T= 2.742, P>0.033	T= 0.986, P>0.380
N	Z= -44.24, P<0.0001	Z= 70.55, P<0.0001	Z= 27.80, P<0.0001
DE	T= -1.046, P>0.336	T= 0.868, P>0.418	T=0.646, P>0.553
Apenas			

polinizadores (ocasionais e efetivos)	H2'	T= -0.314, P>0.764	T= 1.765, P>0.128	T= -0.355, P>0.740
	Gw	T= -0.599, P>0.571	T= 3.927, P>0.007	T= 1.545, P>0.197
	Vw	T= -0.835, P>0.435	T= 0.964, P>0.372	T= 0.632, P>0.562
	IE	T= -0.571, P>0.588	T= 0.686, P>0.518	T= 0.715, P>0.514
	N	Z= -41.48, P<0.0001	Z= 58.48, P<0.0001	Z= 28.73, P<0.0001
	DE	T= -1.170, P>0.286	T= 1.008, P>0.352	T= 0.633, P>0.561
Apenas espécies nativas de Leguminosae				
Apenas espécies exóticas de Leguminosae	D'	T= -0.550, P>0.589	T= -1.618, P>0.122	T= 0.160, P>0.874
	DE	T= -0.534, P>0.612	T= 0.736, P>0.489	T= 0.452, P>0.675
	IE	T= -0.380, P>0.717	T= 2.826, P>0.030	T= -0.403, P>0.707
	N	Z= -38.00, P>0.0001	Z= 36.45, P>0.0001	Z= 31.59, P>0.0001

IE	T= -0.081, P>0.939	T= 1.884, P>0.133	T= -0.864, P>0.479
N	Z= -30.60, P>0.0001	Z= 65.37, P>0.0001	Z= -0.253, P>0.800

Tabela S1. Caracterização das espécies de Leguminosae dos espaços verdes urbanos da cidade de Recife, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Espécie	Origem	Domínio fitogeográfico	Tamanho da flor	Tipo da inflorescência
<i>Albizia lebeck</i>	Exótica (nativa do sul da Ásia)	Amazônia	Inconspícua	Umbeliforme
<i>Cassia grandis</i>	Nativa	Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal	Pequena	Racemosa
<i>Cenostigma pluviosum var. peltophoroides</i>	Nativa	Mata Atlântica	Pequena	Racemosa
<i>Cenostigma pyramidale</i>	Nativa	Caatinga	Pequena	Racemosa/panículas
<i>Clitoria fairchildiana</i>	Nativa	Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica	Grande	Pseudo racemosa
<i>Libidibia ferrea</i>	Nativa	Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica	Pequena	Panículas
<i>Paubrasilia echinata</i>	Nativa	Mata Atlântica	Pequena	Racemosa/panículas
<i>Prosopis juliflora</i>	Exótica (nativa do México a Colômbia e	Caatinga	Inconspícua	Racemosa

	Venezuela, invasora no Brasil)			
<i>Senna siamea</i>	Exótica (nativa da Ásia)	Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica	Pequena	Panículas
<i>Tamarindus indica</i>	Exótica (nativa da Índia)	Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica	Pequena	Racemosa
Origem, domínio fitogeográfico e tipo da inflorescência de acordo com Flora e Funga do Brasil, 2024. Tamanho floral * inconspícua/≤4mm, pequena/ > 4mm ≤10 mm, média/ > 10mm ≤ 20 mm, grande/ > 20mm ≤30 mm e muito grande > 30mm (Endress, 1994; Proctor et al., 2006).				

Tabela S2. Descrição das visitas florais registradas por espécie arbórea de Leguminosae nos espaços verdes urbanos da cidade de Recife, Pernambuco, nordeste do Brasil, incluindo número de visitas registradas e comportamento dos visitantes (pilhador: visitante coleta recurso floral sem contatar as estruturas reprodutivas da flor; polinizador ocasional: visitante atua como polinizador, mas não entra em contato com as estruturas florais em todas as visitas; polinizadores efetivos: visitante contata as estruturas reprodutivas da flor, durante a coleta de recurso, em todas as visitas observadas).

Local	Espécie de planta	Visitante Floral	Número de visitas registradas	Comportamento do visitante floral	
Praça de Casa	<i>Cassia grandis</i>	<i>Trigona spinipes</i>	337	Ocasional	
Forte	<i>Cenostigma</i>	<i>Eulaema nigrita</i>	284	Efetivo	
	<i>pluviosum</i> var.	<i>Amartia jatrophae</i>	638	Ocasional	
	<i>peltophoroides</i>	<i>Trigona spinipes</i>	253	Pilhador	
		<i>Xylocopa frontalis</i>	464	Efetivo	
		<i>Xylocopa</i>	253	Efetivo	
		<i>grisescens</i>			
		<i>Clitoria fairchildiana</i>	<i>Trigona spinipes</i>	219	Pilhador
			<i>Xylocopa frontalis</i>	377	Efetivo
			<i>Xylocopa</i>	219	Efetivo
		<i>grsescens</i>			
	<i>Paubrasilia echinata</i>	<i>Apis mellifera</i>	453	Efetivo	

