

Universidade Federal De São Carlos – *Campus* Sorocaba

Centro de Ciências Humanas e Biológicas (CCHB) - Departamento de Biologia (DBio)

Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas

Giovana Santos Rocchi

Redes de interações entre aves e frutos em habitats antropizados no interior do estado de São Paulo, Brasil

Sorocaba, SP

2025

Giovana Santos Rocchi

Redes de interações entre aves e frutos em habitats antropizados no interior do estado de São Paulo, Brasil

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas da Universidade Federal de São Carlos.

Orientação: Prof. Dr. João Augusto Piratelli

Sorocaba, SP

2025

Rocchi, Giovana Santos

Redes de interações entre aves e frutos em habitats antropizados no interior do estado de São Paulo, Brasil / Giovana Santos Rocchi -- 2025.
63f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Augusto João Piratelli
Banca Examinadora: Alexander Vicente Christianini, Bárbara Nobrega Rodrigues, Alexandre Gabriel Franchin
Bibliografia

1. Redes ecológicas. 2. Urbanização. 3. Frugivoria. I. Rocchi, Giovana Santos. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979

Folha de aprovação

Giovana Santos Rocchi

"Redes de interações entre aves e frutos em habitats antropizados no interior do estado de São Paulo, Brasil.

Trabalho de Conclusão de Curso

Universidade Federal de São Carlos – *campus* Sorocaba

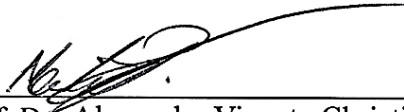
Sorocaba, 14 de fevereiro de 2025.

Orientador



Prof. Dr. Augusto João Piratelli

Membro 1- Presidente



Prof. Dr. Alexander Vicente Christianini

Membro 2



Profa. Bárbara Nobrega Rodrigues

Membro 3



Prof. Alexandre Gabriel Franchin

Dedico à minha família, que me ensinou a colocar uma pitadinha de amor e dedicação em tudo que faço, e sem a qual não teria conseguido chegar aonde estou.

AGRADECIMENTO

Agradeço primeiramente à Deus, por me dar forças para superar obstáculos e alcançar meus objetivos. Também agradeço à minha família, que me apoiou desde o primeiro momento em que desejei estudar biologia, quando ainda era criança, e que me fortaleceu e ajudou em todos os momentos difíceis e felizes até chegar aqui, inclusive com a execução desse trabalho.

Agradeço ao Prof. Dr. Piratelli, pela orientação, pela atenção e pelo exemplo de organização. Por ter me acompanhado em muitos obstáculos e me apoiado nessa pesquisa, sempre com muita paciência e compreensão para minhas dificuldades.

Agradeço principalmente aos meus amigos Fifiônimos, Ana Cecília, Caíque, Gabriel, Glaucia, Jonas, Juliana, Luccas, Omawalieni, Matheus, Murilo, Vanessa e Vitor, sem os quais as horas de almoço teriam sido muito mais sem graça. Que me acompanharam nessa jornada, na saúde e na doença, na alegria e na tristeza, e que nunca hesitaram em me ajudar sempre que eu precisei, inclusive me acompanhando em muitas horas de campo e praticando várias interações de frugivoria.

À turma do Bacharel 2019 de biologia, pelas aventuras que passamos, pelas companhias, mesmo que muitas vezes de forma remota, e por todas as vezes que nos ajudamos e demos suporte um ao outro. E aos bixos da biologia, que sempre trazem entusiasmo e algo de novo para o curso. Especialmente Pedro, Gabriel, Caroline, Felipe e Vincenzo do 023 e Duda do 020, pelas estimadas contribuições nas saídas de campo e companhia. Muito sucesso!

À equipe do LECO, Bianca, Bruno, Maira, Mayara, Mariana, Matheus, Beatriz, Stephanie, pelo compartilhamento de saberes, troca de experiências e acolhimento. Especialmente ao Enzo, que contribuiu diretamente para essa dissertação. Ao professor Alexandre, por sempre dispor seu conhecimento, ideias e experiências, e me ajudar nessa jornada pela ornitologia. E à equipe do COAVES pelas vivências, aprendizados e passarinhadas. À Bárbara, Carine, Alexander, e muitas outras pessoas que trocaram ideias conosco e contribuíram para enriquecer esta pesquisa.

À equipe do Ecoresidencial Jequitibá, à SEMA e ao Sr. Carlos por cederem seus espaços para pesquisa e por serem muito acolhedores e prestativos. E a todas as pessoas que, de uma forma ou de outra, me ajudaram nessa jornada.

