

Pedro Amaral Anselmo

**Fill two needs with one deed: Redes multicamadas aves-plantas e a manutenção da
ornitofauna em ambientes urbanos**

Belo Horizonte

2023

PEDRO AMARAL ANSELMO

**Fill two needs with one deed: Redes multicamadas aves-plantas e a manutenção da
ornitofauna em ambientes urbanos**

**Trabalho de dissertação apresentado ao
Programa de Pós-Graduação em
Ecologia, Conservação e Manejo da Vida
Silvestre da Universidade Federal de
Minas Gerais como requisito para a
obtenção do título de Mestre.**

Orientador: Pietro Kiyoshi Maruyama
Co-orientadora: Camila Silveira Souza

**BELO HORIZONTE
2023**

043

Anselmo, Pedro Amaral.

Fill two needs with one deed: Redes multicamadas aves-plantas e a manutenção da ornitofauna em ambientes urbanos [manuscrito] / Pedro Amaral Anselmo. – 2023.

50 f. : il. ; 29,5 cm.

Orientador: Pietro Kiyoshi Maruyama. Coorientadora: Camila Silveira Souza. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ecologia Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

1. Ecologia. 2. Planejamento de Cidades. 3. Ecossistema. 4. Polinização. 5. Dispersão de Sementes. 6. Aves. I. Maruyama, Pietro Kiyoshi. II. Souza, Camila Silveira. III. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU: 502.7



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS INSTITUTO DE CIÊNCIAS
BIOLÓGICAS** **PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ECOLOGIA, CONSERVAÇÃO E MANEJO DA VIDA SILVESTRE**



Ata da Defesa de Dissertação

Nº 450
Entrada: 2021/2

Pedro Amaral Anselmo

No dia 10 de outubro de 2023, às 13:30 horas, por videoconferência, teve lugar a defesa de dissertação de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre, de autoria do(a) mestrando(a) Pedro Amaral Anselmo, orientando(a) do Professor Pietro Kiyoshi Maruyama Mendonça, in tulada: **“Fill two needs with one deed: Redes mul camadas aves-plantas e a manutenção da ornitofauna em ambientes urbanos”**. Abrindo a sessão, o(a) Presidente da Comissão, Doutor(a) Pietro Kiyoshi Maruyama Mendonça, após dar a conhecer aos presentes o teor das normas regulamentares do trabalho final, passou a palavra para o(a) candidato(a) para apresentação de seu trabalho. Es veram presentes a Banca Examinadora composta pelos Doutores: Carine Emer (Ins tuto de Pesquisa Jardim Botânico/RJ), Isabela Galarda Varassin (UFPR) e demais convidados. Seguiu-se a arguição pelos examinadores, com a respec va defesa do(a) candidato(a). Após a arguição, apenas os senhores examinadores permaneceram no recinto para avaliação e deliberação acerca do resultado final, sendo a decisão da banca pela:

☒ (X) Aprovação da dissertação, com eventuais correções mínimas e entrega de versão final pelo orientador diretamente à Secretaria do Programa, no prazo máximo de 30 dias;

☐ () Reprovação da dissertação (marcar se é a primeira ou segunda reprovação): ☐ () *primeira reprovação ☐ () segunda reprovação

*Conforme o disposto no Ar go 80 da Resolução Complementar do CEPE/UFMG Nº 02/2017, de 04 de julho de 2017, caso seja a primeira reprovação, poderá ser concedido, a critério do Colegiado de Curso, um prazo para a realização de nova defesa de tese.

Nada mais havendo a tratar, o Presidente da Comissão encerrou a reunião e lavrou a presente ata, que será assinada por todos os membros por cipantes da Comissão Examinadora.

Belo Horizonte, 30 de setembro de 2022.

Assinaturas dos Membros da Banca Examinadora



Documento assinado eletronicamente por **Carine Emer, Usuário Externo**, em 18/10/2023, às 14:16, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Isabela Galarda Varassin, Usuária Externa**, em 18/10/2023, às 20:53, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



Documento assinado eletronicamente por **Pietro Kiyoshi Maruyama Mendonça, Professor do Magistério Superior**, em 31/10/2023, às 17:39, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site [h ps://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0](https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0), informando o código verificador **2724051** e o código CRC **7677852B**.

Resumo

O constante avanço da urbanização e expansão humana nas últimas décadas leva a significativas perdas e fragmentação de habitats, alterando a estrutura de ecossistemas. Duas importantes funções ecossistêmicas que podem sofrer com impactos antrópicos são a polinização e a dispersão de sementes. Estas interações são relevantes para a diversificação, reprodução e manutenção das plantas e dos animais envolvidos, além da estruturação e funcionamento de ecossistemas, e sabe-se que a diversidade destes declina com mudanças no uso da terra, incluindo a urbanização. Com isso em mente, fizemos uma análise das interações ave-planta, construindo redes multicamadas em Ilha Solteira e Campinas, duas cidades de São Paulo, Brasil. Dividimos as interações para cada cidade, em redes de recurso (tanto fruto e flor), e efetividade das interações (legítima e ilegítima) um para flor e outra para frutos, totalizando três redes por cidade. As redes de recursos se provaram pouco modulares, confirmando uma tendência já demonstrada de generalização de interações em ambientes urbanos, porém nunca antes explorada em uma rede multicamadas. As duas cidades tiveram redes contrastantes quanto ao potencial das funções exercidas pelas aves, visto que em Ilha Solteira houve maior taxa de interações legítimas de dispersão de sementes (57,4%) e ilegítimas em polinização (58,9%), e o contrário ocorreu nas redes de Campinas, com 51,8% e 74,2%, respectivamente. Não encontramos relações significativas sobre o papel das espécies quanto a origem das plantas, indicando interações mistas das aves em relação a plantas nativas e não nativas. Percebemos também uma relação contrastante relativa a centralidade e a massa das aves, onde aves menores tinham importância maior em suas funções em uma área mais natural urbana, de pequena extensão (Campinas), enquanto aves maiores eram mais centrais na estrutura das redes em um ambiente majoritariamente urbano (Ilha Solteira). Por fim, identificamos espécies chaves de plantas nas localidades, como *Bombax ceiba* (não-nativa), *Inga laurina* e *Handroanthus vellosi*, ambas nativas (Ilha Solteira); e *B. ceiba*, *Spathodea campanulata* e *Roystonea oleracea*, todas não-nativas (Campinas), capazes de prover recursos tanto em flor quanto em fruto para as aves da região, tornando-se interessantes para um planejamento urbano pautado na conservação de aves, e possível substituição de árvores não-nativas por nativas de similar importância na estruturação das interações.

Palavras-chave: Conservação de aves, Dispersão de sementes, Ecossistemas amigáveis, Polinização, Planejamento urbano, Redes multicamadas, Serviços ecossistêmicos.

Abstract

The constant advance of urbanization and human expansion in recent decades has led to significant habitat loss and fragmentation, altering the structure of ecosystems. Two important ecosystem functions that can suffer from anthropogenic impacts are pollination and seed dispersal. These interactions are relevant to the diversification, reproduction and maintenance of the plants and animals involved, as well as the structuring and functioning of ecosystems, and it is known that their diversity declines with changes in land use, including urbanization. With this in mind, we analyzed bird-plant interactions by building multi-layered networks in Ilha Solteira and Campinas, two cities in São Paulo, Brazil. We divided the networks for each city into resource networks (fruit and flower) and the effectiveness of the interactions in the two resources (legitimate and illegitimate), totalling three networks per city. The resource networks proved to be not strongly modular, confirming a trend of the generalization of interactions in urban environments, but which has never before been explored in a multi-layered network. They were contrasting networks in terms of the potential functions performed by birds, since Ilha Solteira had a higher rate of legitimate interactions in seed dispersal (57.4%) and illegitimate interactions in pollination (58.9%), while the opposite occurred in the Campinas networks, with 51.8% and 74.2%, respectively. We found no significant relationships between the role of the species and the origin of the plants, indicating mixed interactions between birds and native and non-native plants. We also noticed a contrasting relationship between the centrality and mass of the birds, where smaller birds were more important in their roles in a small urban natural area (Campinas), while larger birds were more central to the structure of the networks in a mostly urban environment (Ilha Solteira). Finally, we identified key plant species in the localities, such as *Bombax ceiba* (non-native), *Inga laurina* and *Handroanthus vellosi*, both natives (Ilha Solteira); and *B. ceiba*, *Spathodea campanulata* and *Roystonea oleracea*, all non-natives (Campinas), capable of providing both flower and fruit resources for birds in the region, making them interesting for urban planning based on bird conservation, and the possible replacement of non-native trees with natives of similar importance in structuring interactions.

Keywords: Bird conservation, Ecosystem services, Friendly ecosystems, Multilayer networks, Pollination, Seed dispersal, Urban Planning.

Sumário

1. Introdução	9
2. Materiais e Métodos	12
2.1 Áreas de Estudo	12
2.2 Coleta de Dados	14
2.3 Estrutura das redes de interações multicamadas	15
2.4 Papel das espécies nas redes multicamadas	18
2.5 Análises Estatísticas	19
3. Resultados	20
3.1 Panorama Geral	20
Redes Ilha Solteira	20
Campinas	21
3.2 Métricas de Análises das duas localidades	22
4. Discussão	28
5. Conclusão	31
Referências	32
Material suplementar	46

1. Introdução

A expansão humana nas últimas décadas acarretou mudanças drásticas no uso da terra. Grande parte das paisagens naturais foram convertidas em pastagens, terras para agricultura, assentamentos e em crescimento de cidades (Ellis et al., 2010). Gao & O'Neill (2020), projetaram 5 cenários de expansão de áreas urbanas para o século XXI, onde até 2100 a área ocupada aumentará entre 1.8 até 5.9 vezes a ocupação total relativa ao ano 2000. Tal expansão leva a significativas perdas e fragmentação de habitats, alterando a estrutura de ecossistemas, afetando a dispersão, distribuição e manutenção de diversas espécies (Alberti, 2010; Wang et al., 2019; Garcia Nieto et al., 2018; Li et al., 2016; Zhou et al., 2018). Entretanto, ainda existem poucos estudos que como a biodiversidade e mais especificamente as interações entre espécies são estruturadas em áreas urbanas (Seto et al., 2012; Nascimento et al., 2020; Vissoto et al., 2023; Theodorou, 2022), comprometendo o nosso entendimento do funcionamento ecossistêmico em paisagens urbanas (McKinney 2008; Wiens 2009). Duas importantes funções ecossistêmicas que podem sofrer com impactos antrópicos são a polinização e a dispersão de sementes (Teixido et al., 2022). Estas interações são relevantes para a diversificação, reprodução e manutenção das plantas e dos animais envolvidos (Stebbins, 1970; Wandrag et al., 2017; Wei et al., 2021), além da estruturação e funcionamento de ecossistemas (Bascompte & Jordano, 2007). A produção de 75% dos principais cultivos alimentares do mundo apresentam uma maior produção de frutos ou sementes com o auxílio de polinizadores (Klein et al., 2007), e estima-se que a reprodução de 87,5% das espécies vegetais do mundo dependem, em algum grau, de um vetor biótico atuando como polinizador (Ollerton et al., 2011). Além disso, sabe-se que a diversidade destes animais declina com mudanças no uso da terra, incluindo a urbanização (Hallman et al., 2017; Seibold et al., 2019; Millard et al., 2021). Tendo em vista que uma grande diversidade de polinizadores depende de recursos florais (Ollerton, 2017), incluindo em ambientes urbanos (Nascimento et al., 2020), a promoção do plantio variado é fundamental para o suporte e conservação destes animais em cidades.

Por outro lado, entre 70% e 90% de plantas lenhosas nas regiões tropicais têm suas sementes dispersadas por animais, especialmente aves, e frutos são parte importantes de suas dietas (Jordano, 2014; Herrera, 2002). As aves são um grupo diverso e exercem papel importante tanto no fluxo de pólen, quanto na frugivoria e posterior dispersão de sementes, sendo então fortemente associadas a estas funções ecossistêmicas (Michel et

al., 2020; Hervías-Parejo et al., 2020, Whelan et al., 2008). Assim, a diversidade e abundância de aves nectarívoras e frugívoras dependem da variedade e distribuição de recursos florais e frutos, incluindo em áreas urbanas (Pauw & Louw 2012, Gleditsch et al., 2017, Schneiberg et al., 2020), e a expansão urbana tem sido ligada ao desaparecimento tanto de animais quanto de plantas envolvidas nestas interações (Hahs et al., 2009; Sol et al., 2020; Ibáñez-Álamo et al., 2016, Maruyama et al., 2019).

O planejamento urbano que visa o suporte da biodiversidade e de serviços/funções ecossistêmicas deve levar em conta estas diferentes interações entre plantas e animais. Em uma revisão sobre os impactos antropogênicos globais nas relações mutualísticas planta-animal, Teixido e colaboradores (2022) constataram que a maioria dos estudos estão concentrados em regiões temperadas e nos países mais desenvolvidos. Observa-se uma lacuna de informações nos países em desenvolvimento da região tropical, mesmo a área abrigando uma maior proporção de interações mutualísticas entre plantas e animais do que as regiões de clima temperado (Ollerton et al., 2011; Jordano, 2014; Rogers et al., 2021). Além disso, a mesma revisão identificou apenas quatro trabalhos incluindo polinização e dispersão de sementes ao mesmo tempo, realizados nas mesmas espécies de plantas (García & Chacoff, 2007; Magrach et al., 2013; Fontúrbel et al., 2015b, 2017). Preencher essas lacunas poderia auxiliar em tomadas de decisões que visam transformar espaços urbanos em locais habitáveis para uma maior diversidade de animais.

Em cidades, tais recursos florais comumente podem provir de plantas nativas da região, o que propicia vantagens para o estabelecimento das mesmas, como adaptação ao clima local, e interações bem estabelecidas com espécies que compartilham uma história natural (Burghardt et al., 2009; Paker et al., 2014; Narango et al., 2017). Em contrapartida, plantas não-nativas podem atuar negativamente, usurpando interações, muitas vezes, por oferecerem mais recursos, prejudicando as funções ecossistêmicas realizadas por polinizadores ou dispersores de frutos de plantas nativas (Maruyama et al., 2019, Marín-Gómez et al., 2022, Schneiberg et al., 2020). Embora também seja comum o paisagismo urbano pautado no uso de plantas não-nativas ornamentais pelo mundo todo (Hitchmough, 2011). Além disso, estudos prévios indicam que essas plantas podem se integrar facilmente em mutualismos presentes em cidades (Anselmo et al., 2023), o que se mostra um interessante sistema de estudo, visando aumentar o conhecimento sobre como se comportam as interações entre aves e plantas nativas e não-nativas, suas funções ecossistêmicas, em um contexto urbano.