		<i>Eulaema nigrita</i>	267	Efetivo
		<i>Plebeia</i> sp.	129	Ocasional
		<i>Tetragonisca angustula</i>	137	Ocasional
		<i>Trigona spinipes</i>	206	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	284	Efetivo
		<i>Xylocopa grisescens</i>	239	Efetivo
Praça do Derby	<i>Clitoria fairchildiana</i>	<i>Trigona spinipes</i>	181	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	247	Efetivo
	<i>Paubrasilia echinata</i>	<i>Apis mellifera</i>	262	Efetivo
		<i>Plebeia</i> sp.	88	Ocasional
		<i>Tetragonisca angustula</i>	124	Ocasional
		<i>Trigona spinipes</i>	163	Pilhador
	<i>Tamarindus indica</i>	<i>Xylocopa frontalis</i>	188	Efetivo
		<i>Trigona spinipes</i>	238	Ocasional
Praça Euclides da Cunha	<i>Cenostigma pyramidale</i>	<i>Eulaema nigrita</i>	248	Efetivo
		<i>Trigona spinipes</i>	220	Pilhador

		<i>Tetragonisca angustula</i>	157	Ocasional
		<i>Xylocopa frontalis</i>	440	Efetivo
		<i>Xylocopa grisescens</i>	295	Efetivo
	<i>Libidibia ferrea</i>	<i>Trigona spinipes</i>	212	Ocasional
Praça Solange	<i>Cassia grandis</i>	<i>Trigona spinipes</i>	154	Ocasional
Pinto Melo	<i>Clitoria fairchildiana</i>	<i>Trigona spinipes</i>	117	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	126	Efetivo
	<i>Paubrasilia echinata</i>	<i>Apis mellifera</i>	157	Efetivo
		<i>Trigona spinipes</i>	148	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	141	Efetivo
	<i>Prosopis juliflora</i>	<i>Trigona spinipes</i>	166	Ocasional
Parque da Jaqueira	<i>Albizia lebeck</i>	<i>Apis mellifera</i>	233	Efetivo
		<i>Trigona spinipes</i>	389	Ocasional
	<i>Cenostigma pluviolum</i> var. <i>peltophoroides</i>	<i>Eulaema nigrita</i>	270	Efetivo
		Hesperiidae (Hesperiinae)	647	Ocasional
		<i>Amartia jatrophae</i>	545	Ocasional

	<i>Trigona spinipes</i>	347	Pilhador
	<i>Xylocopa frontalis</i>	427	Efetivo
	<i>Xylocopa</i> <i>grisescens</i>	388	Efetivo
<i>Clitoria fairchildiana</i>	<i>Trigona spinipes</i>	300	Pilhador
	<i>Xylocopa frontalis</i>	439	Efetivo
	<i>Xylocopa</i> <i>grisescens</i>	378	Efetivo
<i>Paubrasilia echinata</i>	<i>Apis mellifera</i>	417	Efetivo
	<i>Centris aenea</i>	53	Efetivo
	<i>Eulaema nigrita</i>	263	Efetivo
	Hesperiidae (<i>Amartia</i> <i>jatrophae</i>)	414	Ocasional
	<i>Plebeia</i> sp.	112	Ocasional
	<i>Tetragonisca</i> <i>angustula</i>	188	Ocasional
	<i>Trigona spinipes</i>	277	Pilhador
	<i>Xylocopa frontalis</i>	287	Efetivo
	<i>Xylocopa</i>	253	Efetivo

	<i>Tamarindus indica</i>	<i>grisescens</i>		
		<i>Trigona spinipes</i>	276	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	377	Efetivo
		<i>Xylocopa</i> <i>grisescens</i>	296	Efetivo
Parque de Santana	<i>Cassia grandis</i>	<i>Trigona spinipes</i>	405	Ocasional
		<i>Xylocopa frontalis</i>	105	Efetivo
	<i>Clitoria fairchildiana</i>	<i>Trigona spinipes</i>	294	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	336	Efetivo
		<i>Xylocopa</i> <i>grisescens</i>	287	Efetivo
	<i>Senna siamea</i>	<i>Plebeia</i> sp.	80	Ocasional
		<i>Tetragonisca</i> <i>angustula</i>	200	Ocasional
		<i>Trigona spinipes</i>	314	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	421	Efetivo
		<i>Xylocopa</i> <i>grisescens</i>	232	Efetivo
	<i>Tamarindus indica</i>	<i>Trigona spinipes</i>	298	Ocasional
		<i>Xylocopa frontalis</i>	285	Efetivo

		<i>Xylocopa</i> <i>grisescens</i>	204	Efetivo
Parque Sítio da Trindade	<i>Cassia grandis</i>	<i>Trigona spinipes</i>	317	Ocasional
		<i>Xylocopa frontalis</i>	104	Efetivo
	<i>Cenostigma</i> <i>pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	<i>Eulaema nigrita</i>	223	Efetivo
		Hesperiidae (Hesperiinae)	316	Ocasional
		<i>Trigona spinipes</i>	347	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	262	Efetivo
		<i>Xylocopa</i> <i>grisescens</i>	161	Efetivo
		<i>Senna siamea</i>	<i>Tetragonisca</i> <i>angustula</i>	134
	<i>Trigona spinipes</i>		346	Pilhador
	<i>Xylocopa frontalis</i>		309	Efetivo
<i>Tamarindus indica</i>	<i>Trigona spinipes</i>		348	Ocasional
	<i>Xylocopa frontalis</i>	257	Efetivo	
	<i>Xylocopa</i> <i>grisescens</i>	190	Efetivo	