RESUMO

ROCCHI, Giovana S. Redes de interações entre aves e frutos em habitats antropizados no interior do estado de São Paulo, Brasil. 2025. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2025.

Redes de interações são uma representação de espécies que interagem e sua análise possibilita uma visão sistemática das propriedades das comunidades e suas interações tróficas. Ao analisar a perturbação antrópica nas redes de interações envolvendo frugivoria, também deve-se considerar a presença de espécies vegetais exóticas, e compreender seu efeito nas redes de interações é um importante diagnóstico para proposição de estratégias de conservação. Este estudo tem por objetivo caracterizar e analisar a topologia das redes de interações em áreas rurais e urbanas em uma região no interior do estado de São Paulo, considerando o contexto antropizado, a presença de espécies exóticas e a participação de serviços ecossistêmicos. Nossa hipótese é que a topologia das redes pode apresentar diferentes características, de acordo com a matriz predominante no contexto espacial em que a área analisada está inserida, revelando i) maior generalização, conectância e homogeneidade das interações na área urbana; ii) persistência dessas características em redes exclusivamente mutualísticas e de plantas nativas; iii) maior proporção de exóticas na área urbana; iv) e que a exclusão de exóticas aumente a especialização da rede. Os dados foram coletados em três áreas verdes urbanas e três fragmentos de vegetação em áreas rurais na região de Sorocaba, interior de São Paulo. Ao percorrer transectos nos locais, identificamos espécies vegetais em frutificação e registramos as interações entre aves e frutos, por observação focal das plantas de interesse. Para a análise dos dados, foram elaboradas redes de interações quantitativas das espécies vegetais e de aves que interagem. A caracterização das redes de interações considerou o número total de interações e as métricas de conectância ponderada, uniformidade de interações (E_2), especialização da rede (H_2'), aninhamento ponderado (wNODF) e modularidade (Q). Nós confirmamos parcialmente nossa hipótese. Detectou-se, de forma geral, maior diferença entre as áreas rurais e urbanas com as métricas de modularidade, especialização e aninhamento, que apontam menor persistência de espécies especialistas e maior prevalência de generalistas nas áreas verdes urbanas do que nas áreas rurais analisadas. Já as métricas de uniformidade de interações e conectância não tiveram diferenças significativas. A proporção de exóticas não foi mais significativa nas áreas urbanas, demonstrando um impacto importante nas áreas rurais. Por fim, como esperado, as espécies exóticas tiveram um papel generalista nas redes, aumentando o valor de especialização quando excluídas da rede. Estes resultados podem auxiliar a compreender a influência das alterações antrópicas e dos diferentes contextos espaciais na topologia das redes de interações, demonstrando seu impacto na composição da comunidade das áreas verdes inseridas em uma matriz antrópica.

Palavras-chave: Aninhamento, Fragmentos, Modularidade, Redes tróficas, Urbanização, Áreas periurbanas.

ABSTRACT

Interaction networks are a representation of species interactions, and their analysis allows a systematic view of the properties of communities and their trophic interactions. The analysis of anthropogenic disturbance in interaction networks involving frugivory must also consider the presence of exotic plant species and their effect on interaction networks is an important approach for proposing conservation strategies. This study aims to characterize and analyze the topology of interaction networks in rural and urban areas in a region in the interior of the state of São Paulo, considering the anthropized context, the presence of exotic species, and the participation of ecosystem services. Our hypothesis is that the topology of networks may present different characteristics, according to the predominant matrix in the spatial context in which the analyzed area is inserted, revealing i) greater generalization, connectance, and homogeneity of interactions in urban areas; ii) persistence of these characteristics in exclusively mutualistic and native plant networks; iii) a greater proportion of exotic species in urban areas; iv) and that the exclusion of exotic species increases the specialization of the network. Data were collected in three urban green areas and three vegetation fragments in rural areas in the Sorocaba region, in the interior of São Paulo. Along the transects traversed in these sites, we identified plants with fruits and recorded the interactions between bird and plant species, by focal observation. For the data analysis, quantitative interaction networks of the interacting plant and bird species were developed. The characterization of the networks considered the total number of interactions and the metrics of weighted connectance, interaction evenness ($E2$), network specialization ($H2'$), weighted nestedness ($wNODF$) and modularity (Q). We partially confirmed our hypothesis. In general, a greater difference was detected between rural and urban areas with the metrics of modularity, specialization and nestedness, which indicate lower persistence of specialist species and higher prevalence of generalists in urban green areas than in the rural areas analyzed. On the other hand, the metrics of interaction evenness and connectance did not show significant differences. The proportion of exotic species was lower in urban areas, which highlights an important impact in rural areas. Finally, as expected, exotic species played a generalist role in the networks, as the value of specialization was increased when they were excluded from the network. These results can help to understand the influence of anthropogenic changes and different spatial contexts on the topology of ecological networks and demonstrate their impact on the community composition of green areas inserted in an anthropogenic matrix.