Essas interações mutualísticas entre espécies podem ser caracterizadas como redes de interação, uma abordagem frequentemente usada em ecologia, para o entendimento da estrutura e diversas formas que os animais e plantas interagem a nível de comunidades (Guimarães Jr., 2020). Usualmente, relações ecológicas são estudadas e representadas em redes monocamadas, que consistem de nós (i.e., espécies) e links que representam interações entre esses nós, como forrageio, parasitismos e mutualismos (Poisot et al., 2016, Pilosof et al., 2017). Porém, essas redes deixam de lado informações importantes, tais como espécies que participam de interações de tipos diferentes, como herbivoria/polinização ou atuando como links espaço-temporais, conectando camadas distintas (Allen et al., 2016).

Considerando que organismos estabelecem distintos tipos de interações, um avanço recente na abordagem de redes ecológicas envolve o uso de redes ecológicas multicamadas (Michel et al., 2020). As redes multicamadas consistem em duas ou mais redes monocamadas, conectadas umas às outras (Boccaletti et al., 2014; Kivela et al., 2014; Pilosof et al., 2017). A conexão entre essas camadas, também chamados de “nós-físicos”, representam entidades que podem ser, por exemplo, espécies interagindo em mais de uma camada, representando diferentes funções ecossistêmicas, e.g., frugivoria/dispersão de sementes e polinização. Tal conexão também conta com diferentes “estados de nó”, ou seja, a manifestação de um “nó-físico” em uma camada específica, e.g. uma ave realizando polinização ou dispersando a semente de um fruto (Pilosof et al., 2017). Esta ferramenta, de desenvolvimento recente, permite um entendimento mais detalhado das variações, mecanismos, importância de traços funcionais e a composição das multi-interações em redes ecológicas de comunidades (Kéfi et al. 2012, Souza et al., 2022).

Assim sendo, espécies integrando e conectando diferentes camadas podem se destacar, revelando um papel importante em mais de uma função ecossistêmica (De Domenico, Porter & Arenas, 2015; Timóteo et al., 2018, Souza et al. 2022). Por exemplo, espécies com alta versatilidade (uma propriedade de redes multi-camadas), não vão representar somente a frequência de interação entre parceiros de uma rede, mas sim como essas interações vão se distribuir dentro de cada camada e entre as camadas (De Domenico, Porter, & Arenas, 2015; Hervías-Parejo et al., 2020; Timóteo et al., 2018). Em uma rede que leva em conta os serviços ecossistêmicos citados, podemos encontrar plantas que conectam essas interações, fornecendo recursos tanto para aves que consomem recursos

florais, quanto para as que consomem frutos. Com isso, abrangemos um maior conhecimento sobre essas interações, nos auxiliando a preservar uma maior riqueza de espécies que buscam recursos dentro de ambientes urbanizados, ao mesmo tempo em que podemos identificar espécies de aves que são bons polinizadores e/ou dispersores de sementes.

Para tal, utilizaremos dados de redes mutualísticas de polinização e de frugivoria, coletados em duas cidades do Estado de São Paulo (Campinas e Ilha Solteira), Brasil, sob a óptica de redes multicamadas. Como objetivo principal, buscamos avaliar se é possível otimizar o subsídio trófico, identificando plantas que conectam essas duas funções (camadas), sendo capazes de ofertar dois tipos de recursos para a avifauna na paisagem urbana. Visamos responder também se as aves que interagem com as plantas têm o potencial de realizar as duas funções ecossistêmicas (polinização e dispersão de sementes) simultaneamente; e se há diferença nas interações entre as aves com as plantas nativas e não-nativas, relacionando métricas de redes multicamadas, o hábito de vida das plantas, e um atributo funcional das aves (massa). Respondendo estas perguntas, entenderemos melhor como se estruturam as redes de interação entre aves e plantas, aqui analisadas em contextos urbanos de duas cidades, assim como a utilização dos tipos de recursos ofertados, pensando em ecossistemas mais amigáveis para a conservação de aves e de funções ecossistêmicas frente à constante expansão urbana, perda e fragmentação de ambientes naturais.

2. Materiais e Métodos

2.1 Áreas de Estudo

Os dados foram coletados em dois municípios paulistas, no sudeste brasileiro em dois ambientes urbanos:

- 1) **Ilha Solteira:** Localizada no estado de São Paulo (20°25'S, 51°20'W; 380 m a.s.l.), com *ca.* 20 km² e 26500 habitantes. Trata-se de uma cidade bem vegetada, com plantas nativas e não-nativas plantadas em praças, parques, campus universitários, clubes, cemitérios, calçadas, canteiros de flores e rotatórias em grandes avenidas (Silva, 2018, Silva et al., 2020). Os arredores da cidade são permeados de fazendas de monoculturas, em sua maioria de cana-de-açúcar. Além das fazendas, existem manchas de floresta dominadas por plantas não-nativas como *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit (Fabaceae), plantas nativas de *Hevea*

brasiliensis (Willd. ex A.Juss.) Mull.Arg. (Euphorbiaceae), assim como manchas pequenas de vegetação natural de galerias e florestas decíduas ou semidecíduas (Figura 1a).

- 2) **Campinas:** Localizada na região urbana de Barão Geraldo, distrito de Campinas, São Paulo, Brasil (22°48'42"S, 47°04'21"W, altitude 585 m), o Parque Ecológico Prof. Hermógenes Freitas Leitão Filho tem uma área total de 13,44 ha., dos quais ca. 75% são ocupados por uma lagoa central com 1,24 ha. Em torno da lagoa, há vegetação nativa e não-nativa, composta por árvores, arbustos e trechos gramados, além de um caminho de terra de 1,5 km usado para caminhadas, corridas e passeios pela população local. O local conta com diferentes ambientes, incluindo áreas abertas (gramadas ou cobertas por herbáceas), semi abertas (tipo bosque), florestadas (mata) e ambiente aquático (Figura 1b). A vegetação de Campinas é constituída por remanescentes de Mata Atlântica e de Cerrado (Ferreira et al., 2007, Kronka et al., 2005).

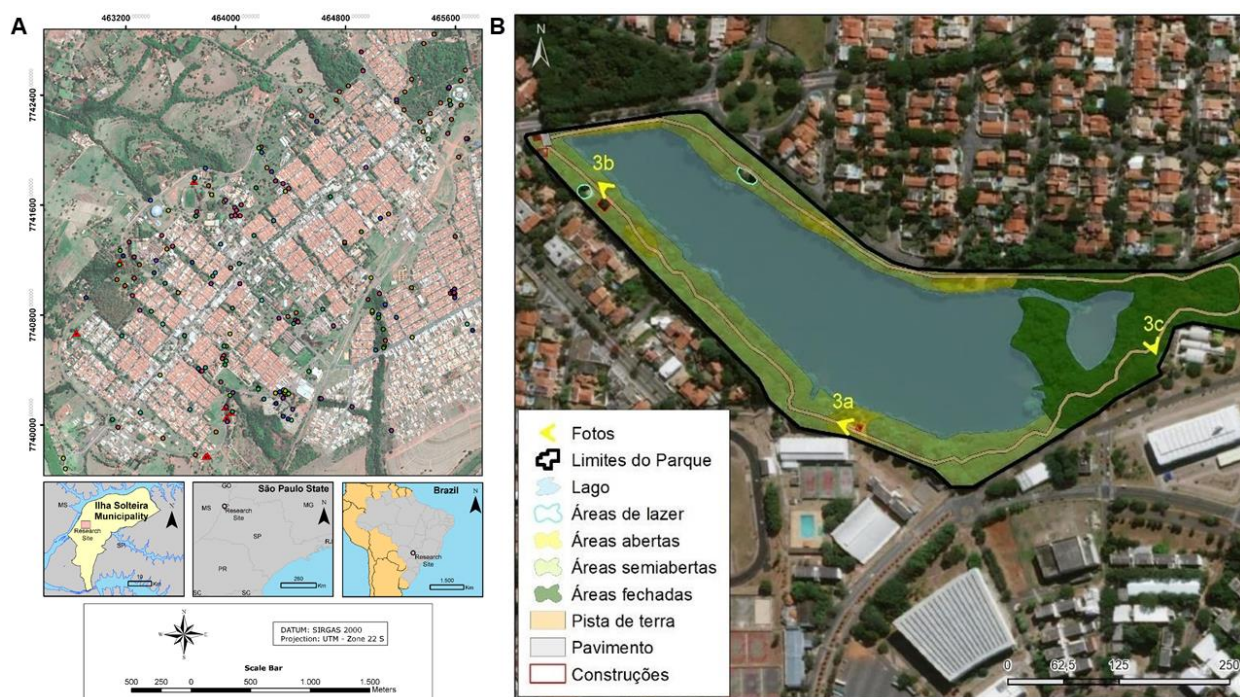


Figura 1. Áreas urbanas amostradas: **a)** Distribuição espacial das espécies vegetais presentes nas áreas urbanas de Ilha Solteira, SP-Brasil evidenciadas pelos pontos coloridos. Imagem retirada e modificada de <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01345-9>. **b)** Localização do parque urbano “Parque Ecológico Prof. Hermógenes de Freitas Leitão Filho”, Campinas, SP-Brasil. O parque é caracterizado por uma lagoa central, marginado por vegetação arbórea, arbustiva e herbácea. Apesar de bastante arborizado, o local encontra-se em perímetro urbano. Imagem retirada da tese de Giulia Bagarolli D’Angelo, 2021.

O clima da região de Ilha Solteira e de Campinas apresenta duas estações definidas, sendo uma quente e úmida, de outubro a março, e outra fria e seca, de abril a setembro (Morellato e Leitão Filho 1995, Silva et al., 2023).

2.2 Coleta de Dados

- 1) **Ilha Solteira:** Os dados foram coletados quinzenalmente por meio de observações focais, em diferentes vegetais, de 7:00h até 12:00h, e de 12:00h até 18:00h, de junho a setembro, somando 2032 horas entre os anos de 2004 e 2021, coletados pela mesma pessoa (Silva, 2018, 2019, Silva et al., 2020, Silva et al., 2023), abrangendo todas as estações. As interações ocorreram em diversos ambientes da cidade, ao longo de ruas, praças, canteiros, e jardins residenciais; e as espécies de plantas foram identificadas através de guias de campo brasileiros de espécies nativas e não-nativas (Souza & Lorenzi, 2008; Lorenzi et al., 2018; Ramos et al., 2015; Souza et al., 2018). Já a identificação das aves seguiu Pacheco et al., 2021.
- 2) **Campinas:** O trajeto ao redor da lagoa foi percorrido nos dois sentidos, a pé, uma vez por semana, registrando o que era acessível ao observador de ambos os lados do caminho nos períodos da manhã ou da tarde, de janeiro de 2016 até dezembro de 2017, totalizando cerca de 180 horas de observações em campo, abrangendo todas as estações do ano. Os horários para a tomada de dados (a partir de 9:00h para observação de manhã e 15:00h para observações à tarde). As observações foram feitas a olho desarmado, com auxílio de binóculo 8x40 (Nautika), registradas em caderno de campo e, quando possível, com câmera fotográfica digital (Canon, t3i) com teleobjetiva de 70-300mm. As aves foram identificadas visualmente e vocalmente e conferidas em guias de identificação como Develey e Endrigo (2004), van Perlo (2009), Corbo et al. (2013). As espécies de plantas registradas entre 2016 e 2017 em interações com as aves foram identificadas por imagens e/ou coletadas e levadas a profissionais do Laboratório de Taxonomia Botânica do Instituto de Biologia da Unicamp (D'Angelo, 2021).

Todos os dados foram padronizados, com os nomes de aves atualizados segundo Tobias e colaboradores (2022), assim como os nomes das plantas, que foram atualizados, padronizados, e classificados como plantas nativas ou não-nativas, seguindo a plataforma Flora do Brasil (2023). Para este trabalho somente

consideramos as interações das aves que ocorreram no consumo de recursos em flor e/ou em fruto.

2.3 Estrutura das redes de interações multicamadas

Em uma rede multicamadas, as espécies são conectadas por arestas intra-camadas dentro de cada camada (e.g. aves e plantas), e espécies que participam de mais de uma camada têm seus estados conectados por arestas inter-camadas (ver Hervías-Parejo et al., 2020; Pilosof et al., 2017; Timóteo et al., 2018, Figura 2). Desta forma, conseguimos conectar múltiplos componentes de comunidades ecológicas em uma única rede de interações (Hutchinson et al., 2019), e analisar mais de uma camada pode auxiliar em um maior entendimento de processos que compõem interações em uma rede local (Souza et al., 2022).

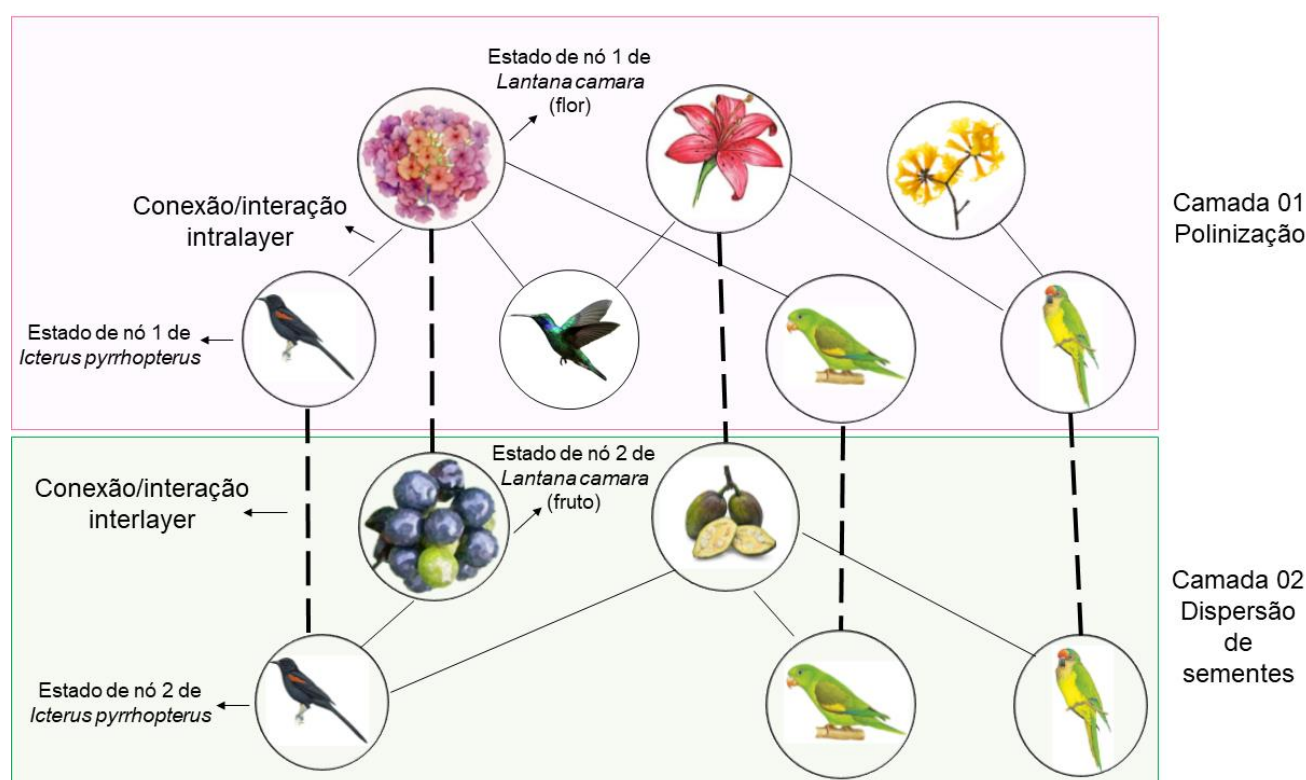


Figura 2. Modelo esquemático de uma rede multicamadas geral interconectada de acesso a recursos em flor e/ou em fruto.