Parque Treze de Maio	<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	Hesperiidae (Hesperiinae)	514	Ocasional
		<i>Trigona spinipes</i>	314	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	313	Efetivo
		<i>Xylocopa grisescens</i>	262	Efetivo
	<i>Clitoria fairchildiana</i>	<i>Trigona spinipes</i>	312	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	342	Efetivo
		<i>Xylocopa grisescens</i>	228	Efetivo
	<i>Paubrasilia echinata</i>	<i>Apis mellifera</i>	371	Efetivo
		Hesperiidae (Hesperiinae)	347	Ocasional
		<i>Plebeia</i> sp.	93	Ocasional
		<i>Tetragonisca angustula</i>	140	Ocasional
		<i>Trigona spinipes</i>	360	Pilhador
		<i>Xylocopa frontalis</i>	263	Efetivo
		<i>Xylocopa grisescens</i>	230	Efetivo

<i>Senna siamea</i>	<i>Tetragonisca angustula</i>	158	Ocasional
	<i>Trigona spinipes</i>	395	Pilhador
	<i>Xylocopa frontalis</i>	323	Efetivo
	<i>Xylocopa grisescens</i>	162	Efetivo
<i>Tamarindus indica</i>	<i>Trigona spinipes</i>	322	Ocasional
	<i>Xylocopa frontalis</i>	291	Efetivo
	<i>Xylocopa grisescens</i>	183	Efetivo

Tabela S3. Resultado da métrica de especialização (d') de cada espécie de Leguminosae, média das espécies nativas, média das espécies exóticas e teste estatístico verificando a diferença de especialização entre espécies nativas e exóticas nos espaços verdes urbanos da cidade do Recife, Pernambuco, nordeste do Brasil.

Área verde	Espécie	Origem	d'
Praças de Casa Forte	<i>Cassia grandis</i>	Nativa	0.499
	<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	Nativa	0.264
	<i>Clitoria fairchildiana</i>	Nativa	0.286
	<i>Paubrasiliana echinata</i>	Nativa	0.26
do Derby	<i>Clitoria fairchildiana</i>	Nativa	0.269
	<i>Paubrasiliana echinata</i>	Nativa	0.252
	<i>Tamarindus indica</i>	Exótica	0.269
Euclides da Cunha	<i>Cenostigma pyramidale</i>	Nativa	0.239
	<i>Libidibia ferrea</i>	Nativa	0.612
Solange Pinto Melo	<i>Cassia grandis</i>	Nativa	0.287
	<i>Clitoria fairchildiana</i>	Nativa	0.169
	<i>Paubrasiliana echinata</i>	Nativa	0.181
	<i>Prosopis juliflora</i>	Exótica	0.287
Parques da Jaqueira	<i>Albizia lebeck</i>	Exótica	0.528
	<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	Nativa	0.284
	<i>Clitoria fairchildiana</i>	Nativa	0.282
	<i>Paubrasiliana echinata</i>	Nativa	0.234
	<i>Tamarindus indica</i>	Exótica	0.282
	Santana	<i>Cassia grandis</i>	Nativa
<i>Clitoria fairchildiana</i>		Nativa	0.119

	<i>Senna siamea</i>	Exótica	0.189
	<i>Tamarindus indica</i>	Exótica	0.119
Sítio da Trindade	<i>Cassia grandis</i>	Nativa	0.287
	<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	Nativa	0.247
	<i>Senna siamea</i>	Exótica	0.227
	<i>Tamarindus indica</i>	Exótica	0.161
Treze de Maio	<i>Cenostigma pluviosum</i> var. <i>peltophoroides</i>	Nativa	0.167
	<i>Clitoria fairchildiana</i>	Nativa	0.172
	<i>Paubrasilia echinata</i>	Nativa	0.191
	<i>Senna siamea</i>	Exótica	0.167
	<i>Tamarindus indica</i>	Exótica	0.172
Média das espécies nativas: 0.264			
Média das espécies exóticas: 0.240			
Teste estatístico: $t = 3.783$, $P < 0.0005$			

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta dissertação observou o efeito da urbanização e tamanho da área sobre algumas métricas da rede de interação planta-visitante floral, do número de interações e diversidade efetiva de visitantes florais em espaços verdes urbanos da cidade do Recife, Pernambuco, nordeste do Brasil. O capítulo intitulado “Green area size, rather than urbanization index, modulates the specialization of flower-visitor networks of Leguminosae trees in a tropical metropolis in Brazil” demonstrou que a urbanização e o tamanho da área afetam de forma significativa o número de interações entre espécies de Leguminosae e visitantes florais em espaços verdes urbanos, quanto maior o índice de urbanização menor foi o número de visitas de visitantes florais registradas e esse número aumenta conforme o tamanho da área. Além disso, o tamanho da área verde favoreceu positivamente a generalização da rede, e quando analisado a rede de interação com apenas espécies de plantas exóticas, foi observado que a diversidade de visitantes florais diminuiu com o aumento do índice de urbanização e é favorecido positivamente pelo aumento da área verde. Estudos abordando a temática de redes de interação são fundamentais para compreender o funcionamento dos ecossistemas urbanos, além de reforçar a importância dos visitantes florais em áreas urbanas para a manutenção das espécies de plantas e polinizadores nessas áreas, e conseqüentemente, uma melhoria no bem estar humano e qualidade de vida. Por isso, é importante ressaltar o quanto é importante haver um gerenciamento adequado dessas áreas, com a presença de um bom planejamento urbano, manejo/escolha das espécies de plantas presentes nesses espaços e políticas públicas efetivas. Assim, este trabalho colaborou para reforçar o papel das áreas verdes urbanas como repositório de biodiversidade e forneceu informações sobre a caracterização das redes de interação entre Leguminosae arbóreas e visitantes florais em espaços verdes urbanos e como essas redes, o número de interações e diversidade de visitantes florais respondem ao aumento da urbanização em uma área tropical.