Keywords: Nestedness, Fragments, Modularity, Trophic webs, Urbanization, Peri-urban areas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização das áreas de estudos em áreas rurais e urbanas abrangendo os municípios de Sorocaba e Salto de Pirapora no estado de São Paulo.....	16
Figura 2 - Curva de acumulação de espécies de plantas e de aves deste estudo.	21
Figura 3 - Redes de interações entre aves e plantas nos locais analisados..	22
Figura 4 - Redes de interações entre aves e plantas, com exclusão de espécies exóticas ao Brasil, nos locais analisados..	23
Figura 5 - Comportamento de consumo dos frutos registrados.	24
Figura 6 - Gráficos apresentando a classificação dos comportamentos alimentares das aves..	25
Figura 7 - Redes de interações de potencial dispersão de sementes entre aves e plantas, nos locais analisados.	26

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	11
1.1 OBJETIVOS	14
1.1.1 Geral	14
1.1.2 Específicos	14
2 MATERIAL E MÉTODOS	15
2.1 ÁREA DE ESTUDO	15
2.2 COLETA DE DADOS	16
2.3 ANÁLISE DE DADOS.....	17
2.3.1 Análise de espécies exóticas	19
2.3.2 Análise de potencial de dispersão de sementes	19
3 RESULTADOS	20
3.1 REDES DE INTERAÇÕES	21
3.1.1 Redes de interações com exclusão de plantas exóticas	23
3.1.2 Redes de interações com potencial de dispersão de sementes	24
4 DISCUSSÃO	28
5 CONCLUSÕES.....	32
APÊNDICE A – CÓDIGO DO RSTUDIO PARA ELABORAÇÃO DAS REDES	44
APÊNDICE B – LISTA DE ESPÉCIES DE PLANTAS	54
APÊNDICE C – LISTA DE ESPÉCIES DE AVES	57
APÊNDICE D – REDES DE INTERAÇÕES EM ALTA RESOLUÇÃO	59
APÊNDICE E – GRÁFICOS DE BOXPLOT COM AS MÉTRICAS DAS REDES.....	60

1 INTRODUÇÃO

O Brasil está entre os países neotropicais com maior riqueza de avifauna, e a maior quantidade de espécies endêmicas e globalmente ameaçadas, sendo a maior parte presentes na Amazônia e na Mata Atlântica, com 20% e 18% de endemismos, respectivamente (Develey, 2021). Entretanto, as espécies de aves são muito impactadas pela perda e degradação de habitats (com desmatamentos e queimadas), introdução de espécies exóticas e invasoras, poluição, expansão urbana e agropecuária (Marini, Garcia, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009; MacGregor-Fors, Schondube, 2011; Hansen *et al.*, 2013; Pizo, Tonetti, 2020), que impactam a riqueza de espécies, estoque de biomassa e biodiversidade local (Seto, Güneralp, Hutyrá, 2012; Piratelli, Franchin, Marín-Gómez, 2017; de Lima *et al.*, 2020; Melo *et al.*, 2022).