Sendo assim, foram construídas seis redes de interação multicamadas. Cada matriz das redes foram feitas com as espécies de plantas em uma coluna, as espécies de aves em uma linha e a frequência de interação entre ave e planta nas células correspondentes. Primeiramente, fizemos uma rede de interação multicamada que refletia o consumo dos

recursos ofertados. Para tal, levamos em conta a frequência das interações ave-planta, contabilizando a espécie de ave que consumiu o recurso, a espécie de planta que ofertou o recurso. Com isso, as camadas foram os tipos de recursos ofertados, configurando uma rede multicamada de acesso das aves nas flores e/ou nos frutos). Esta rede pode então ser interconectada por aves que acessam os dois recursos ou por plantas que ofertam os dois recursos. Depois, montamos uma rede que reflete o modo de consumo do recurso. Assim, construímos uma rede multicamada de polinização, com as camadas subdividindo-se em visitas legítimas ou ilegítimas e uma rede de dispersão de sementes, com as camadas também de visitas legítimas ou ilegítimas. Da mesma forma, as redes de polinização ou de dispersão de sementes, podem ser interconectadas por aves que realizam a polinização de maneira legítima ou não, assim como aves que dispersam ou não sementes. Enfim, obtivemos três tipos de redes multicamadas, cada uma feita em cada cidade, totalizando as seis redes multicamadas do estudo. Durante a amostragem das interações foram registrados os modos de manuseio e consumo tanto de flores quanto de frutos. Sendo assim, as visitas legítimas em flor aconteciam quando as aves agiam como potenciais polinizadores, tocando a parte reprodutiva das flores, e ilegítimas, em que as aves agiam como ladrões ou pilhadores de recursos (sensu Inouye 1980, Freitas, 2018). Da mesma forma, interações entre aves e frutos foram divididas entre possíveis dispersores (legítimas) ou pilhadores (ilegítimas) de frutos, categorias adaptadas de Pizo et al., (2019). As camadas legítimas das redes multicamadas de polinização e de dispersão de sementes, atuaram como subconjuntos das redes multicamada de acesso aos recursos, ampliando o panorama de como as aves realizavam as funções ecossistêmicas no acesso a estes recursos, aumentando assim o entendimento destas funções nestes ambientes urbanos.

Para entender a estrutura das redes multicamadas de acesso aos recursos (flor e/ou fruto) dos locais amostrados, calculamos a modularidade multicamada quantitativa (Q_B) usando o algoritmo de maximização Louvain, que varia de 0 (baixa modularidade) a 1 (alta modularidade), utilizando a função `glouvain2_ml` (Mucha et al., 2010; Fortunato, 2010; Fortunato & Hric, 2016) no pacote `multinet` (Dickison et al., 2016). A modularidade quantifica a extensão em que as espécies na rede são organizadas em grupos (módulos) de espécies que interagem fortemente entre si. No caso da rede multicamada, cada espécie de planta ou ave que aparece em ambas as camadas de recursos (flores e frutos) e tem assim dois estados de nós, podem ter seus estados de nós atribuídos a diferentes módulos.

A propensão de um estado de nó pertencer a módulos distintos em cada camada depende, ecologicamente, da extensão em que os processos em uma camada afetam aqueles em outras camadas (Pilosof et al., 2017; Timóteo et al., 2018; Hervías-Parejo et al., 2023). O método generalizado de Louvain requer a especificação de dois parâmetros: o limite de resolução (γ) da rede multicamada, e o acoplamento entre as camadas (ω) (ver Pilosof et al., 2017; Timóteo et al., 2018). Aqui, usamos o valor padrão para (γ) e para (ω), de 1,0 e 0,5; respectivamente. Ao utilizar o valor de 0,5 para ω , assumimos que a força da ligação entre as camadas (interações inter-camadas) é equivalente as ligações dentro de cada camada (interações intra-camadas). Dessa forma, todas as espécies que ligam as camadas e as espécies que interagem dentro de cada camada têm o mesmo peso em suas interações, possuindo o mesmo efeito na estruturação da rede multicamada (Pilosof et al., 2017; Timóteo et al., 2018; De Domenico, 2022).

Escolhemos o maior valor de modularidade Q_B dentre 100 rodadas independentes. Para testar a significância do valor de modularidade observada, nós utilizamos dois modelos nulos distintos (Pilosof et al., 2017): (1) um modelo nulo “**intra-camada**”, implementado pela função `quasiswap` no pacote `vegan` (Oksanen et al., 2013). Esse modelo nulo intra-camada mantém o número de links (ou seja, a conectância da rede), enquanto reorganiza as interações em toda a matriz. O modelo nulo intra-camada foi utilizado para avaliar a influência da estrutura dentro de cada camada no padrão modular da rede multicamada; e (2) um modelo nulo “**inter-camada**”, que mantém o número de interações da matriz como o modelo nulo anterior, mas reorganiza a identidade das espécies de forma independente em cada camada, para avaliar se a estrutura modular é influenciada pela identidade das espécies que conectam as interações no acesso aos diferentes recursos disponibilizados (Pilosof et al., 2017; Timóteo et al., 2018; Souza et al., 2022, Figura 3). A modularidade foi considerada significativa se o valor observado fosse maior (teste unicaudal) que o valor do intervalo de confiança de 95% gerado pelas aleatorizações dos dois modelos nulos utilizados (100 simulações cada).

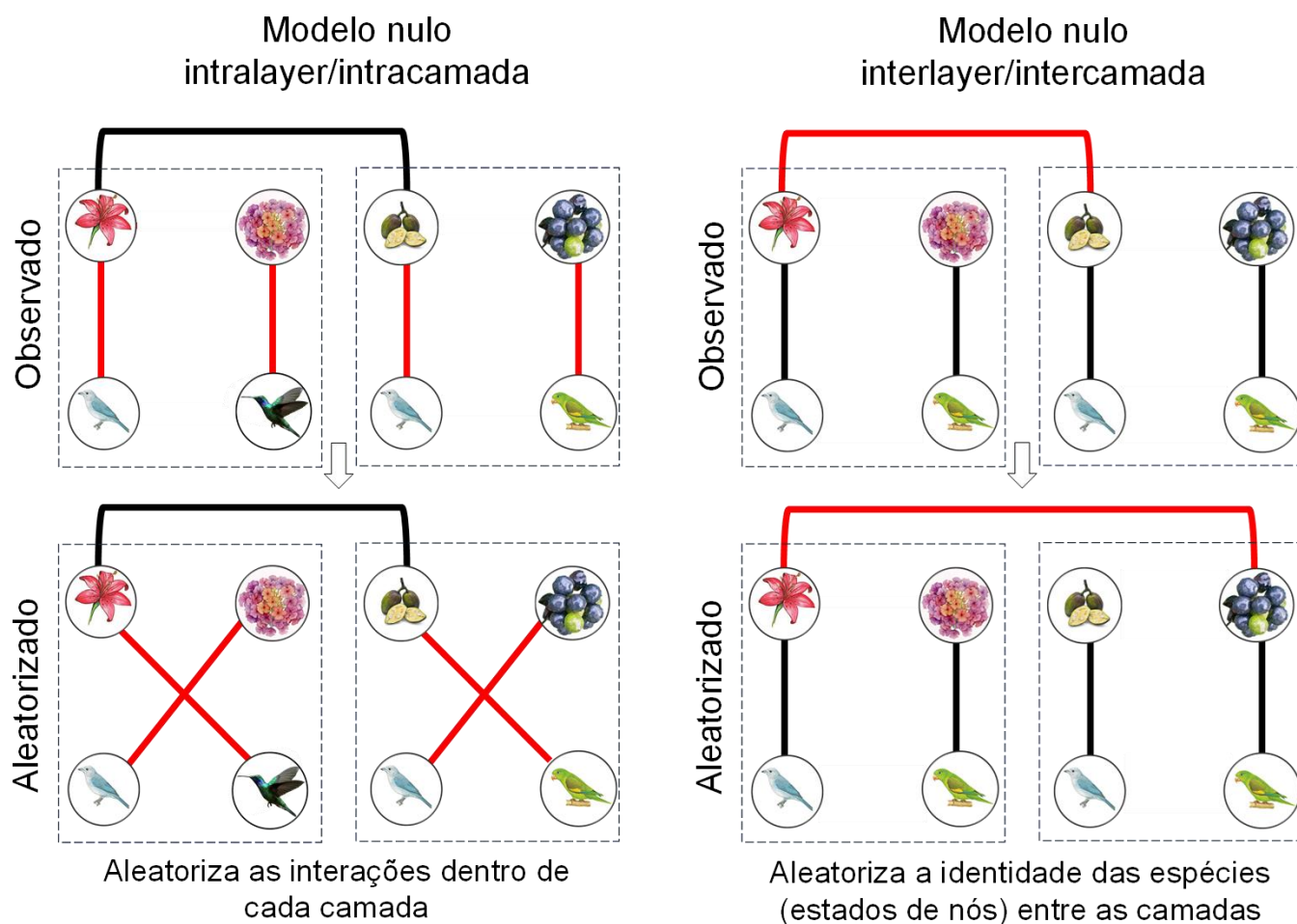


Figura 3. Ilustração de um diagrama conceitual dos modelos nulos em uma rede multicamadas. Linhas vermelhas representam interações que foram aleatorizadas pelo modelo nulo.

2.4 Papel das espécies nas redes multicamadas

Para todas as redes (interação aves-recursos e modo de consumo dos recursos) utilizamos diferentes métricas para avaliar o papel das espécies na estruturação das redes multicamadas: **1) PageRank (Versatilidade):** descreve a importância geral de uma espécie (vértice ou nó) baseado em caminhos distintos entre as espécies dentro das camadas e entre as camadas (De Domenico, Porter, & Arenas, 2015; Hervías-Parejo et al., 2020; Timóteo et al., 2018; Alcantara et al., 2022). Quanto mais conexões dentro e entre as camadas, e quanto mais interações com espécies que também possuem muitas interações e alta importância para a estrutura da rede multicamada, maior é o valor de PageRank da espécie. Uma espécie é importante se outra espécie importante depende da primeira para sua sobrevivência, ou seja, uma espécie chave afetará outras em efeito cascata, mesmo sem a interação direta de parte dessas espécies (Alcantara et al., 2022); **2) Closeness Centrality_{inter-camada} (Centralidade por Proximidade):** descritor de

centralidade que identifica o caminho mais curto entre uma espécie das demais espécies na rede multicamada. Dessa forma, espécies com alto valor de centralidade por proximidade na rede multicamada estão mais próximas das outras espécies da rede, intermediando diferentes interações nas camadas, e indicam espécies que podem rapidamente afetar outras, sendo uma métrica que identifica espécies importantes dentro das redes (de Oliveira Lima et al., 2018, De Domenico, 2022). Uma espécie nectarívora/frugívora pode ser importante mantendo a estrutura de uma rede, visitando as flores ou dispersando sementes de várias espécies de plantas, realizando esses serviços em diferentes guildas ou grupos funcionais de plantas, agindo como um “backup” para vegetais que perderam seus principais polinizadores/dispersores de sementes (Genrich et al., 2016). As métricas para o papel das espécies foram calculadas no programa R usando o pacote MuxViz 2.0 (De Domenico, 2022); e **3) Desvio do Grau (degree deviation):** descritor que indica a participação de uma espécie entre as diferentes camadas da rede. Espécies com valor de grau de interação uniforme entre as camadas vão ter um desvio de grau baixo, enquanto espécies com um valor de grau não uniforme entre as camadas terão um maior valor de desvio do Grau, indicando uma participação desigual através das camadas (Dickison et al., 2016). Dessa forma, espécies com alto valor de grau em ambas as camadas, terão baixo desvio de grau e consequentemente importância uniforme entre camadas (Dickison et al. 2016).

2.5 Análises Estatísticas

Para avaliar a composição de espécies de plantas e aves entre os diferentes módulos nas redes de multicamadas de consumo dos recursos das duas cidades, conduzimos um teste Chi-quadrado para contrastar a proporção das distintas famílias taxonômicas das aves através dos módulos tentando entender o papel delas nas interações e a origem das espécies de plantas (nativas e não-nativas). Também ilustramos a proporção/contribuição de cada família das aves, plantas nativas e não-nativas, graficamente para cada módulo utilizando resíduos do teste Chi-quadrado, com o pacote ‘corrplot’ no R (Wei & Simko, 2017). Para classificar as famílias de aves mais representativas, apenas consideramos aquelas com maiores números de espécies (dados de Ilha Solteira foram consideradas famílias com mais de 10 espécies e dados de Campinas foram consideradas famílias com mais de uma espécie, dada a diferença na diversidade), as outras famílias foram incluídas na categoria “outras” (em Ilha Solteira: Cardinalidae – 1, Columbidae - 7, Dendrocolaptidae - 1, Fringillidae - 2, Furnariidae - 1, Mimidae - 2, Passeridae - 1,

Ramphastidae - 4, Tityridae – 1, Turdidae - 4, Vireonidae – 2; e em Campinas: Columbidae – 1, Corvidae – 1, Icteridae – 1, Mimidae – 1, Picidae – 1, Thamnophilidae – 1).