REFERÊNCIAS

- AGOSTINI, K.; LOPES, A.V.; MACHADO, I.C. **Recursos florais**. In: A.R. Rech, K. Agostini, P.E. Oliveira & I.C. Machado (Eds.), *Biologia da polinização*, 130–150. Rio de Janeiro: Editora Projeto Cultural, 2014.
- AHRNÉ, K.; BENGTSSON, J.; ELMQVIST, T. **Bumble Bees (*Bombus* spp) along a Gradient of Increasing Urbanization**. *Plos One*, 4(5): 5574, 2009.
- AIZEN, M.A.; GARIBALDI, L.A.; CUNNINGHAM, S.A.; KLEIN, A.M. **Long-term global trends in crop yield and production reveal no current pollination shortage but increasing pollinator dependency**. *Current Biology*, 18: 1572–1575, 2008.
- AIZEN, M.A.; SABATINO, M.; TYLIANAKIS, J.M. **Specialization and Rarity Predict Nonrandom Loss of Interactions from mutualist networks**. *Science*, 335: 1486-1489, 2012.
- ARROYO, M.T.K. **Breeding systems and pollination biology in Leguminosae**. In: Polhill, R.M.; Raven, P.H. (Ed.). *Advances in legume systematics*. legume systematics Kew: Royal Botanic Gardens, 723-769, 1981.
- AYERS, A.C.; REHAN, S.M. **Supporting Bees in Cities: How Bees Are Influenced by Local and Landscape Features**. *Insects*, 12: 128, 2021.
- BALDOCK, K.C.R.; GODDARD, M.A.; HICKS, D.M.; KUNIN, W.E.; MITSCHUNAS, N.; OSGATHORPE, L.M.; POTTS, S.G.; ROBERTSON, K.M.; SCOTT, A.V.; STONE, G.N.; VAUGHAN, I.P.; MEMMOTT, J. **Where is the UK's pollinator biodiversity? The importance of urban areas for flower-visiting insects**. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*.282(1803), 20142849–20142849, 2015.

- BANASZAK-CIBICKA, W.; ZMIHORSKI, M. **Wild bees along an urban gradient: winners and losers.** *Journal of Insect Conservation*, 16: 331–343, 2011.
- BASCOMPTE, J. **Disentangling the web of life.** *Science*, 325(5939): 416-419, 2009.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. **Mutualistic Networks.** Princeton University Press, 2014.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. **Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity.** *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 38: 567-593, 2007.
- BASCOMPTE, J.; JORDANO, P.; MELIÁN, C.J.; OLESEN, J.M. **The nested assembly of plant-animal mutualistic networks.** *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(16): 9383-9387, 2003.
- BIESMEIJER, J.C.; ROBERTS, S.P.; REEMER, M. **Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands.** *Science*, 313(5785): 351-354, 2006.
- BLÜTHGEN, N. **Why network analysis is often disconnected from community ecology: a critique and an ecologist's guide.** *Basic and Applied Ecology*, 11(3): 185 -195, 2010.
- BLÜTHGEN, N.; FRÜND, J.; VÁZQUEZ, D.P.; MENZEL, F. **What do interaction network metrics tell us about specialization and biological traits?** *Ecology*, 89(12), 3387-3399, 2008.
- BLÜTHGEN, N.; et al. **Land use imperils plant and animal community stability through changes in asynchrony rather than diversity.** *Nature Communications*, doi:10.1038/ncomms10697, 2016.

- Brazil Flora Group - BFG. **Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil**. *Rodriguésia*, 66(4):1085-1113, 2015.
- BULBOVAS, P. **Defesas antioxidativas em plantas jovens de *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil) como indicadores de resistência da espécie à poluição atmosférica na cidade de São Paulo (SP)**. Tese de Doutorado – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.
- CANTUARIA, P.C.; ALVES, C.M.G.; MEDEIROS, T.D.S.; LIMA E SILVA, R.B.; FREITAS, J.L.; CANTUARIA, M.F.; SANTOS, E.S.; CRUZ-JUNIOR, F.O.; GARCIA, I.M.W.; BANDEIRA, V.L.P.; SILVA, U.R.L. **Ocorrência de Fabaceae da área de proteção ambiental da Fazendinha, Macapá, Amapá, Brasil**. *Biota Amazônia*, 7(2): 49-52, 2017.
- CARVALHO, M.E.C. **As áreas verdes de Piracicaba**. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista. Rio Claro, 1982.
- CORNELISSEN, T G.; LOURENÇO, G.L.; COSTA, F.P. **Insects in the city: patterns of biodiversity, interactions and ecosystem services in urban green areas**. In: ANGEOLETTO, F.; TRYJANOWSKI, P.; FELLOWES, M. *Ecology of tropical cities: natural and social sciences applied to the conservation of urban biodiversity*. (eds). Springer, Cham. In Press, 2022.
- CORREA, E.M.G; RODRIGUES, D.M.S; SANTOS, J.T; BARBOSA, E.J. **Análise quali-quantitativa da arborização de uma praça urbana do Norte do Brasil**. *Nativa: Pesquisas agrárias e ambientais, sinop*, 4(3): 179-186, 2016.