Aves são utilizadas para avaliar as dinâmicas da ecologia urbana, pois algumas espécies são capazes de formar comunidades complexas nessas áreas e de responder rapidamente às alterações de habitat (Moreno *et al.*, 2007; MacGregor-Fors, Ortega-Álvarez, Schondube, 2009; MacGregor-Fors, Schondube, 2011; Campos-Silva, Piratelli, 2020). Entretanto, o ambiente urbano também pode modificar a biologia comportamental e reprodutiva desses animais, com a provisão artificial e facilitada de alimentos (Robb *et al.*, 2008) e com introdução de espécies exóticas (MacGregor-Fors, Escobar-Ibáñez, 2017). Dentre diversas definições, as espécies exóticas podem ser consideradas aquelas que são transportadas para além dos limites da distribuição nativa da espécie, até um novo ambiente, e podem ou não ser capazes de se estabelecer e sobreviver (Blackburn *et al.*, 2011; Frost *et al.*, 2019). Estas espécies se tornam invasoras quando adquirem a capacidade de sobreviver e reproduzir nos novos locais, com dispersão dos indivíduos em diversos ambientes de ocorrência (Blackburn *et al.*, 2011). Espécies exóticas de plantas podem prover recursos às aves, como poleiros, locais de nidificação e alimentos; contudo, é possível que algumas alterem os processos naturais negativamente, ao introduzir novas relações bióticas, como competição e predação (Aslan, Rejmánek, 2010; Gray, van Heezik, 2016). A perda de cobertura florestal também está associada às mudanças de uso na terra por atividades agropecuárias, silvicultura e incêndios (Ribeiro *et al.*, 2009; Curtis *et al.*, 2018; Adorno *et al.*, 2025). Estas atividades, relacionadas principalmente aos agroecossistemas, prática de monoculturas, expansão agrícola e abertura de pastos, podem promover a invasão de espécies exóticas e ameaças à diversidade (Klink, Machado, 2005). Algumas espécies de aves são capazes de explorar e sobreviver em ambientes altamente alterados pelo homem, aproveitando estruturas e recursos antrópicos para forrageamento e nidificação, o que pode alterar a composição de espécies no local (MacGregor-Fors, Schondube, 2011; MacGregor-Fors, Escobar-Ibáñez, 2017). Áreas de alta densidade urbana podem ser responsáveis por reduzir a cobertura arbustiva nos centros urbanos e, por conseguinte, reduzir a efetividade de serviços ecossistêmicos como a dispersão de sementes (Melo *et al.*, 2022). Assim, as interações entre aves e plantas podem se modificar, pois são influenciadas pela heterogeneidade da paisagem, composição de espécies local e pelo comportamento das aves (Morán-López *et al.*, 2020; Camargo *et al.*, 2022; Moreno, Ribeiro, Piratelli, 2024). Com isso, há a necessidade de compreender os mecanismos de interações de

frugivoria e papel de espécies exóticas em ambientes antropizados e altamente modificados, como as áreas urbanas e agrícolas (Aslan & Rejmánek, 2010).

Por meio da frugivoria (i.e., consumo de frutos), alguns animais obtêm alimentos disponíveis de forma variável no tempo e espaço, o que influencia a abundância local, atividades de forrageamento e ciclos de vida desses frugívoros (Jordano, 2014; Naniwadekar *et al.*, 2019; Camargo *et al.*, 2022). Essas relações de interação do animal com o fruto desempenham importante papel para as espécies envolvidas, provendo recursos para frugívoros e serviços de dispersão de sementes para plantas (Bascompte, 2009; Carlo, Camargo, Pizo, 2022). As interações entre plantas e consumidores de frutos também influenciam a dinâmica dos ecossistemas, impactando a riqueza de espécies (Camargo *et al.*, 2022) e a diversidade das comunidades biológicas (Li *et al.*, 2022). A partir do estudo dessas interações ecológicas pode-se identificar funções ecológicas, distribuições e conexões de interações no espaço (Emer *et al.*, 2018).

Uma importante função ecológica realizada pelas aves que consomem frutos é a dispersão de sementes, em que as sementes e propágulos dos frutos são regurgitados, defecados ou carregados para locais distantes da planta-mãe, contribuindo para que essas sejam dispersas (Bascompte, 2009; Schupp, Jordano, Gómez, 2010; Carlo, Camargo, Pizo, 2022; Campagnoli, Christianini, Peralta, 2024). Essa interação mutualística pode desempenhar um papel positivo para as espécies envolvidas, providenciando recursos para os que consomem frutos e aumentando as chances de reprodução e germinação dos propágulos para plantas (Bascompte, 2009; Carlo *et al.*, 2022). No entanto, mesmo sementes efetivamente dispersas pelas aves, podem não ser adequadamente germinadas nas cidades e nas áreas rurais e periurbanas, pois não há garantia que cairá em solo propício nestes ambientes de alta perturbação (Moermond, Denslow, 1985; Simmons *et al.*, 2018). A impermeabilidade de locais asfaltados ou alta biomassa de gramíneas, pode reduzir a disponibilidade de propágulos que atingem o solo e impedir o recrutamento de plantas, com aumento da predação em áreas abertas, por exemplo (Engel, Parrotta, 2003). Entretanto, a avaliação desse tipo de interação ecológica é importante para entender se os processos ecológicos realizados pelas aves são alterados em decorrência da perturbação do ambiente em que se encontram, contribuindo para conservação e restauração desses locais (Howe, 2016; Carlo, Camargo, Pizo, 2022). A regeneração de ambientes perturbados e resiliência da funcionalidade ecológica são comprometidos pela perda de espécies-chave para funções e serviços ecossistêmicos essenciais, como a dispersão de sementes, que sofre com efeitos negativos diante da perda de habitat, fragmentação e perturbação das florestas por atividades antrópicas (Neuschulz *et al.*, 2016).