Contrastamos os índices das espécies de plantas (PageRank e Closeness Centrality_{inter-camadas}) entre plantas nativas e não-nativas usando modelos lineares simples (Distribuição de erro Gaussiana). Usamos os valores dos índices como variáveis resposta e a origem das plantas como variável preditora, para entender a importância das espécies e como isso se reflete na estruturação das redes levando-se em conta a origem das plantas. Também relacionamos as métricas com a massa (ver Rodrigues et al., 2019) das aves (g), utilizando modelos lineares simples (Distribuição de erro Gaussiana), investigando se o tamanho dos animais tem importância na estruturação das redes. Consideramos os índices ao nível de espécies como variável resposta e a massa das aves (g) como variável preditora nos modelos. Além da origem, também analisamos com modelos lineares simples os índices com o hábito de vida das plantas (árvore, arbusto, liana, palmeira, erva e mista - para espécies que poderiam ter três ou mais hábitos de vida), para entender se existem hábitos específicos que favorecem a interação entre aves e plantas da região. Todas as análises estatísticas foram feitas utilizando o software R (R Core Team, 2023).

3. Resultados

3.1 Panorama Geral

Redes Ilha Solteira

A rede multicamadas de acesso aos recursos observada em Ilha Solteira (Figura 4A) teve a participação de 86 espécies de aves (17 famílias), e 108 espécies plantas (29 famílias), das quais 46,3% não eram nativas (dentre elas, sete não-nativas da região de São Paulo, mas nativas do Brasil: *Abutilon megapotamicum*, *Dioclea lasiophylla*, *Erythrina velutina*, *Hevea brasiliensis*, *Moquilea tomentosa*, *Muntingia calabura* e *Sapium haemospermum*, Fig 4B). Esta rede contou com um total de 3512 pares de interações e 8998 visitas, onde a maioria das visitas foram realizadas nas flores. Na rede multicamadas de polinização, encontramos 1491 pares de interações, sendo 51,10% de visitas ilegítimas. Já na rede multicamadas de dispersão de sementes observamos 2021 pares de interações, com a maioria das visitas sendo legítimas (55,35%).

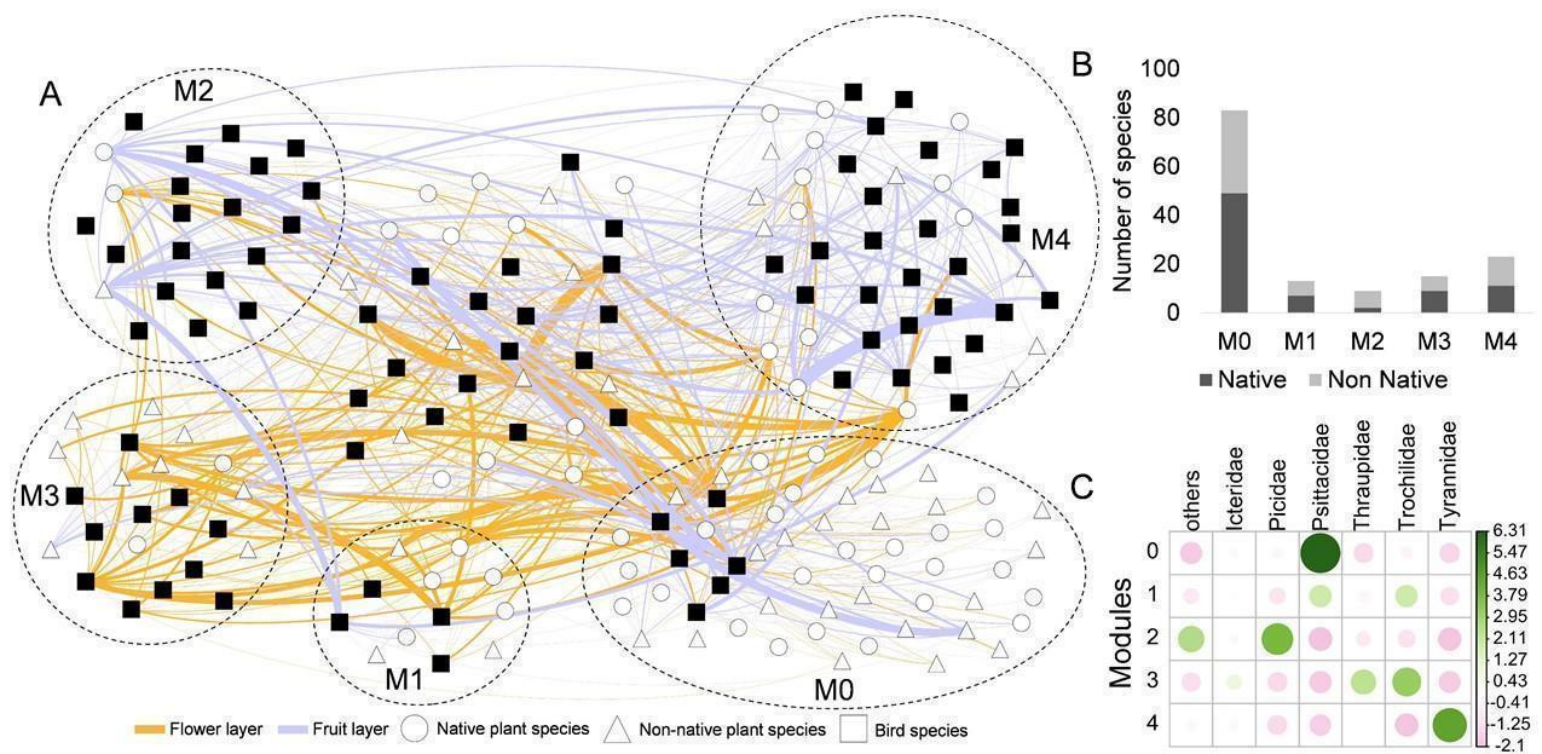


Figura 4. A: Rede de Recursos de Ilha Solteira, discriminando os módulos, o tipo de camada em que se deu as interações, representação das aves e a origem das plantas envolvidas. Vértices que não estão delimitados nos círculos pontilhados (módulos) representam espécies que tiveram seus estados de nós em módulos diferentes em cada camada; **B:** Proporção de espécies nativas e não nativas nos módulos da Rede de Recursos; **C:** Gráfico de correlação mostrando o poder de associação entre a composição das famílias de aves e os módulos detectados: os círculos verdes indicam uma associação positiva, expressa por valores residuais positivos de Pearson, enquanto os rosas indicam uma associação negativa, ou valores residuais negativos de Pearson.

Campinas

Na rede multicamadas de acesso aos recursos em Campinas (Figura 5A), contamos com 33 aves (12 famílias), e 40 plantas (17 famílias), das quais 52,5% não eram nativas (Figura 5B). No total, a rede tem 255 pares de interação e a frequência de 279 visitas. A maior parte das visitas ocorreram nas flores (150), onde 77,34% das interações foram legítimas. Já no restante das 129 visitas na rede multicamadas de dispersão de sementes, um pouco mais da metade das interações ocorreram de maneira ilegítima 52,71%.

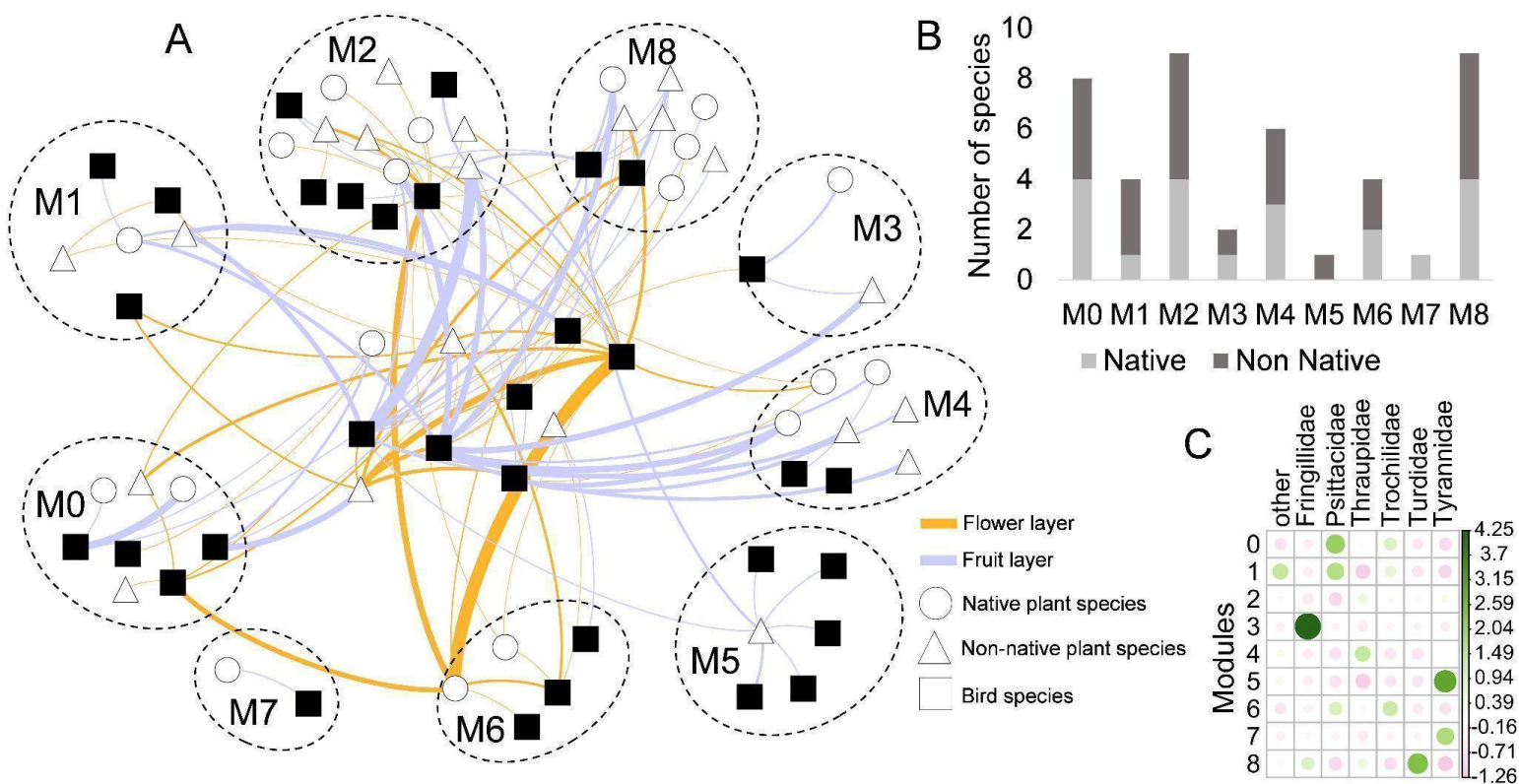


Figura 5. A: Rede de Recursos de Campinas, discriminando os módulos, o tipo de camada em que se deu as interações, representação das aves e a origem das plantas envolvidas. Vértices que não estão delimitados nos círculos pontilhados (módulos) representam espécies que tiveram seus estados de nós em módulos diferentes em cada camada; **B:** Proporção de espécies nativas e não nativas nos módulos da Rede de Recursos; **C:** Gráfico de correlação mostrando o poder de associação entre a composição das famílias de aves e os módulos detectados. Os círculos verdes indicam uma associação positiva, expressa por valores residuais positivos de Pearson, enquanto os rosas indicam uma associação negativa, ou valores residuais negativos de Pearson.

3.2 Métricas de Análises das duas localidades

Analisando a estrutura das redes nas duas áreas urbanas amostradas, observamos um total de 91 espécies de aves e 131 espécies de plantas, com sobreposição de 28 e 17 espécies respectivamente (Figura 6A e 6B).

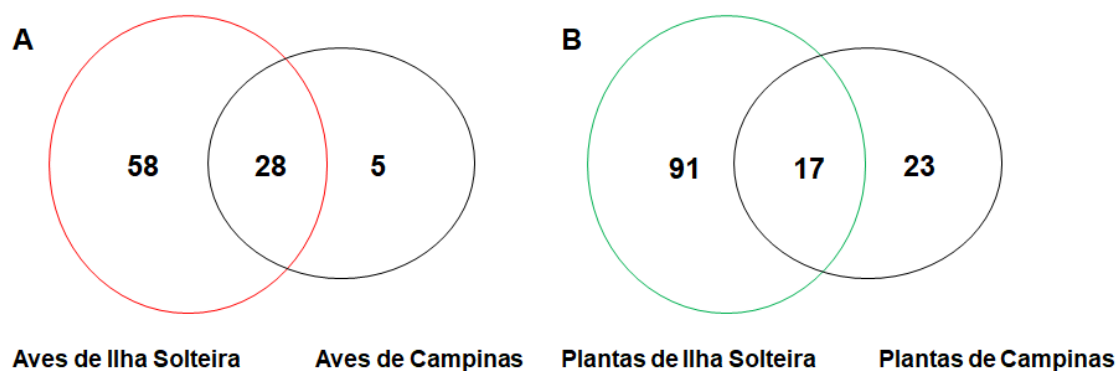


Figura 6. Diagramas de Venn da sobreposição de espécies de aves dos locais (A) e sobreposição de espécies de plantas dos locais (B).