COX, D.T.C.; SHANAHAN, D.F.; HUDSON, H.L.; FULLER, R.A.; GASTON, K.J.

The impact of urbanization on nature dose and the implications for human health. *Landscape and Urban Planning*, 179: 72-80, 2018.

DEL-CLAVO, K.; TOREZAN-SILINGARDI, M. **Ecologia das interações plantas-animais.** 1º Edição. Missouri, Estados Unidos, Technical Books Livraria, 2011.

DEPRÁ, M.S.; GAGLIANONE, M.C. **Interactions between plants and pollinators under one temporal perspective.** *Oecologia Australis*, 22(1): 1-16, 2018.

DUPONT, Y.L.; et al. **Spatio-temporal variation in the structure of pollination networks.** *Oikos*, 118, 1261-1269, 2009.

DUTRA, V.F.; VIEIRA, M.F.; GARCIA, F.C.P.; LIMA, H.C. **Fenologia reprodutiva, síndromes de polinização e dispersão em espécies de Leguminosae dos campos rupestres do Parque Estadual do Itacolomi, Minas Gerais, Brasil.** *Rodriguésia*, 60(2): 371-387, 2009.

DYER, L.A.; SINGER, M.S.; LILL, J.T.; STIREMAN, J.O.; GENTRY, G.L.; MARQUIS, R.J.; DICKLEFS, R.E.; GREENEY, H.F.; WAGNER, D.L.; MORAIS, H.C.; DINIZ, I.R.; KURSAR, T.A.; COLEY, P.D. **Host specificity of Lepidoptera in tropical and temperate forests.** *Nature*, 448(7154): 696–699, 2007.

DOUGLAS, I. **The urban environment.** Edward Arnold, London, 1983.

ELMQVIST, T.; SETALA, H.; HANDEL, S.; PLOEG, S.; ARONSON, J.; BLIGNAUT, J.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; NOWAK, D.; KRONENBERG, J.; GROOT, R. **Benefits of restoring ecosystem services in urban areas.** *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 102-108, 2015.

- ESCADA, M.I.S. **Utilização de técnicas de sensoriamento remoto para planejamento de espaços livres urbanos de uso coletivo.** Dissertação de Mestrado, apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São José dos Campos, 1992.
- FABIAN, Y.; SANDAU, N.; BRUGGISSER, O.T.; AEBI, A.; KEHRLI, P.; ROHR, R.P.; NAISBIT, R.E.; BERSIER, L.F. **The importance of landscape and spatial structure for hymenopteran-based food webs in an agro-ecosystem.** *Journal of Animal Ecology*, 82: 1203–1214, 2013.
- FENOGLIO, M.S.; CALVIÑO, A.; GONZÁLEZ, E.; SALVO, A.; VIDELA, M. **Urbanisation drivers and underlying mechanisms of terrestrial insect diversity loss in cities.** *Ecological Entomology*, 46(4): 757–771, 2021.
- FERREIRA, P.A.; BOSCOLO, D.; CARVALHEIRO, L.G.; BIESMEIJER, J.C.; ROCHA, P.L.B.; VIANA, B.F. **Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest.** *Landscape Ecology*, 30: 2067-2078, 2015.
- FERREIRA, P.A.; BOSCOLO, D.; VIANA, B.F. **What do we know about the effects of landscape changes on plant–pollinator interaction networks?** *Ecological Indicators*, 31: 35–40, 2013.
- FLYNN, D.; GOGOL-PROKURAT, M.; NOGEIRE, T.; MOLINARI, N.; RICHERS, B.; LIN, B.; SIMPSON, N.; MAYFIELD, M. & DECLERCK, F. **Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa.** *Ecology Letters*, 12: 22-33, 2009.

- FONSECA, F.; GONÇALVES, A.; RODRIGUES, O. **Comportamentos e percepções sobre os espaços verdes da cidade de Bragança**. Finisterra, 45(89), 2010.
- FONTAINE, C.; DAJOZ, I.; MERIGUET, J.; LOREAU, M. **Functional diversity of plant pollinator interaction webs enhances the persistence of plant communities**. Plos Biology, 4: 129-135, 2006.
- FREITAS, B.M. **A importância relativa de *Apis mellifera* e outras espécies de abelhas na polinização de culturas agrícolas**. In: Encontro sobre abelhas, Ribeirão Preto, 3: 10-19, 1998.
- GANDY, M. **From urban ecology to ecological urbanism: an ambiguous trajectory**. Area, 47(2): 150– 154, 2015.
- GESLIN, B.; GAUZENS, B.; THÉBAULT, E.; DAJOZ, I. **Plant Pollinator Networks along a Gradient of Urbanisation**. Plos One, 8(5): 63421, 2013.
- GIVONI, B. **Impact of planted areas on urban environmental quality: a review**. Atmospheric Environment Part B. Urban Atmosphere, 5(3): 289-299, 1991.
- GIVONI, B.; NOGUCHI, M.; SAARONI, H.; POCHTER, O.; YAACOV, F.Y.; BECKER, S. **Outdoor comfort research issues**. Energy Buildings, 35(1): 77-86, 2003.
- GOMES, M.A.S.; SOARES, B.R. **A vegetação nos centros urbanos: considerações sobre os espaços verdes em cidades médias brasileiras**. Estudos geográficos, 1(1): 19-29, 2003.