Uma ferramenta útil para a compreensão dos processos ecológicos e evolutivos de um ecossistema é a elaboração de redes de interações (Howe, 2016; Guimarães, 2020), que podem ser descritas como as relações de associações ecológicas observadas entre espécies, como plantas e os frugívoros que as visitam (Bascompte, Jordano, 2007; Carlo, Yang, 2011). A análise dessas redes possibilita uma visão sistemática das propriedades das comunidades e interações, permitindo a visualização do comportamento geral da rede e das espécies que a compõe (Bascompte, 2009; Heleno *et al.*, 2014) e a compreensão das relações entre consumidores de frutos e potenciais dispersores (Howe, 2016). Para representar as

características das redes, são calculadas métricas, que podem descrever aspectos da estrutura da rede ou dos elementos que a compõem. Com isso, é possível realizar previsões e perceber padrões ecológicos que podem ajudar a inferir problemas na funcionalidade dos ecossistemas decorrentes de fatores antrópicos (Tylianakis, Morris, 2017).

Com a expansão de atividades antrópicas, a intensa modificação no uso da terra causa declínio na diversidade da funcionalidade de espécies, como as florestais especialistas, e de guildas com alta sensibilidade ambiental, como os frugívoros especialistas (Newbold *et al.*, 2014; Campagnoli, Christianini, Peralta, 2024). Como resultado, a composição local da comunidade e o desempenho de funções ecológicas e serviços ecossistêmicos por elas realizados são impactados diretamente (Valiente-Banuet *et al.*, 2015). No caso de métricas estruturais da rede, aninhamento e modularidade já foram reportadas como descritores da estabilidade das redes de interação em uma comunidade, sendo bons indicadores de distúrbios antrópicos, como a invasão e introdução de plantas não nativas (Emer, Timóteo, 2020), enquanto a especialização, uniformidade de interações podem revelar características sobre a estrutura da rede e das interações, como a diversidade e homogeneidade de distribuição das interações (Blüthgen, Menzel, Blüthgen, 2006; Schneiberg *et al.*, 2020). Em áreas mais antropizadas, por exemplo, é esperado que haja um maior aninhamento, um padrão não-aleatório em que um grupo de espécies pouco conectadas (i.e. especialistas) interage com um subgrupo de espécies mais conectadas (i.e. generalistas), do que em áreas menos perturbadas (Carreira *et al.*, 2020; Schneiberg *et al.*, 2020). Isso se deve à composição das comunidades locais mais perturbadas, que geralmente consistem em um núcleo de generalistas interagindo com especialistas, enquanto há redução nas interações especialista-especialista (Emer *et al.*, 2020). Além disso, essa característica estaria associada a uma maior resistência da rede à perda de interações e perturbações (Li *et al.*, 2022). Perturbações de habitat resultantes da homogeneização do uso da terra, com a expansão agrícola, levam à uma redução na riqueza de espécies frugívoras de aves e à substituição de espécies sensíveis a alterações ambientais por aves mais generalistas (Bonfim *et al.*, 2024).

De forma similar, é esperado que a modularidade, uma métrica que indica a presença de subgrupos de espécies (módulos) com mais interações dentro dos subgrupos do que entre estes (Olesen *et al.*, 2007; Menezes Pinto *et al.*, 2021), apresente menores valores com o aumento de interferências antrópicas como a urbanização, devido à perda de interações entre plantas e aves especialistas e à persistência de algumas espécies generalistas que se conectam com diversas espécies da rede (Dormann, Fründ, Schaefer, 2017; Emer *et al.*, 2018). Redes modulares indicam maior estabilidade funcional e são menos sensíveis aos distúrbios, devido à redundância de interações dentro do módulo, o que aumenta a resistência à perda de, neste caso, frugívoros (Carreira *et al.*, 2020). Ademais, outras métricas podem ser usadas para analisar a funcionalidade e composição das interações de um local, como a uniformidade de interações (E_2 , do inglês *interaction evenness*) que mede a semelhança na distribuição das espécies que interagem em uma rede, apresentando menores valores com a presença de espécies altamente generalistas, que contribuem para uma distribuição de interações mais heterogênea ao longo da rede (Emer, Memmott, 2023). Já a métrica de especialização da rede (H_2'), que estima o nível de compartilhamento de parceiros entre as espécies da rede, apresenta valores próximos a zero