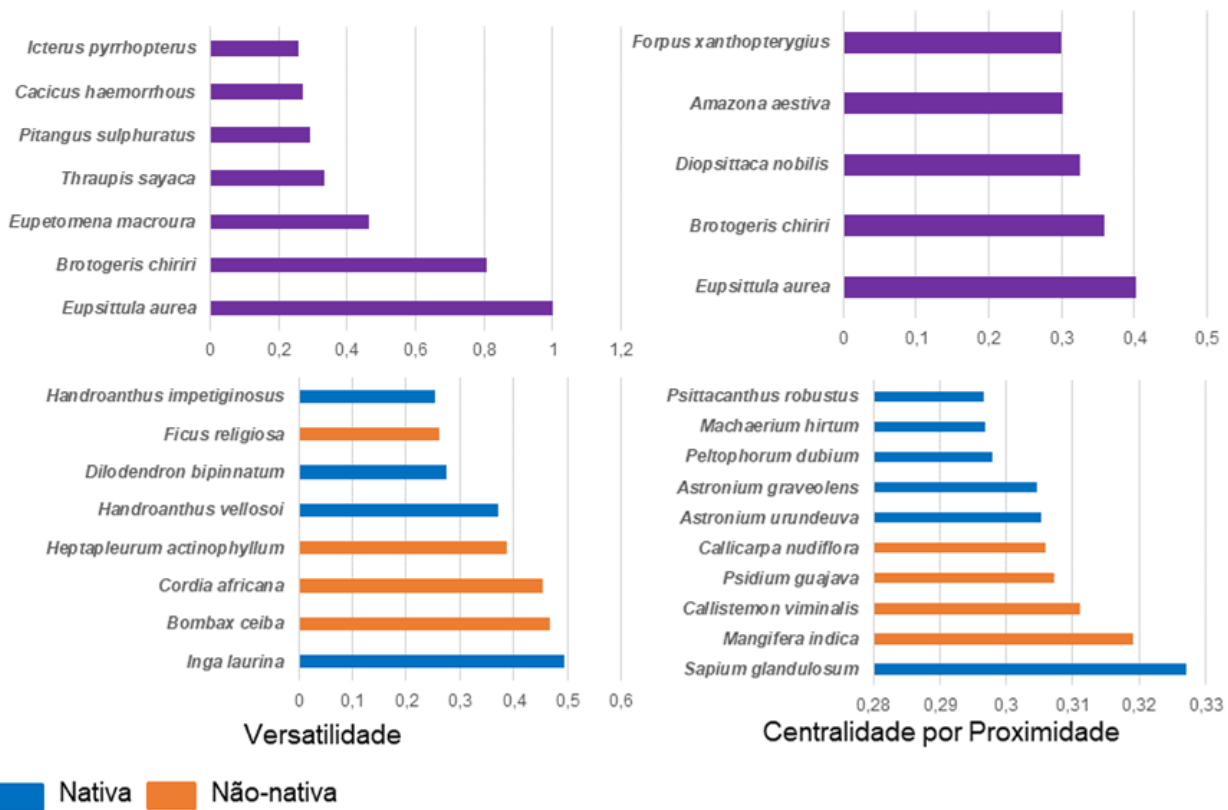
As famílias mais representativas de aves foram Thraupidae (18), Tyrannidae (15) e Trochilidae (12), enquanto as plantas foram Fabaceae (28), Malvaceae (11) e Arecaceae (8) em Ilha Solteira. Por sua vez, em Campinas, as famílias mais representativas de aves foram Tyrannidae (8), Thraupidae (7), Trochilidae e Psittacidae (ambas com 4), já as de plantas foram Fabaceae (8), Myrtaceae (8) e Malvaceae (4). A rede multicamada de acesso aos recursos em Ilha Solteira mostrou baixa modularidade e é formada por cinco módulos, que diferiram estatisticamente dos dois modelos nulos, inter e intra-camadas ($Q_B = 0.31$, $p < 0.05$, Figura 4A). Já a rede multicamada de acesso aos recursos em Campinas, também apresentou baixa modularidade, sendo formada por nove módulos, que diferiram estatisticamente somente no modelo nulo inter-camada ($Q_B = 0.35$, $p > 0.05$, Figura 5A). Os módulos das duas redes diferiram quanto a composição de famílias de aves ($\chi^2 = 147.4$, $df = 24$, $p < 0.0001$, Figura 4C; e $\chi^2 = 72.165$, $df = 48$, $p < 0.05$, Figura 5C) com espécies de aves de plantas participando de distintos módulos em Ilha Solteira e em Campinas (Tabela S1). Porém, não diferiram quanto à origem das espécies de plantas que os compõem ($\chi^2 = 5.0691$, $df = 4$, $p = 0.2803$; e $\chi^2 = 2.8824$, $df = 8$, $p = 0.9415$, respectivamente).

Os maiores valores de Versatilidade das aves foram de *Eupsittula aurea* (1,00); *Brotoogeris chiriri* (0,80) e *Eupetomena macroura* (0,46) e de plantas *Inga laurina* (0,49 - nativa); *Bombax ceiba* (0,46 - não nativa) e *Cordia africana* (0,45 - não nativa). Já de Centralidade por Proximidade, *E. aurea* (0,40), *B. chiriri* (0,35) e *Diopsittaca nobilis* (0,32) de aves; e *Sapium glandulosum* (0,33 - nativa), *Mangifera indica* (0,32 - não nativa) e *Callistemon viminalis* (0,31 - não nativa) de plantas, respectivamente, apresentaram os maiores valores (Figura 7A). Os maiores valores de Versatilidade foram as aves *Thraupis sayaca* (1,00), *Coereba flaveola* (0,81) e *Turdus leucomelas* (0,63); e as

plantas *Erythrina speciosa* (0,65 - nativa), *B. ceiba* (0,61 - não nativa) e *Syzygium cumini* (0,53 - não nativa). De Centralidade por Proximidade obtivemos os maiores valores para as aves *Chlorostilbon lucidus* (0,30), *T. sayaca* (0,25) e *Heliomaster squamosus* (0,21), e plantas *Spathodea campanulata* (0,26 - não nativa), *Clitoria fairchildiana* (0,25 - não nativa) e *I. laurina* (0,24 - nativa, Figura 7B).

A

Ilha Solteira



B

Campinas

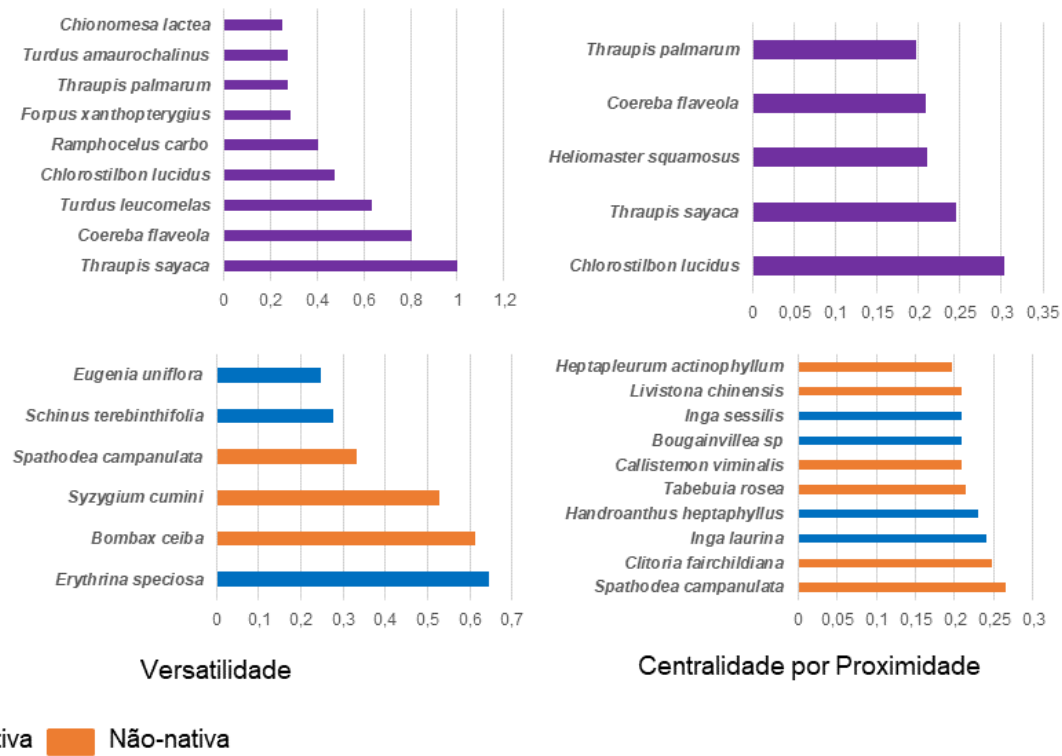


Figura 7. Maiores valores de métricas de Versatilidade e Centralidade por Proximidade de aves e plantas nas redes multicamadas de acesso aos recursos em Ilha Solteira (A) e Campinas (B). Em roxo as aves, em verde as plantas nativas e em vermelho as plantas não nativas.

Na rede multicamada de acesso aos recursos de Ilha Solteira, as espécies vegetais *B. ceiba*, *I. laurina* e *Handroanthus vellosi* foram as mais importantes em relação ao grau e desvio de grau. E entre as aves, *B. chiriri*, *Icterus pyrrhopterus*, *T. sayaca* e *E. aurea* foram as mais importantes na rede multicamada, apresentando alto grau e menor desvio de grau entre as camadas (Figura 8A). Na rede multicamada de acesso aos recursos de Campinas, as espécies vegetais que apresentaram maior grau e menor desvio de grau, representando espécies de plantas importantes de maneira uniforme nas camadas, foram as espécies *B. ceiba*, *S. campanulata* e *Roystonea oleracea*. Já as aves foram as espécies *T. sayaca*, *C. flaveola* e *T. leucomelas* (Figura 8B).

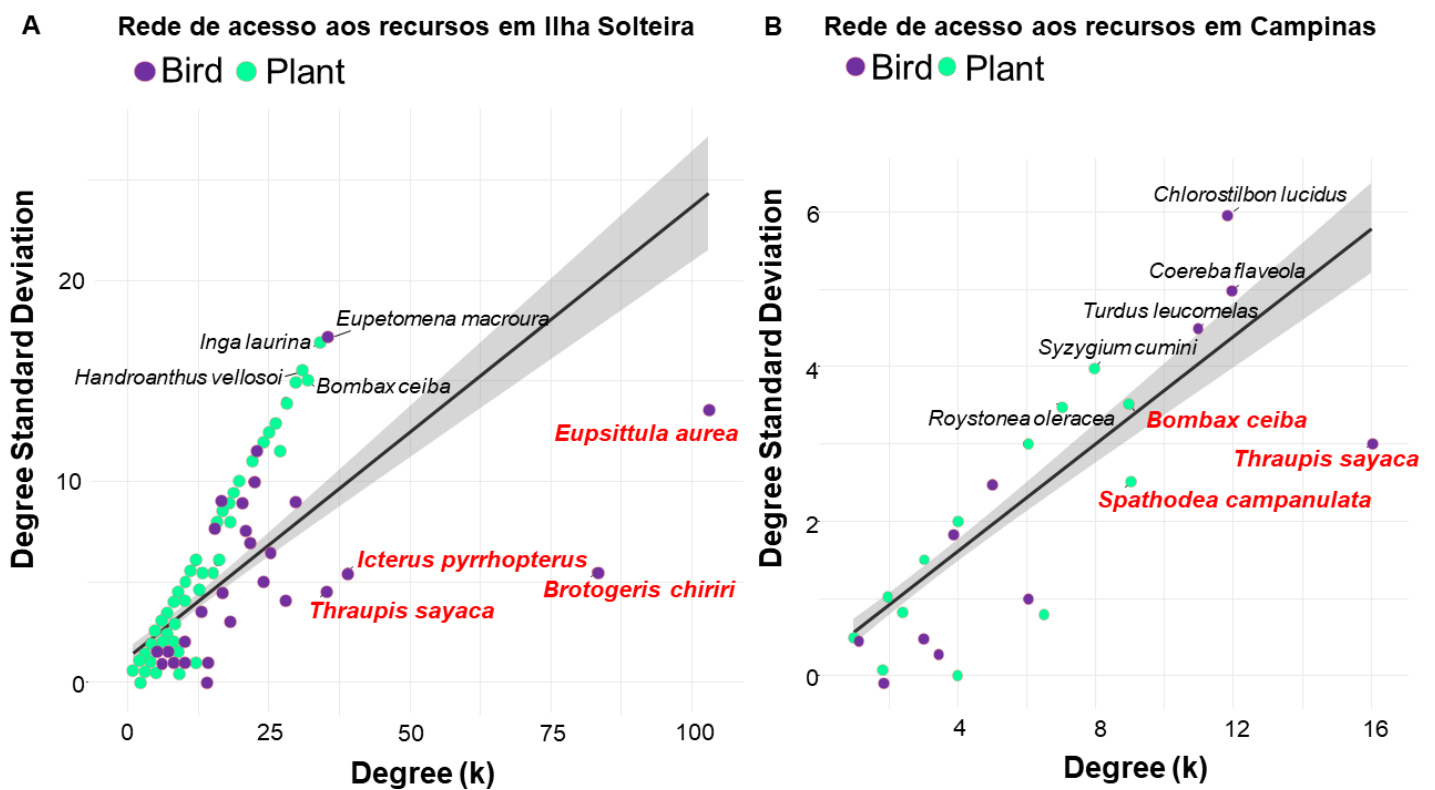


Figura 8. Relação entre o desvio do grau entre as camadas (a diferença no valor do grau entre as duas camadas na rede multicamada) e grau das espécies (número de parceiros) nas redes multicamadas de acesso aos recursos amostradas, onde A é a de Ilha Solteira e B é a de Campinas. Valores mais altos de grau juntamente de valores mais baixos de desvio indicam espécies que são igualmente importantes nas camadas de flores e frutos.

Os valores das métricas de Versatilidade e Centralidade por Proximidade, de ambos os conjuntos de dados, não apresentaram relação quanto à origem das plantas em nenhum tipo de rede (de visita aos recursos, de polinização e de dispersão de sementes, Tabela S2). Na rede multicamada de acesso ao recurso de Ilha Solteira encontramos uma relação significativa entre os valores de Centralidade por Proximidade e a massa (g) das espécies de aves visitantes ($R^2 = 0.05$, $F = 5.89$, $df = 84$, $p < 0.05$; Figura 9A), e de Versatilidade em relação a massa (g) na rede de dispersão de sementes ($R^2 = 0.08$, $F = 7.03$, $df = 64$, $p < 0.05$; Figura 9C), porém como nossos valores de poder preditivo foram muito baixos ($R^2 = 0.05$ e $R^2 = 0.08$, respectivamente), não consideramos como relações válidas. Aves menores apresentaram maior Centralidade por Proximidade na rede multicamada de acesso aos recursos em Campinas ($R^2 = 0.14$, $F = 6.37$, $df = 31$, $p < 0.05$; Figura 9B), e nas redes de polinização e de dispersão de sementes não encontramos valores significativos (Tabela S2).