- GRIMM, N.B.; FAETH, S. H.; GOLUBIEWSKI, N.E.; REDMAN, C.L.; WU, J.; BAI, X.; BRIGGS, J.M. **Global change and the ecology of cities**. *Science*, 319: 756–760, 2008.
- HALL, D.M.; CAMILO, G.R.; TONIETTO, R.K.; OLLERTON, J.; AHRNE, K.; ARDUSER, M.; ASCHER, J.S.; BALDOCK, K.C.R.; FOWLER, R.; FRANKIE, G.; GOULSON, D.; GUNNARSSON, B.; HANLEY, M.E.; JACKSON, J.J.; LANGELLOTTO, G.; LOWENSTEIN, D.; MINOR, E.S.; PHILPOTT, S.M.; POTTS, S.G.; SIROHI, M.F.; SPEVAK, E.M.; STONE, G.N.; THRELFALL, C.G. **The city as a refuge for insect pollinators**. *Conservation Biology*, 31: 24–29, 2017.
- HAMBLIN, A.L.; YOUNGSTEADT, E.; FRANK, S.D. **Wild bee abundance declines with urban warming, regardless of floral density**. *Urban Ecosystems*, 21(3): 419-428, 2018.
- HARRISON, T.; WINFREE, R. **Urban drivers of plant-pollinators interactions. Ecology of Organisms in Urban Environments**. *Functional Ecology*, 29: 879–888, 2015.
- HERNANDEZ, J.L.; FRANKIE, G.W.; THORP, R.W. **Ecology of urban bees: a review of current knowledge and directions for future study**. *Cities and the Environment*, 2(1): 3-15, 2009.
- JORDANO, P.; BASCOMPTE, J. & OLESEN, J.M. **Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions**. *Ecology Letters*, 6: 69-81, 2003.
- JORDANO, P. **Ligando frugivoria e dispersão de sementes à biologia da conservação**. *Biologia da conservação: essências*. Editorial Rima, São Paulo, Brasil, 411-436, 2006.

- KLEIN, A.M.; VAISSIÈRE, B.E.; CANE, J.H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S.A.; KREMEN, C.; TSCHARNTKE, T. **Importance of pollinators in changing landscapes for world crops.** *Proceedings. Biological Sciences*, 274 (1608): 303-313, 2007.
- LEWIS, G.P.; SCHRIRE, B.; MACKINDER, B.; LOCK, M. **Legumes of the World.** Royal Botanic Gardens, Kew, 2005.
- LEWINSOHN, T.M.; ROSLIN, T. **Four ways towards tropical herbivore megadiversity.** *Ecology Letters*, 11: 398-416, 2008.
- LIMA, V.; AMORIM, M.C.D.C.T. **A importância das áreas verdes para a qualidade ambiental das cidades.** *Revista Formação (online)*, 1(13): 69-82, 2006.
- LIZÉE, M.H.; MANEL, S.; MAUFFREY, J.F.; TATONI, T.; DESCHAMPS-COTTIN, M. **Matrix configuration and patch isolation influences override the species–area relationship for urban butterfly communities.** *Landscape Ecology*, 27(2), 159–169, 2011.
- LOMBARDO, M.A. **Ilha de Calor nas Metrôpoles: o exemplo de São Paulo.** São Paulo: Ed. Hucitec, 1985.
- LOWENSTEIN, D.M.; MATTESON, K.C.; MINOR, E.S. **Evaluating the Dependence of Urban Pollinators on Ornamental, Non-Native, and “Weedy” Floral Resources.** *Urban Ecosystems*, 22: 293–302, 2019.
- LUGO, A.E. **Let’s not forget the Biodiversity of the Cities.** *Biotropica*, 42, 576-577, 2010.
- MAKEEVA, V.M.; BELOKON, M.M.; SMUROV, A.V. **Genourbanology as the basis for stable biodiversity and ecosystem conservation under global urbanization.** *Biology Bulletin Reviews*, 3(4), 261–273, 2013.

- MALAGODI-BRAGA, K.S.; KLEINERT, A.M.P. **Osmeliponíneos e a polinização do morangueiro em estufas**. In: Congresso Brasileiro de Apicultura, Florianópolis, 13, 2000.
- MCDONNELL, M.J., HAHS, A.K. **Adaptation and adaptedness of organisms to urban environments**. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics, 46, 261-80, 2015.
- MCINTYRE, N.E.; RANGO, J.; FAGAN, W.F.; FAETH, S.H. **Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment**. Landscape and Urban Planning, 52(4): 257-274, 2001.
- MONALISA-FRANCISCO, N.; & Ramos, F. N. **Composition and Functional Diversity of the Urban Flora of Alfenas-MG, Brazil**. Floresta e Ambiente, 26(3), 20171110, 2019.
- METZGER, J.P. **O que é ecologia de paisagens?** Biotropica, 1,1-9, 2001.
- MORRIS, R.J.; GRIPENBERG, S.; LEWIS, O.T.; ROSLIN, T. **Antagonistic interaction networks are structured independently of latitude and host guild**. Ecology Letters, 17(3): 340–349, 2013.
- NOGUEIRA-COUTO, R.H. **Uso de atrativos e repelentes na polinização dirigida**. In: Encontro sobre abelhas, Ribeirão Preto, 3: 21-27, 1998.
- NOWAK, D. **Impact of urban forest management on air pollution and greenhouse gases**. Proceedings of the Society of American Foresters, Portland, Oregon, 143(14), 2000.
- NOWAK, D. **Institutionalizing urban forestry as a “biotechnology” to improve environmental quality**. Urban Forestry and Urban Greening, 5: 23-27, 2006.