quando há uma maior similaridade na abundância entre diferentes espécies que compõem a rede, indicando maior sobreposição e redundância de interações (Emer *et al.*, 2020; Schneiberg *et al.*, 2020; Wang *et al.*, 2023) como, por exemplo, em áreas com maior perturbação antrópica. Interações de frugivoria em meio ao ambiente urbano podem apresentar maior generalização das interações e menor número de especialistas, considerando a baixa permeabilidade da matriz e pouca diversidade de recursos (Schneiberg *et al.*, 2020). Com isso, a conectância da rede, i.e., a relação entre número de interações observadas e o número de interações possíveis de ocorrer (Carlo, Yang, 2011; Landi *et al.*, 2018; Guimarães, 2020), também pode apresentar menores valores em uma área com pouca interferência antrópica, pois pode ser considerada um indicador da especialização da rede, em que altos valores de conectância estão relacionadas à uma baixa especialização (Martins *et al.*, 2022). Redes com alta conectância tendem a ser mais estáveis e resilientes a perturbações, porque a perda de espécies pode ser compensada por outras, através de interações redundantes (Vieira, Almeida-Neto, 2015; Tylianakis, Morris, 2017). Visto isso, a compreensão das características das redes de interações de frugivoria em locais antropizados pode subsidiar ações de conservação e restauração de áreas perturbadas (Howe, 2016; Tylianakis, Morris, 2017; Vázquez *et al.*, 2022).

Assim, este estudo tem por objetivo a realização de coletas e análise de dados de interações de frugivoria, visando caracterizar e comparar a topologia das redes de interações entre aves e plantas com frutos em áreas verdes urbanas e rurais em uma região no interior do estado de São Paulo, considerando esses diferentes contextos de antropização. Nossa hipótese é que a topologia das redes pode ser um indicativo de diferença entre dois tipos de antropização, dados pela matriz predominante no contexto espacial em que a área analisada está inserida, revelando uma maior generalização das redes urbanas. Com a análise das métricas estruturais da rede, é esperado que i) as redes de interações em áreas urbanas apresentem menor modularidade, maior grau de aninhamento, menor índice especialização e menor uniformidade de interações do que os fragmentos de vegetação nativa em áreas rurais, devido à maior presença de interações especializadas nesta última; ii) Também espera-se que essas características se mantenham em redes mutualísticas e excludentes de espécies exóticas ao Brasil; iii) Que as áreas urbanas apresentem um maior porcentagem de espécies exóticas; iv) Por fim, que a exclusão de espécies exóticas torne as redes rurais e urbanas mais especializadas e modulares, com redução nos valores de aninhamento, conectância e uniformidade de interações.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Geral

Caracterizar e analisar a topologia das redes de interações em áreas rurais e urbanas em uma região no interior do estado de São Paulo, buscando compreender como métricas estruturais da rede podem servir como indicadores dos diferentes contextos de antropização e avaliar a persistência de interações ecológicas nestes ambientes simplificados.

1.1.2 Específicos

- Coletar dados de interações de frugivoria entre espécies de aves e plantas ao longo de transectos em áreas rurais e urbanas.
- Gerar e analisar as métricas das redes de interações obtidas com os dados de três áreas verdes rurais e três áreas verdes urbanas.
- Comparar e analisar a influência de espécies de plantas exóticas nas redes de interações analisadas, buscando entender o impacto em cada uma dos diferentes contextos espaciais.
- Registrar os comportamentos de consumo dos frutos pelas aves, buscando avaliar o potencial de dispersão de sementes e compreender como redes mutualísticas se estruturam considerando o contexto antrópico da área.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Para obter os dados de interações entre aves e frutos, a coleta de dados foi realizada em seis locais nos municípios de Sorocaba e Salto de Pirapora, estado de São Paulo (Figura 1). Nesses locais, três locais foram selecionados em áreas verdes urbanas e três locais em propriedades com fragmentos de vegetação em áreas rurais. Estas áreas verdes urbanas são afetadas por impactos antrópicos em suas proximidades como prédios e edificações, pavimentação das ruas, circulação frequente de pessoas e veículos, e presença de espécies exóticas ornamentais, sendo também alvos de poluição sonora, das águas e do ar (Carvalho, 2008; Mello, 2012; Cardoso-Leite *et al.*, 2014). Com alguns impactos similares, como espécies vegetais exóticas, poluição das águas e circulação de pessoas e veículos, as áreas verdes das propriedades rurais são próximas a trilhas de terra e algumas áreas pavimentadas, gramíneas exóticas como *Brachiaria* spp., plantações de eucalipto, pastos para criação de gado e monoculturas ao redor (Côrrea *et al.*, 2014).