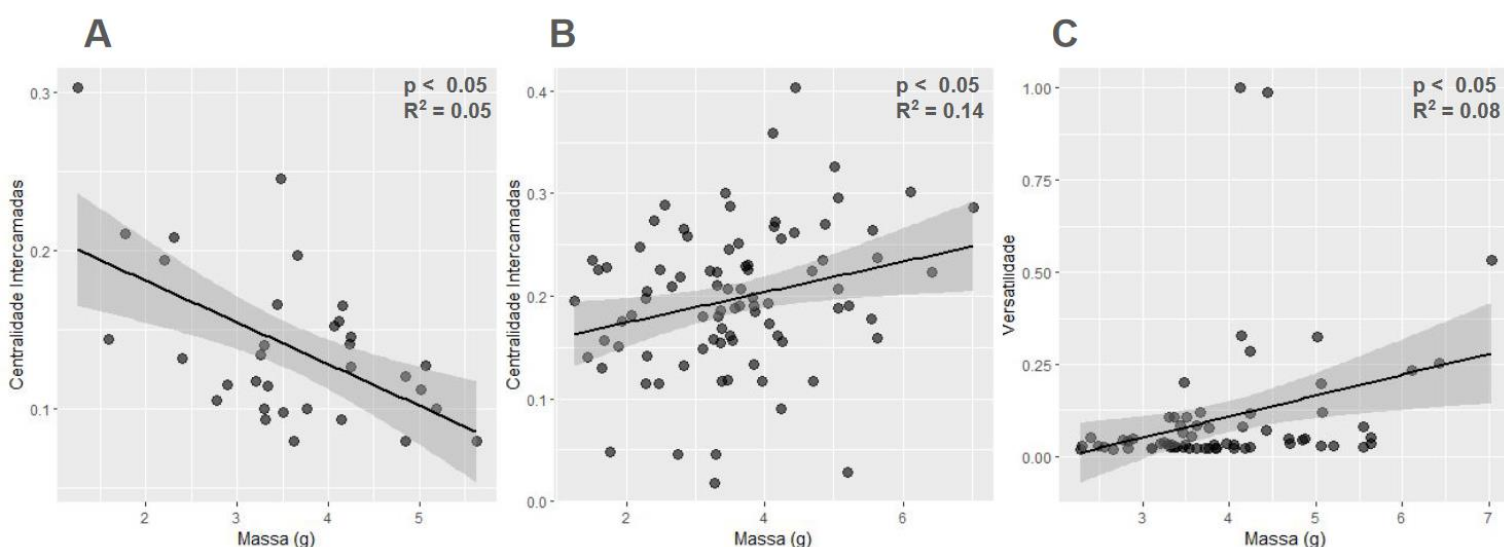


Figura 9. Relações de Centralidade por Proximidade x Massa (g): A) Rede multicamada de acesso aos recursos, Ilha Solteira - SP, Brasil. B) Rede multicamada de acesso aos recursos, Campinas - SP, Brasil. C) Relação de Versatilidade x Massa (g): Rede de dispersão de sementes, Ilha Solteira - SP, Brasil.

Por fim, encontramos resultados significativos entre Centralidade por Proximidade e hábito de vida das plantas tanto na rede multicamada de acesso aos recursos ($F = 5.81$, $df = 102$, $p < 0.0001$), quanto na rede de dispersão de sementes ($F = 2.75$, $df = 81$, $p < 0.0001$) de Ilha Solteira. Já em Campinas não observamos relações significativas entre as métricas de Versatilidade e de Centralidade por Proximidade em relação ao hábito de vida das plantas (Tabela S2).

4. Discussão

No presente estudo, mostramos conjuntos de dados de duas cidades brasileiras que apresentaram alguns contrastes importantes nas interações aves-plantas. Ilha Solteira teve a maioria de suas plantas nativas, tendo flores como o recurso mais acessado pelas aves, e as interações com elas foram em sua maioria ilegítimas, enquanto nos frutos a maior parte foi de visitas legítimas. Por outro lado, Campinas apresentou mais plantas não-nativas, onde o maior acesso também foi em flores, porém com mais interações legítimas, enquanto nos frutos ocorreram mais interações ilegítimas. Tal contraste se mostra mais destacável pelo fato de haver uma grande sobreposição de espécies de aves nas duas cidades, onde 28 das 33 espécies que ocorrem em Campinas, também ocorrem em Ilha Solteira. Outro fator que desperta interesse é o fato de haver sobreposição, também, nas famílias mais representativas tanto de aves (Thraupidae, Tyrannidae e Trochilidae) quanto de plantas (Fabaceae e Malvaceae). Com isso em mente, notamos que há uma divergência de papéis entre as aves e plantas das duas localidades. As redes multicamadas de acesso aos recursos em ambos os lugares tiveram baixa modularidade. Embora a de Campinas tenha sido significativa apenas quando comparada ao modelo nulo intercamadas. Os baixos valores de modularidade corroboram a ideia de que em ambientes urbanos as interações tendem a ser mais generalistas, como mostrado em redes monocamadas (Maruyama et al., 2019, Staab et al., 2020), mas ainda não analisado em redes multicamadas. Ou seja, essa estrutura generalista indica que a maioria dos links denotam grande sobreposição entre os mesmos parceiros, sem forte partição de recursos (Anselmo et al., 2023). O fato das interações inter-camadas, nas multicamadas de acesso aos recursos, divergirem do modelo nulo, é indicativo da influência de espécies que conectam as interações no acesso aos diferentes recursos disponibilizados (Pilosof et al., 2017; Timóteo et al., 2018; Souza et al., 2022). Alguns módulos continham espécies de aves acessando tanto o recurso em flor quanto em fruto, sugerindo uma sobreposição, mesmo que relativamente pequena, nas funções de polinização e dispersão de frutos, ao mesmo tempo que destaca espécies de plantas capazes de prover os dois recursos para aves (Carstensen et al., 2016; MacGregor et al., 2015, Souza et al., 2022). A exemplo disso, temos espécies como a ave *T. sayaca* (módulos 1 e 4) e a planta *B. ceiba* (módulos 0 e 2) em Ilha Solteira, e a ave *Euphonia chlorotica* (módulos 3 e 8) e a planta *S. campanulata* (módulos 0 e 1) em Campinas, que estão com seus estados de nó em diferentes módulos nas redes multicamadas de acesso aos recursos (Tabela S1).

Os módulos das duas redes multicamadas de acesso aos recursos diferiram significativamente quanto à composição de famílias das aves. Sendo assim, mesmo com um baixo valor de modularidade nas redes, e consequente generalização das interações, algumas famílias de aves tiveram constância maior na busca por recursos específicos. Mas, quando olhamos para a origem das plantas, não encontramos diferença significativa das interações, o que nos mostra a formação de módulos mistos, onde plantas nativas e não-nativas compartilham interações com as aves. Uma tendência comum observada por Vissoto e colaboradores (2023) para interação de frugivoria de aves, onde a urbanização torna cada vez mais comum a presença de recursos de plantas não originárias da localidade.

A erradicação de animais e plantas não-nativos é objetivo comum para gestores especialmente de áreas naturais, já que são responsáveis por 16% das extinções de fauna e flora de que se há registros (IPBES, 2023), e estas podem trazer efeitos negativos para a comunidade local de aves (Gleditsch et al., 2017). Porém, esse efeito negativo deve ser sempre quantificado, uma vez que muitas plantas não-nativas produzem mais recursos que as nativas ou em épocas de pouca oferta (Luken & Theiret, 1996, Chittka & Schürkens 2001, Anselmo et al. 2023, Silva et al. 2023). Sendo assim, em um contexto urbano, plantas não-nativas podem ser capazes de suportar maiores populações de aves (Gleditsch et al., 2017). Essa importância de espécies não-nativas pode ser percebida ao analisarmos as espécies que se distribuem mais uniformemente entre as camadas onde possuem uma relação de alto valor de grau e baixo desvio padrão do mesmo grau, indicando uma participação mais homogênea pelas camadas. Tanto em Ilha Solteira, quanto em Campinas, a planta *B. ceiba*, uma espécie não-nativa, cumpre esse papel chave de prover os dois tipos de recursos para as aves das localidades (ver Silva et al. 2023). Além disso, seu alto valor de Versatilidade, nas redes de ambas as cidades indica que a espécie possui mais conexões dentro e entre as camadas e mais interações com espécies que também possuem muitas interações, se provando de grande importância na estruturação da rede multicamada (Alcantara et al., 2022, Souza et al., 2022). Seguindo de *B. ceiba*, as plantas de Ilha Solteira que também apresentaram interações mais uniformemente distribuídas pelas camadas foram *Inga laurina* e *Handroanthus vellosi*. Duas espécies nativas da região, com destaque para a primeira, pelo seu alto valor de Versatilidade. Se valendo do fato de que o plantio de árvores nativas contribui diretamente para a conservação de populações maiores (Oliveira et al., 2019), e que isso

pode servir em benefício de áreas urbanas mais amigáveis para a biodiversidade, devido a uma associação evolutiva bem estabelecida com a fauna nativa (Meehan et al., 2020), estas duas espécies seriam plantas de relevante consideração no paisagismo urbano. Já em Campinas, as outras plantas mais uniformes entre as camadas da rede de acesso aos recursos foram *Spathodea campanulata* e *Roystonea oleracea*, duas espécies não-nativas, assim como *B. ceiba*. Ou seja, mesmo em uma área urbana preservada, as espécies mais destacáveis na estruturação da rede multicamadas de acesso aos recursos, seja por uniformidade (*B. ceiba*), importância geral (*B. ceiba*) ou centralidade (*S. campanulata*) são espécies introduzidas e bem estabelecidas na região, situação já observada em outros trabalhos (e.g., Amaral et al. 2023, Silva et al. 2023). Vale notar, que *S. campanulata*, mesmo ofertando os dois tipos de recursos para as aves, e tendo alto valor de centralidade, oferece notável risco, pois seu néctar é tóxico e letal para insetos que o buscam, podendo afetar outras guildas de polinizadores nas cidades (Trigo & Santos, 2020, Queiroz et al., 2014). Devido a essa importância na estruturação de uma das redes, é uma espécie que poderia ser removida dos planos de um paisagismo urbano.

Do ponto de vista animal, as aves mais uniformemente distribuídas entre as camadas da rede de recursos de Ilha Solteira e que também tiveram altos valores de Versatilidade e de Centralidade por Proximidade foram *Eupsittula aurea* e *Brotogeris chiriri*. Da mesma forma, esta uniformidade é observada em Campinas para *T. sayaca*, que também possui altos valores de Versatilidade e Centralidade por Proximidade. Deve-se destacar também espécies com valor alto de grau, sendo importantes em uma só camada/recurso, como *E. macroura* (Ilha Solteira) e *C. lucidus* (Campinas) interagindo com flores, e também *Turdus leucomelas* e *Coereba flaveola*, em Campinas, que se destacam nas interações com frutos, além de terem altos valores de Versatilidade e Centralidade por Proximidade. Desta maneira, são espécies que merecem uma grande atenção, pois contribuem de maneira relevante na manutenção de duas funções ecossistêmicas em ambientes urbanos. Interessante notar também, que na Rede de Recursos de Ilha Solteira, as espécies de aves de destaque são da família Psittacidae, comumente conhecida pelos papagaios, araras, periquitos e outros. Silva e colaboradores (2023), em um estudo sobre psitacídeos em áreas urbanas, perceberam um potencial de supressão de algumas plantas não-nativas, onde essas aves exerceram alta pressão de predação sobre as estruturas reprodutivas de plantas, apresentando um efeito negativo significativamente maior do que outras cinco plantas nativas que foram predadas no estudo. Sendo assim, a manutenção de papagaios

urbanos nativos pode ser uma ferramenta de conservação para resistir à invasão de espécies destas plantas. Sob a ótica das possíveis efetividades das funções ecossistêmicas nas redes multicamadas de polinização e redes multicamadas de dispersão de sementes, as duas localidades mostram padrões opostos de certa forma, visto que as interações em Ilha Solteira foram mais ilegítimas na polinização e mais legítimas na dispersão de sementes; e em Campinas o contrário ocorre. Dito isto, a baixa taxa de visitas legítimas na polinização pode gerar menos frutos ou frutos com menos sementes para serem dispersos (Ilha Solteira), e a alta taxa de visitas legítimas pode favorecer a formação de frutos com maior número de sementes, mas que não são dispersos efetivamente (Campinas). Porém, olhando apenas para os serviços realizados de maneira legítima, há uma maior taxa de visitação em plantas não-nativas, portanto, essas espécies das regiões conseguem prover recursos e manter funções ecossistêmicas, mas potencialmente podem se tornar invasivas na paisagem natural.

Percebemos em Campinas, que a relação entre Centralidade por Proximidade é inversamente proporcional ao aumento da massa das aves. Ou seja, animais menores tiveram uma maior importância na estruturação da rede multicamada de acesso aos recursos desta cidade. Um interessante panorama que, possivelmente, pode ser atribuído ao fato de que as interações entre animais mais pesados, por tanto, maiores, tendem a se perder em pequenos fragmentos florestais (Emer et al., 2018), o que pode ser também o caso em espaços urbanos. Portanto, em pequenos fragmentos, as aves de grande porte desaparecem, as aves menores tendem a ter uma maior importância na estruturação da rede. Por fim, percebemos que árvores e arbustos tiveram grande relevância na estruturação das redes multicamadas de acesso aos recursos e de dispersão de sementes, em Ilha Solteira, indicando uma possível relevância de árvores de maior porte para as aves, em ambientes mais urbanizados.

5. Conclusão

Nosso estudo revela como as redes de interação entre aves e plantas, observada nos parâmetros de redes multicamadas, podem ser estruturadas em um ambiente urbano. Ao analisarmos duas funções ecossistêmicas, obtivemos insights mais abrangentes sobre os processos de interações e os diversos componentes ecológicos que compõem esse tipo de comunidade, em dois conjuntos de dados em diferentes cidades. De maneira geral, notamos uma incongruência na interação de aves e plantas quanto a suas funções nas duas cidades, onde em Ilha Solteira tivemos um maior potencial de legitimidade em relação a

dispersão de sementes, e em Campinas esse potencial era em relação a polinização. As redes multicamadas de acesso aos recursos foram pouco modulares, um paradigma geral em redes de interação em ambientes urbanos, porém agora demonstrados em uma rede multicamadas. Também não achamos uma relação significativa entre as métricas de importância das aves e a origem das plantas. Fato que merece destaque já que nos dois locais, uma espécie não-nativa (*Bombax ceiba*) se demonstrou central para a provisão no acesso às flores e no acesso ao fruto. Em um mundo onde as cidades estão em constante expansão (Gao & O'Neill, 2020), espécies que conseguem realizar uma oferta diversa de recursos podem servir para a conservação de cada vez mais aves em um ambiente urbano. Ao mesmo tempo, espécies que têm um impacto negativo relativo aos insetos que buscam seu néctar como recurso, com importante papel estrutural em uma rede aves-plantas, e bem utilizada no paisagismo urbano, no caso da *Spathodea campanulata*, podem ser repensadas nas práticas de plantio de árvores em cidades.

Árvores já inseridas na paisagem urbana, importantes e uniformes na estruturação da rede e na oferta de recursos, além de serem nativas, tem um potencial para serem candidatas a substituição dessas espécies que causam danos a outras comunidades de polinizadores, à exemplo de *Handroanthus vellosi* e de *Inga laurina*, observadas em Ilha Solteira. Entretanto, o nosso estudo também indica um desafio, pois na maioria dos casos as espécies vegetais não são capazes de contribuir fortemente para a conservação das duas funções ecossistêmicas, aqui avaliadas, simultaneamente. Mas, uma cidade com grande potencial de atrair e manter aves em seus espaços, pode levar a mais interações entre os próprios moradores e estas aves, um contato que aumenta a sensação de bem-estar humano (Russell et al., 2013, Bhakti et al., 2021). Em outras palavras, cidades que buscam maneiras de como preservar e com um pensamento de conservar aves e processos ecológicos, podem gerar resultados positivos e sustentáveis tanto para a fauna e flora, quanto para os humanos que ali residem, e devem ser levadas em consideração por governantes e moradores de espaços urbanos.