OKE, T. **Boundary layer climates**. Routledge, Second Edition, London & New York, 1987.

OLESEN, J.M.; BASCOMPTE, J.; DUPONT YL, J.P. **The modularity of pollination networks**. Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA 104: 19891–19896, 2007.

OLIVEIRA, W.; SOUZA E SILVA, J. L.; DE OLIVEIRA, M. T. P.; CRUZ-NETO, O.; DA SILVA, L. A. P.; BORGES, L. A.; LOPES, A. V. **Reduced reproductive success of the endangered tree brazilwood (*Paubrasilia echinata*, Leguminosae) in urban ecosystem compared to Atlantic forest remnant: lessons for tropical urban ecology**. Urban Forestry & Urban Greening, 41, 303-312, 2019.

OLIVEIRA, M.T.P.; SOUZA-SILVA, J.L.; CRUZ-NETO, O.; BORGES, L.A.; GIRÃO, L.C.; TABARELLI, M.; LOPES, A.V. **Urban green areas retain just a small fraction of tree reproductive diversity of the Atlantic forest**. Urban Forestry & Urban Greening, 54,126779, 2020.

OLIVEIRA, M.T.P.; SOUZA-SILVA, J.L.; CRUZ-NETO, O.; OLIVEIRA, M.T.P.; ALBUQUERQUE, I.F.; BORGES, L.A.; LOPES, A.V. **Higher frequency of legitimate pollinators and fruit set of autotetraploid trees of *Libidibia ferrea* (Leguminosae) compared to diploids in a mixed tropical urban population**. Journal of Plant Research, 135 , 235–245, 2022.

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. **How many flowering plants are pollinated by animals?** Oikos, 120(3), 321–326, 2011.

PAULEIT, S.; BREUSTE, H. J. **Ecology in cities: Man-made physical conditions. Chapter 1.1. Land-Use and surface-cover as urban**

- ecological indicators.** Urban Ecology, Patterns, Processes, and Applications. 19-72, 2011.
- PENG, J.; TIAN, L.; LIU, Y.; ZHAO, M.; HU, Y.; WU, J. **Ecosystem services response to urbanization in metropolitan areas: thresholds identification.** Science of the Total Environment, 607-608: 706-714, 2017.
- PEREIRA JÚNIOR, A.; RODRIGUES, A.B.M.; CONCEIÇÃO, M.M.M.; PEREIRA, L.C. **Green walls, urbanization, vegetation and trends of temperature variations, air humidity and winds.** Enciclopédia Biosfera, 15(28): 2093, 2018.
- PILLAR, V.P. **Tipos funcionais e a detecção de padrões em comunidades e ecossistemas.** Pp 73-90. In: A.S. Coelho; R.D. Loyola & M.B.G. Souza (eds.), Ecologia teórica: desafios para o aperfeiçoamento da ecologia no Brasil. O Lutador, Belo Horizonte, 2004.
- PIANO, E.; SOUFFREAU, C.; MERCKX, T. **Urbanization drives cross-taxon declines in abundance and diversity at multiple spatial scales.** Global Change Biology, 26(3): 1196-1211, 2020.
- PRENDERGAST, K.S.; OLLERTON, J. **Plant-pollinator networks in Australian urban bushland remnants are not structurally equivalent to those in residential garden.** Urban Ecosystems, 24: 973-987, 2021.
- RAHIMI, E.; BARGHJELVEH, S.; DONG, P. **A Review of Diversity of Bees, the Attractiveness of Host Plants and the Effects of Landscape Variables on Bees in Urban Gardens.** Agriculture & Food Security, 11: 6, 2022.

- RAMIREZ, N. **Temporal variation of pollination classes in a Tropical Venezuelan plain: the importance of habitats and life forms.** Canadian Journal of Botany, 84: 443- 452, 2006.
- ROY, S.; BYRNE, J.; PICKERING, C. **A systematic quantitative review of urban tree benefits, costs, and assessment methods across cities in different climatic zones.** Urban Forestry & Urban Greening, 11: 351-363, 2012.
- RUTTNER, F. **Honeybees of the tropics; their variety and characteristics of importance for apiculture.** Apiculture in Tropical Climates. International Bee Research Association, London, 41-46, 1976.
- SANTOS, R.O.; SOARES, R.N.; SILVA, B.M.S. **Compositional Similarity of Urban Green Areas in Southeastern Brazil.** Floresta Ambient, 26(2): e20170747, 2019.
- SANTOS, G.M.M.; AGUIAR, C.M.L.; MELLO, M.A.R. **Flower-visiting guild associated with the Caatinga flora: trophic interaction networks formed by social bees and social wasps with plants.** Apidologie, 41(4): 466-475, 2010.
- SAVARD, J.P.; CLERGEAU P.; MENNECHEZ, G. **Biodiversity concepts and urban ecosystems.** Landscape and Urban Planning, 48: 131-142, 2000.
- SCHLEUNING, M.; FRUND, J.; KLEIN, A.-M.; ABRAHAMCZYK, S.; ALARCON, R.; ALBRECHT, M.; BLUTHGEN, N.; et al. **Specialization of Mutualistic Interaction Networks Decreases toward Tropical Latitudes.** Current Biology, 22(20): 1925–1931, 2012.