Ao longo do desenvolvimento da região de Sorocaba, ocorreram diversas modificações da paisagem que contribuíram para a fragmentação e perda da vegetação nativa na região. No fim do século XIX, muitas fábricas começaram a se instalar na região de Sorocaba, pontuando a região com acelerado crescimento industrial e econômico e, conseqüentemente, expansão urbana (Carvalho, 2008). Além disso, a expansão de atividades silviculturais e agropecuárias se estendeu na região, com cerca de 17,5% de zona rural no município de Sorocaba, contribuindo para a redução no número e tamanho de fragmentos florestais (Mello, 2012).

Ambas as áreas rurais e urbanas estão inseridas em regiões de floresta secundária com fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, em um ecótono de Mata Atlântica e Cerrado (Mello, 2012). O clima da região é classificado como Cwa de acordo com Köppen (1948), caracterizado por ser subtropical quente, com inverno seco e verão quente, com temperaturas acima de 22°C.

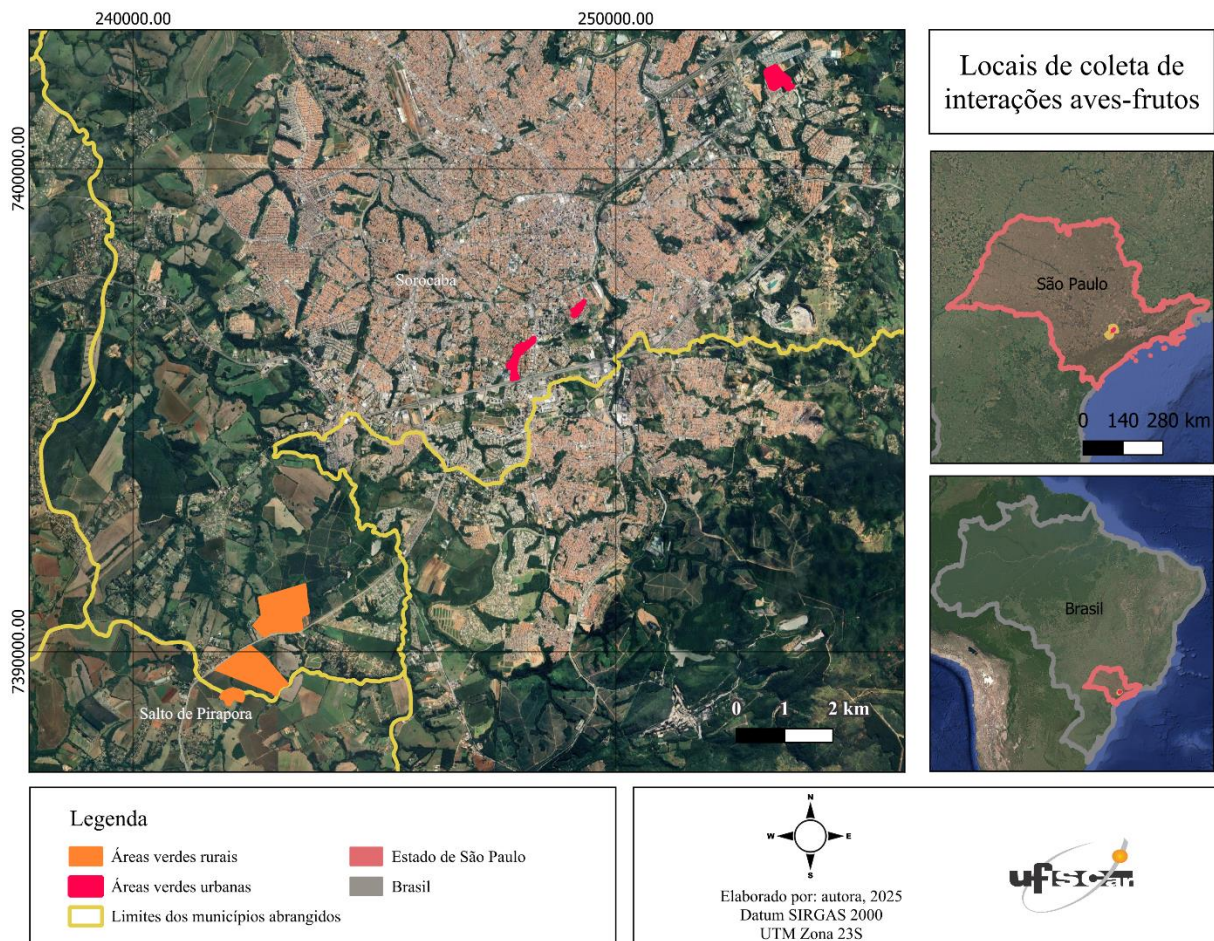


Figura 1 - Localização das áreas de estudos em áreas rurais (polígonos em laranja) e urbanas (polígonos em vermelho) abrangendo os municípios de Sorocaba e Salto de Pirapora no estado de São Paulo. Fonte: elaboração própria.