Referências

Alberti, M. (2010). Maintaining ecological integrity and sustaining ecosystem function in urban areas. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* 2, 178–184. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2010.07.002>.

Alcantara, D. M. C., Ikeda, P., Souza, C. S., de Mello, V. V. C., Torres, J. M., Lourenço, E. C., Bassini-Silva, R., Herrera, H. M., Machado, R. Z., Barros-Battesti, D. M., Graciolli, G. & André, M. R. (2022). Multilayer networks assisting to untangle direct and indirect pathogen transmission in bats. *Microbial Ecology*, 1-15. <https://doi.org/10.1007/s00248-022-02108-3>.

Allen, C. R., Angeler, D. G., Cumming, G. S., Folke, C., Twidwell, D. & Uden, D. R. (2016). Quantifying spatial resilience. *Journal of Applied Ecology*, 53(3), 625-635. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12634>.

Anselmo, P. A., Cardoso, J. C. F., Siqueira, P. R., & Maruyama, P. K. (2023). Non-native plants and illegitimate interactions are highly relevant for supporting hummingbird pollinators in the urban environment. *Urban Forestry & Urban Greening*, 86, 128025. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.128025>.

Bascompte, J., & Jordano, P. (2007). Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 38, 567-593. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818>.

Bhakti, T., Pena, J. C., Niebuhr, B. B., Sampaio, J., Goulart, F. F., de Azevedo, C. S., Ribeiro, M. C. & Antonini, Y. (2021). Combining land cover, animal behavior, and master plan regulations to assess landscape permeability for birds. *Landscape and Urban Planning*, 214, 104171. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104171>.

Boccaletti, S., Bianconi, G., Criado, R., Del Genio, C. I., Gómez-Gardenes, J., Romance, M., Sendiña-Nadal, I., Wang, Z. & Zanin, M. (2014). The structure and dynamics of multilayer networks. *Physics reports*, 544(1), 1-122. <https://doi.org/10.1016/j.physrep.2014.07.001>.

Burghardt, K.T., Tallamy, D.W. & Gregory Shriver, W. (2009). Impact of native plants on bird and butterfly biodiversity in suburban landscapes. *Conser. Biol.* 23 (1), 219–224. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.01076.x>.

Carstensen, D. W., Sabatino, M., & Morellato, L. P. C. (2016). Modularity, pollination systems, and interaction turnover in plant-pollinator networks across space. *Ecology*, 97(5), 1298–1306. <https://doi.org/10.1890/15-0830.1>.

Chittka, L., Schürkens, S., (2001). Metrology: successful invasion of a floral market. *Nature* 411, 653. <https://doi.org/10.1038/35079676>.

D'Angelo, G. B. (2021). História natural das relações alimentares de aves com plantas em um parque urbano no Sudeste do Brasil (Doctoral dissertation, [sn]).

De Domenico, M. (2022). Multilayer Networks: Analysis and Visualization. Introduction to muxViz with R. *Cham: Springer*. ISBN : 978-3-030-75717-5.

De Domenico, M., Porter, M. A., & Arenas, A. (2015). MuxViz: A tool for multilayer analysis and visualization of networks. *Journal of Complex Networks*, 3, 159–176. <https://doi.org/10.1093/comnet/cnu038>

Dickison, M. E., Magnani, M., & Rossi, L. (2016). Multilayer social networks. *Cambridge University Press*. ISBN: 978-1107438750.

Emer, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Guimarães Jr, P. R., Moraes, S., Piratelli, A., & Jordano, P. (2018). Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes-a metanetwork approach. *Ecology Letters*, 21(4), 484–493. <https://doi.org/10.1111/ele.12909>.

Ferreira, I. C. M., Coelho, R. M., Torres, R. B. & Bernacci, L. C. (2007). Solos e vegetação nativa remanescente no Município de Campinas. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42, 1319-1327. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2007000900014>.

Flora e Funga do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>

Fortunato, S. (2010). Community detection in graphs. *Physics Reports*, 486, 75–174. <https://doi.org/10.1016/j.physrep.2009.11.002>.

Fortunato, S. & Hric, D. (2016). Community detection in networks: A user guide. *Physics Reports*, 659, 1–44. <https://doi.org/10.1016/j.physrep.2016.09.002>.

Fontúrbel, F.E., Candia, A.B., Malebran, J., Salazar, D.A., Gonzalez-Browne, C. & Medel, R. (2015). Meta-analysis of anthropogenic habitat disturbance effects on animal-mediated seed dispersal. *Glob. Change Biol.* 21, 3951–3960. <https://doi.org/10.1111/gcb.13025>.

Fontúrbel, F.E., Jordano, P. & Medel, R. (2017). Plant-animal mutualism effectiveness in native and transformed habitats: assessing the coupled outcomes of pollination and seed dispersal. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 28, 87–95. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2017.09.003>.

Freitas, L. (2018). Precisamos falar sobre o uso impróprio de recursos florais. *Rodriguésia*, 69: 2223-2228. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869446>.

García, D. & Chacoff, N.P. (2007). Scale-dependent effects of habitat fragmentation on hawthorn pollination, frugivory, and seed predation. *Conserv. Biol.* 21, 400–411. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00593.x>.

García-Nieto, A. P., Geijzenborffer, I. R., Baró, F., Roche, P. K., Bondeau, A., Cramer, W. (2018). Impacts of urbanization around Mediterranean cities: Changes in ecosystem service supply. *Ecological Indicators*, 91, 589–606. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.082>.

Genrich, C. M., Mello, M. A., Silveira, F. A., Bronstein, J. L. & Paglia, A. P. (2017). Duality of interaction outcomes in a plant–frugivore multilayer network. *Oikos*, 126(3), 361–368. <https://doi.org/10.1111/oik.03825>.

Gleditsch, J. M., Hruska, A. M., & Foster, J. T. (2017). Connecting resource tracking by frugivores to temporal variation in seed dispersal networks. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 5, 98. <https://doi.org/10.3389/fevo.2017.00098>.

Guimarães Jr, P. R. (2020). The structure of ecological networks across levels of organization. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 51, 433-460. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012220-120819>.

Hahs, A. K., McDonnell, M. J., McCarthy, M. A., Vesk, P. A., Corlett, R. T., Norton, B. A., Clemants, S. E., Duncan, R. P., Thompson, K., Schwartz, M. W. & Williams, N. S. (2009). A global synthesis of plant extinction rates in urban areas. *Ecology letters*, 12(11), 1165-1173. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01372.x>.

Herrera, C.M. (2002). Seed dispersal by vertebrates. In Plant-Animal interactions: an evolutionary approach, ed. Herrera, C.M., and O. Pellmyr, 185–208. *Oxford: Blackwell Science*. ISBN: 0-632-05267-8.

Hervías-Parejo, S., Tur, C., Heleno, R., Nogales, M., Timóteo, S. & Traveset, A. (2020). Species functional traits and abundance as drivers of multiplex ecological networks: first empirical quantification of inter-layer edge weights. *Proceedings of the Royal Society B*, 287(1939), 20202127. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2127>.

Hervias-Parejo, S., Cuevas-Blanco, M., Lacasa, L., Traveset, A., Donoso, I., Heleno, R., Nogales, M., Rodríguez-Echeverría, S., Melián, C. & Eguiluz, V. M. (2023). The architecture of multifunctional ecological networks. *bioRxiv*, 2023-07. <https://doi.org/10.1101/2023.07.02.547400>.

Hitchmough, J., 2011. Exotic plants and plantings in the sustainable, designed urban landscape. *Landsc. Urban Plan.* 100 (4), 380–382. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.02.017>.

Hülsmann, M., von Wehrden, H., Klein, A. M. & Leonhardt, S. D. (2015). Plant diversity and composition compensate for negative effects of urbanization on foraging bumble bees. *Apidologie* 46 (6), 760–770. <https://doi.org/10.1007/s13592-015-0366-x>.

Hutchinson, M. C., Bramon Mora, B., Pilosof, S., Barner, A. K., Kéfi, S., Thébault, E., Jordano, P. & Stouffer, D. B. (2019). Seeing the forest for the trees: Putting multilayer networks to work for community ecology. *Functional Ecology*, 33(2), 206–217. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13237>.

Ibáñez-Álamo, J. D., Rubio, E., Benedetti, Y. & Morelli, F. (2016). Global loss of avian evolutionary uniqueness in urban areas. *Global Change Biology* 23:2990–2998. <https://doi.org/10.1111/gcb.13567>.

Inouye, D. W. (1980). The terminology of floral larceny. *Ecology* 61 (5), 1251–1253. <https://doi.org/10.2307/1936841>.

IPBES (2023). Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., Sankaran, K. V., McGeoch, M. A., Meyerson, L. A., Nuñez, M. A., Ordóñez, A., Rahlao, S. J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A. W., & Vandvik, V. (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>.

Jordano, P. (2014). Fruits and frugivory. In: Fenner, M. (Ed.), *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 18–61. <https://doi.org/10.1079/9781780641836.0018>.

Kéfi, S., Berlow, E. L., Wieters, E. A., Navarrete, S. A., Petchey, O. L., Wood, S. A., Boit, A., Joppa, L. N., Lafferty, K. D., Williams, R. J., Martinez, N. D., Menge, B. A., Blanchette, B. A., Iles, A.C & Brose, U. (2012). More than a meal... integrating non-feeding interactions into food webs. *Ecology letters*, 15(4), 291–300. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01732.x>.

Kivelä, M., Arenas, A., Barthelemy, M., Gleeson, J. P., Moreno, Y. & Porter, M. A. (2014). Multilayer networks. *Journal of complex networks*, 2(3), 203–271. <https://doi.org/10.1093/comnet/cnu016>.

Klein, A. M., Vaissiere, B. E., Cane, J. H., Steffandewenter, I., Cunningham, S. A., Kremen, C. & Tscharntke, T. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B.* 274, 303-313.

Kronka, F. J. N., Nalon, M. A., Matsukuma, C. K., Kanashiro, M. M., Ywane, M. S. S. I., Pavão, M., Durigan, G., Lima, L. M. P. R., Guillarumon, J. R., Baitello, J. B., Borgo, S. C., Manetti, L. A., Barradas, A. M. F., Fukuda, J. C., Shida, C. N., Monteiro, C. H. B., Pontinha, A. A. S., Andrade, G. G., Barbosa, O. & Soares, A. P. (2005). Inventário Florestal da Vegetação Natural do Estado de São Paulo. Secretaria do Meio Ambiente: Instituto Florestal. São Paulo.

Li, W., Zhu, C., Grass, I. Vazquez, D. P., Wang, D., Zhao, Y., Zeng, D., Kang, Y., Ding, P. & Si, X. (2022). Plant-frugivore network simplification under habitat fragmentation leaves a small core of interacting generalists. *Commun Biol* 5, 1214. <https://doi.org/10.1038/s42003-022-04198-8>.

Li, B., Chen, D., Wu, S., Zhou, S., Wang, T., Chen, H. (2016). Spatio-temporal assessment of urbanization impacts on ecosystem services: case study of Nanjing City, China. *Ecol. Indic.* 71, 416–427. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.017>.

Lorenzi H., Bacher, L. B. & Torres, M. A. V. (2018). Árvores e arvoretas exóticas no Brasil: madeiras, ornamentais e aromáticas. Instituto Plantarum de Estudo da Flora, Nova Odessa

Luken, J.O., Theiret, J.W. (1996). Amur Honeysuckle, its fall from grace. *Bioscience* 46:18–24. <https://doi.org/10.2307/1312651>.

MacGregor, C. J., Pocock, M. J., Fox, R., & Evans, D. M. (2015). Pollination by nocturnal Lepidoptera, and the effects of light pollution: A review. *Ecological Entomology*, 40(3), 187–198. <https://doi.org/10.1111/een.12174>.

Magrach, A., Santamaría, L. & Larrinaga, A.R. (2013). Forest edges show contrasting effects on an austral mistletoe due to differences in pollination and seed dispersal. *J. Ecol.* 101, 713–721. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12083>.

Marín-Gómez, O. H., Flores, C. R., & del Coro Arizmendi, M. (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>.

Maruyama, P.K., Vizentin-Bugoni, J., Sonne, J., Martín González, A.M., Schleuning, M., Araujo, A.C., Baquero, A.C., Cardona, J., Cardona, P., Cotton, P.A., Kohler, G., Lara, C., Malucelli, T., Marín-Gómez, O.H., Ollerton, J., Rui, A.M., Timmermann, A., Varassin, I.G., Zanata, T.B., Rahbek, C., Sazima, M. & Dalsgaard, B. (2016). The integration of alien plants in mutualistic plant-hummingbird networks across the Americas: the importance of species traits and insularity. *Diver. Distrib.* 22 (6), 672–681. <https://doi.org/10.1111/ddi.12434>.

Maruyama, P. K., Bonizário, C., Marcon, A. P., D'Angelo, G., da Silva, M. M., da Silva Neto, E. N., Oliveira, P.E., Sazima, I., Sazima, M., Vizentin-Bugoni, J., dos Anjos, L., Rui, A.M. & Júnior, O. M. (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>.

McKinney, M.L. (2008). Effects of urbanization on species richness: a review of plants and animals. *Urb. Ecosys.* 11 (2), 161–176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>.

Meehan, T. D., Dale, K., Lebaron, G. S., Rowden, J., Michel, N. L., Wilsey, C. B. & Langham, G.M. (2020). Interacting with hummingbirds at home: associations with supplemental feeding plant diversity plant origin and landscape setting. *Landsc. Urban Plan* 197. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103774>.

Michel, N. L., Whelan, C. J. & Verutes, G. M. (2020). Ecosystem services provided by Neotropical birds. *The Condor*, 122(3), duaa022. <https://doi.org/10.1093/condor/duaa022>.

Millard, J., Outhwaite, C.L., Kinnersley, R., Freeman, R., Gregory, R.D., Adedija, O., Gavini, S., Kioko, E., Kuhlmann, M., Ollerton, J., Ren, Z.X. & Newbold, T. (2021). Global effects of land-use intensity on local pollinator biodiversity. *Nat. Commun.* 12(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23228-3>.

Morellato, P.C. & Leão-Filho, H. (1995). Ecologia e preservação de uma floresta tropical urbana - Reserva de Santa Genebra. Editora da Unicamp, Campinas.

Mucha, P. J., Richardson, T., Macon, K., Porter, M. A. & Onnela, J. P. (2010). Community structure in time-dependent, multiscale, and multiplex networks. *Science*, 328(5980), 876–878. <https://doi.org/10.1126/science.1184819>.

Narango, D.L., Tallamy, D.W. & Marra, P.P. (2017). Native plants improve breeding and foraging habitat for an insectivorous bird. *Biol. Conserv.* 213, 42–50. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.06.029>.