SCHLEUNING, M.; et al. **Ecological networks are more sensitive to plant than to animal extinction under climate change.** Nature communications, 7, 2016.

SETO, K.C.; PARNELL, S.; ELMQVIST, T. **A global outlook on urbanization.** In Urbanization, biodiversity and ecosystem services: Challenges and opportunities. A global assessment, ed. Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R.I., Parnell, S., Scheweniius, M., Sendstad, M., Seto, K.C., Wilkinson, C. 14. London, Springer, 2013.

SHASHUA-BAR, L.; HOFFMAN, M. **Quantitative evaluation of passive cooling of the UCL microclimate in hot regions in summer, case study: urban streets and courtyards with trees.** Building and Environment, 39: 1087-1099, 2004.

SILVA, J.L.S.; DE OLIVEIRA, M.T.P.; OLIVEIRA, W.; BORGES, L.A.; CRUZ-NETO, O.; LOPES, A.V. **High richness of exotic trees in tropical urban green spaces: reproductive systems, fruiting and associated risks to native species.** Urban Forestry & Urban Greening, 50, 126659, 2020.

SILVA, C.I.; ALEIXO, K.P.; NUNES-SILVA, B.; FREITAS, B.M.; IMPERATRIZFONSECA, V.L. **Guia Ilustrado de Abelhas Polinizadoras no Brasil.** São Paulo, 2014.

SILVA, L.S.; OLIVEIRA, Y.R.; SILVA, P.H. **Inventário das plantas arbustivo-arbóreas utilizadas na arborização urbana em praças públicas.** Journal of Environmental Analysis and Progress, 3(2): 241-249, 2008.

SOMAVILLA, A.; SCHOENINGER, K.; NOGUEIRA, D.S.; KOHLER, A. **Diversidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea) e visitação floral em**

- uma área de Mata Atlântica no Sul do Brasil.** EntomoBrasilis, 11(3): 191–200, 2018.
- SONG, G.; WANG, J.; HAN, T.; WANG, Q.; REN, H.; ZHU, H.; HUI, D. **Changes in plant functional traits and their relationships with environmental factors along an urban-rural gradient in Guangzhou, China.** Ecological Indicators, 106:105558, 2019.
- SOUZA, V.C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de fanerógamas nativas e exóticas no Brasil, baseado em APG II.** 2ª Ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2008.
- STROGATZ, S.H. **Exploring complex networks.** Nature, 410(6825): 268-276, 2001.
- SUDEMA - **Superintendência de Administração do Meio Ambiente.** Atualização do diagnóstico florestal do Estado da Paraíba. João Pessoa: SUDEMA, 2004.
- TOLEDO, M.; DONATELLI, R.; BATISTA, G. **Relation between green spaces and bird community structure in an urban area in Southeast Brazil.** Urban Ecosystems, 15:111-131, 2012.
- TURO, K.J.; SPRING, M.R.; SIVAKOFF, F.S.; DELGADO DE LA FLOR, Y.A.; GARDINER, M.M. **Conservation in Post-Industrial Cities: How Does Vacant Land Management and Landscape Configuration Influence Urban Bees?** Journal of Applied Ecology, 58: 58–69, 2021.
- TYLIANAKIS, J.M.; TSCHARNTKE, T.; LEWIS, O.T. **Habitat modification alters the structure of tropical host– parasitoid food webs.** Nature, 445: 202–205, 2007.

- TYLIANAKIS, J.M.; et al. **Conservation of species interaction networks.** *Biological Conservation*, 143, 2270-2279, 2010.
- VALLADARES, G.R.; SALVO, A. & GODFRAY, H.C.J. **Quantitative food webs of dipteran leafminers and their parasitoids in Argentina.** *Ecological Research*, 16: 925-939, 2001.
- VILLAÇA, F. **Espaço Intra-Urbano no Brasil.** São Paulo: Stúdio Nobel, FAPESP, 1998.
- WEINER, C.N.; et al. **Land-use impacts on plant-pollinator networks: interaction strength and specialization predict pollinator declines.** *Ecology*, 95, 446-474, 2014.
- WILMER, P. **Pollination and Floral Ecology.** Princeton University Press, 2011.
- WINFREE, R.; AGUILAR, R.; VAZQUEZ, D.P.; LEBUHN, G.; AIZEN, M.A. **A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance.** *Ecology*, 90(8): 2068–2076, 2009.
- WRIGHT, S.J. **Phenological responses to seasonality in tropical forest plants.** In: Mulkey, S.S., Chazdon R.L., Smith A.P. (eds.). *Tropical forest plant ecophysiology.* New York: Chapman and Hall, 440-460, 1996.
- WU, J. **Urban ecology and sustainability: the state-of-the-science and future directions.** *Landscape and Urban Planning*, 125: 209–221, 2014.
- ZHAO, J.; ZHANG, Y.; SONG, F.; XU, Z.; XIAO, L. **Phenological response of tropical plants to regional climate change in Xishuangbanna, south-western China.** *Journal of Tropical Ecology*, 29, 161-172, 2013.