Nascimento, V.T., Agostini, K., Souza, C.S., Maruyama, P.K. (2020). Tropical urban areas support highly diverse plant-pollinator interactions: an assessment from Brazil. *Landsc. Urban Plan.* 198, 103801. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103801>.

Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., MHH, S., Wagner, H. & Oksanen, M. J. (2013). Community ecology package vegan. R Package Version, 2(9), 1–295.

Oliveira, W., Silva, J. L. S., Oliveira, M. T. P., Cruz-Neto, O., Silva, L. A. P., Borges, L. A., Sobrinho, M. S. & Lopes, A. V. (2019). 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 . Urban Green.* 41, 303–312. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.04.020>.

de Oliveira Lima, G., Leite, A. V., Souza, C. S., Castro, C. C. & de Santana Bezerra, E. L. (2020). A multilayer network in an herbaceous tropical community reveals multiple roles of floral visitors. *Oikos*, 129(8), 1141-1151. <https://doi.org/10.1111/oik.06565>.

Ollerton, J., Winfree, R. & Tarrant, S. (2011). How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120(3), 321–326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>.

Ollerton, J. (2017). Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annu. Rev. Ecol. Evo. Syst.* 48, 353–376. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316>.

Paker, Y., Yom-Tov, Y., Alon-Mozes, T. & Barnea, A. (2014). The effect of plant richness and urban garden structure on bird species richness, diversity and community structure. *Landsc. Urban Plan.* 122, 186–195. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.10.005>.

Pauw, A. & Louw, K. (2012). Urbanization drives a reduction in functional diversity in a guild of nectar-feeding birds. *Ecology and Society*, 17(2). <https://www.jstor.org/stable/26269046>.

Pilosof, S., Porter, M., Pascual, M. & Kéfi, S. (2017). The multilayer nature of ecological networks. *Nat Ecol Evol* 1, 0101. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0101>

Pizo, M. A., Batista, E. C. & Monteiro, E. C. (2019). A reappraisal of the fruit-taking and fruit-handling behaviors of Neotropical birds. *Behavioral ecology of neotropical birds*, 185-198. ISBN : 978-3-030-14279-7.

Poisot, T., Stouffer, D. B. & Kéfi, S. (2016). Describe, understand and predict. *Functional Ecology*, 30(12), 1878-1882. <https://www.jstor.org/stable/48582345>.

Queiroz, A. C. M., Contrera, F. A. L., & Venturieri, G. C. (2014). The effect of toxic nectar and pollen from *Spathodea campanulata* on the worker survival of *Melipona fasciculata* Smith and *Melipona seminigra* Friese, two Amazonian stingless bees (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). *Sociobiology*, 61(4), 536-540. <https://doi.org/10.13102/sociobiology.v61i4.536-540>.

Rodrigues, R. C., Hasui, É., Assis, J. C., Pena, J. C. C., Muylaert, R. L., Tonetti, V. R., ... & Althoff, S. L. (2019). ATLANTIC BIRD TRAITS: a data set of bird morphological traits from the Atlantic forests of South America. <https://doi.org/10.1002/ecy.2647>.

Rogers, H. S., Donoso, I., Traveset, A. & Fricke, E. C. (2021). Cascading impacts of seed disperser loss on plant communities and ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 52, 641-666. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012221-111742>.

Russell, R., Guerry, A. D., Balvanera, P., Gould, R. K., Basurto, X., Chan, K. M. A., Klain, S., Levine, K. & Tam, J. (2013). Humans and nature: How knowing and experiencing nature affect well-being. *Annual Review of Environment and Resources*, 38(1), 473–502. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012312-110838>.

Salisbury, A., Armitage, J., Bostock, H., Perry, J., Tatchell, M. & Thompson, K. (2015). Enhancing gardens as habitats for flower-visiting aerial insects (pollinators): should we plant native or exotic species. *J. Appl. Ecol.* 52 (5), 1156–1164. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12499>.

Schneiberg, I., Boscolo, D., Devoto, M., Marcilio-Silva, V., Dalmaso, C.A., Ribeiro, J.W., Ribeiro, M.C., Guaraldo, A.C., Niebuhr, B.B. & Varassin, I.G. (2020). Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. *Urban Ecosyst* 23, 457–470. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00927-1>.

Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Naus, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.D., Vogt, J., Wollauer, S. & Weisser, W.W. (2019). Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* 574 (7780), 671–674. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1684-3>.

Seto, K. C., Guneralp, B. & Hutya, L. R. (2012). Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(40), 16083–16088. <https://doi.org/10.1073/pnas.1211658109>.

Silva, P.A. (2018). Bird-flower interactions in an urban area: *Ceiba pubiflora* provides nectar and promotes biodiversity in the city. *Urban For Urban Green*. 36, 42–49. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.10.003>.

Silva, P. A. (2019). Flower eating by the Toco Toucan (*Ramphastos toco*) in an anthropogenic landscape during the dry season. *Ornitologia Neotropical*, 30, 51-55.

Silva, P.A., Silva, L.L. & Brito, L. (2020). Using bird-flower interactions to select native tree resources for urban afforestation: the case of *Erythrina velutina*. *Urban For Urban Green*. 51, 126677. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126677>.

Silva, P. A., Cherutte, A. G., Gomes, A. C. S., Silva, L. L., Brito, L., Rodrigues, B. M. & Maruyama, P. K. (2023). The ecological role and potential impact of an alien tree highly attractive to native nectar-feeding birds in urban areas. *Urban Ecosyst* **26**, 1029–1040. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01345-9>.

Silva, P. A., Silva, L. L., Cherutte, A. G., Gomes, A. C. S., Brito, L., Rodrigues, B. M., Santos, S. T. & Santos, L. S. (2023). Florivory on an alien tree as a potential case of biotic resistance provided by urban parrots. *Urban Ecosystems*, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s11252-023-01415-y>.

Sol, D., Trisos, C., Múrria, C., Jeliaskov, A., González-Lagos, C., Pigot, A. L., Ricotta, C., Swan, C. M., Tobias, J. A. & Pavoine, S. (2020). The worldwide impact of urbanisation on avian functional diversity. *Ecology Letters* 23:962–972. <https://doi.org/10.1111/ele.13495>.

Souza, C. S., Oliveira, P. E., Rosa, B. B. & Maruyama, P. K. (2022). Integrating nocturnal and diurnal interactions in a Neotropical pollination network. *Journal of Ecology*, 110(9), 2145-2155. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13937>.

Staab, M., Pereira-Peixoto & M. H., Klein, A. M. (2020). Exotic garden plants partly substitute for native plants as resources for pollinators when native plants become seasonally scarce. *Oecologia* 194 (3), 465–480. <https://doi.org/10.1007/s00442-020-04785-8>.

Stebbins, G. L. (1970). Adaptive radiation of reproductive characteristics in angiosperms, I: pollination mechanisms. *Annual review of ecology and systematics*, 1(1), 307-326. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.01.110170.001515>.

Teixido, A.L., Fuzessy, L.F., Souza, C.S., Gomes, I.N., Kaminski, L.A., Oliveira, P.C. & Maruyama, P.K. (2022). Anthropogenic impacts on plant-animal mutualisms: a global synthesis for pollination and seed dispersal. *Biol. Conserv.* 266, 109461. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109461>.

Theodorou, P. (2022). The effects of urbanization on ecological interactions. *Current Opinion in Insect Science* 2022, 52:100922. <https://doi.org/10.1016/j.cois.2022.100922>.

Timóteo, S., Correia, M., Rodríguez-Echeverría, S., Freitas, H. & Heleno, R. (2018). Multilayer networks reveal the spatial structure of seed-dispersal interactions across the Great Rift landscapes. *Nature Communications*, 9(1), 140. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-02658-y>.

Tobias, J. A., Sheard, C., Pigot, A. L., Devenish, A. J., Yang, J., Sayol, F., ... & Schleuning, M. (2022). AVONET: morphological, ecological and geographical data for all birds. *Ecology Letters*, 25(3), 581-597. <https://doi.org/10.1111/ele.13898>.

Trigo, J. R., & Dos Santos, W. F. (2000). Insect mortality in *Spathodea campanulata* Beauv.(Bignoniaceae) flowers. *Revista Brasileira de Biologia*, 60, 537-538. <https://doi.org/10.1590/S0034-71082000000300019>.

Vissoto, M., Schneiberg, I., Varassin, I. G., de Araujo, A. C., Maruyama, P. K., & Vizentin-Bugoni, J. (2023). Frugivory and seed dispersal in tropical urban areas: a review.

Wandrag, E. M., Dunham, A. E., Duncan, R. P. & Rogers, H. S. (2017). Seed dispersal increases local species richness and reduces spatial turnover of tropical tree seedlings. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(40), 10689-10694. <https://doi.org/10.1073/pnas.1709584114>.

- Wang, J., Zhou, W., Pickett, S. T. A., Yu, W., Li, W. (2019). A multiscale analysis of urbanization effects on ecosystem services supply in an urban megaregion. *Science of The Total Environment*. 662 , 824–833. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.260>.
- Wei, N., Kaczorowski, R. L., Arceo-Gómez, G., O'Neill, E. M., Hayes, R. A., & Ashman, T. L. (2021). Pollinators contribute to the maintenance of flowering plant diversity. *Nature*, 597(7878), 688-692. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03890-9>.
- Wei T. & Simko V. (2017). R package “corrplot”: Visualization of a Correlation Matrix (Version 0.84). <https://github.com/taiyun/corrplot> (Accessed 30 April 2023).
- Whelan, C. J., Wenny, D. G., & Marquis, R. J. (2008). Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York academy of sciences*, 1134(1), 25-60. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.003>.
- Wiens, J.A. (2009). Landscape ecology as a foundation for sustainable conservation. *Landsc. Ecol.* 24 (8), 1053–1065. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9284-x>.
- Zhou, D., Tian, Y., Jiang, G. (2018). Spatio-temporal investigation of the interactive relationship between urbanization and ecosystem services: Case study of the Jingjinji urban agglomeration, China. *Ecological Indicators*, 95, 152–164. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.007>.

Material suplementar

Tabela Suplementar 1: Lista de espécies em diferentes módulos em cada camada, em suas respectivas localidades. As aves estão em negrito e as plantas não.

Ilha Solteira	Espécie	Módulo
	<i>Amazona aestiva</i>	0 e 4
	<i>Aratinga auricapillus</i>	0 e 1
	<i>Cacicus haemorrhous</i>	1 e 3
	<i>Coryphospingus cuculatus</i>	2 e 4
	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	3 e 4
	<i>Dacnis cayana</i>	3 e 4
	<i>Euphonia chlorotica</i>	3 e 4
	<i>Forpus xanthopterygius</i>	0 e 4
	<i>Gnorimopsar chopi</i>	2 e 4
	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	0 e 3
	<i>Nemosia pileata</i>	2 e 3
	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	0 e 1
	<i>Pteroglossus castanotis</i>	2 e 4
	<i>Sicalis flaveola</i>	0 e 3
	<i>Stilpnia cayana</i>	2 e 3
	<i>Thraupis palmarum</i>	1 e 3
	<i>Thraupis sayaca</i>	1 e 4
	<i>Turdus leucomelas</i>	1 e 4
	<i>Bauhinia variegata</i>	1 e 2
	<i>Bombax ceiba</i>	0 e 2
	<i>Callicarpa nudiflora</i>	0 e 4

	<i>Ceiba pubiflora</i>	0 e 1
	<i>Ceiba speciosa</i>	0 e 1
	<i>Grevillea robusta</i>	0 e 1
	<i>Handroanthus</i> <i>impetiginosus</i>	0 e 3
	<i>Handroanthus serratifolius</i>	0 e 4
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	0 e 3
	<i>Mangifera indica</i>	0 e 2
	<i>Momordica charantia</i>	0 e 2
	<i>Pachira aquatica</i>	0 e 1
	<i>Pseudobombax</i> <i>tomentosum</i>	0 e 3
	<i>Psidium guajava</i>	0 e 3
	<i>Spathodea campanulata</i>	0 e 2
	<i>Spondias dulcis</i>	0 e 2
	<i>Sterculia striata</i>	0 e 4
Campinas	<i>Euphonia chlorotica</i>	3 e 8
	<i>Thraupis sayaca</i>	4 e 8
	<i>Bombax ceiba</i>	0 e 8
	<i>Spathodea campanulata</i>	0 e 1

Tabela Suplementar 2: Tabela das métricas das espécies relacionadas a seus respectivos atributos (origem, massa e hábito de vida), identificada pelas respectivas redes de cada cidade.

Rede	Métricas de espécies	Atributo	F	df	p	R ²
Rede de acesso aos recursos de Ilha Solteira	PageRank	Origem	1.323	106	0.2526	-
		Massa	1.704	84	0.1953	0.084
		Hábito	1.462	102	0.2088	-
	Closeness	Origem	0.4909	106	0.485	-
		Massa	5.895	84	0.0173*	0.0544
		Hábito	5.81	102	9.21e-05*	-
Rede de acesso aos recursos de Campinas	PageRank	Origem	0.196	38	0.6605	-
		Massa	1.984	31	0.1689	0.02983
		Hábito	0.4195	34	0.2088	-
	Closeness	Origem	0.2481	38	0.6213	-
		Massa	6.372	31	0.0008*	0.2837
		Hábito	1.688	34	0.164	-
Rede de Polinização de Ilha Solteira	PageRank	Origem	3.51e-05	54	0.9953	-
		Massa	0.6783	55	0.4137	-0.0058
		Hábito	0.3402	51	0.8496	-
	Closeness	Origem	1.556	54	0.2176	-
		Massa	0.4634	55	0.4989	-0.00967

Rede de Polinização de Campinas	PageRank	Hábito	0.8417	51	0.5052	-
		Origem	0.05977	18	0.8096	-
		Massa	0.9506	14	0.1609	0.0736
	Closeness	Hábito	1.218	15	0.3445	-
		Origem	0.1812	18	0.6754	-
		Massa	4.112	14	0.007*	0.3729
Rede de dispersão de sementes de Ilha Solteira	PageRank	Hábito	0.2882	15	0.8811	-
		Origem	2.493	85	0.118	-
		Massa	7.032	64	0.01*	0.0849
	Closeness	Hábito	2.244	81	0.05767	-
		Origem	1.59	85	0.2108	-
		Massa	0.353	64	0.5545	-0.01
Rede de dispersão de sementes de Campinas	PageRank	Hábito	2.749	81	9.21e-05*	-
		Origem	0.1656	22	0.688	-
		Massa	0.2868	22	0.945	-0.045
	Closeness	Hábito	0.3532	18	0.8735	-
		Origem	0.7286	22	0.4025	-
		Massa	1.579	22	0.2965	0.006
		Hábito	2.015	18	0.1251	-