2.2 COLETA DE DADOS

Os dados de interações de frugivoria foram coletados no período de novembro de 2023 a dezembro de 2025, de uma a duas vezes por mês em cada local. As coletas de dados de registros de interações entre aves e frutos foram realizadas com base no método focal proposto por Pizo e Galetti (2010). Ao longo de transectos foram reconhecidas espécies vegetais com presença de frutos verdes e maduros nos locais selecionados (Rodrigues, 2015; Naniwadekar *et al.*, 2019; Quitián *et al.*, 2019) e, para posterior identificação destas, foi coletado material botânico ou fotográfico de aspectos dendrológicos das espécies registradas interagindo (Cardoso-Leite *et al.*, 2014). A partir disso, por meio do método focal, foram registradas as interações entre aves e frutos nas plantas em frutificação, sendo cada planta de interesse observada por período de 10 a 30 minutos, a depender da quantidade de interações. Os transectos foram definidos após uma análise prévia em campo em trilhas já existentes e com presença de plantas frutíferas, variando entre 700 e 1000 metros por local, dentro das limitações de espaço presentes (Tabela 1).

Tabela 1. Áreas totais aproximadas das propriedades e distância aproximada dos transectos onde foram realizadas as coletas de dados, dos seis *sites* contemplados neste estudo.

	Áreas rurais			Áreas verdes urbanas		
	UFSCar	Ecoresidencial Jequitibá	Sítio São João	Parque Zila Sisternas Fiorenzo	Parque N. Chico Mendes	Parque C. Alberto de Souza
Coordenadas	23°35'02"S 47°31'21"W	23°34'20"S 47°30'56"W	23°35'18"S 47°31'39"W	23°31'01"S 47°27'21"W	23°28'26"S 47°24'53"W	23°31'32"S 47°28'07"W
Área total aproximada (m²)	700.000	517.120	105.525	28.766	155.256	104.301
Transecto (m)	1.000	800	700	700	800	1.000

Fonte: elaboração própria.

As observações para registro das interações ave-planta foram realizadas no período da manhã (entre 6h00 e 12h30; Camargo *et al.*, 2022) e/ou ao final da tarde (entre 15h00 e 18h30; Naniwadekar *et al.*, 2019; Pizo, Galetti, 2010), evitando momentos climáticos adversos de chuvas e ventos fortes. As observações foram feitas a olho nu e com o auxílio de câmeras fotográficas e binóculos 7x35 TASCOWA Zip Focus. Utilizando uma planilha de campo, foram registrados, no local amostrado, eventos de frugivoria, espécies de plantas e aves envolvidas, número de interações e comportamento de consumo dos frutos (Rodrigues, 2015; Naniwadekar *et al.*, 2019). O comportamento de consumo de frutos foi registrado a partir do modo como as aves mandibularam o alimento ao consumi-lo e a forma em que se locomoveram para obter o alimento (Moermond, Denslow, 1985; Rodrigues, 2015; Simmons *et al.*, 2018; Morán-López *et al.*, 2020).

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Para realizar a análise das interações entre frugívoros e plantas, foram elaboradas redes de interações, que se configuram como um grafo bipartido, em que as espécies (*i.e.*, nódulos) se conectam através de interações tróficas ou mutualísticas (*i.e.*, linhas; Bascompte, 2007; Bascompte, Jordano, 2007; Carlo, Yang, 2011). Para isso, foi necessário construir matrizes que relacionam as espécies vegetais e as espécies de aves que interagem com estas (Jordano, Bascompte, Olesen, 2003), sendo representadas como B_{AxP} , onde as plantas P são arranjadas em linhas e as aves A em colunas. Na matriz, um elemento a_{ij} indica quando uma determinada planta i interage com um animal j (Menezes Pinto *et al.*, 2021). Para gerar as redes de interações, foram construídos grafos bipartidos por meio do software RStudio (RStudio Team, 2023). Como forma de reduzir o viés de amostragem, foi feita a análise quantitativa da rede, em que a matriz retrata a frequência de interações entre aves e frutos (Dáttilo *et al.*, 2019; Carreira *et al.*, 2020; Schneiberg *et al.*, 2020). Como parâmetros e métricas para análise da rede (Tabela 2),

buscando responder à hipótese deste estudo, foram considerados, o número total de interações, conectância ponderada (C), uniformidade de interações (E_2 , do inglês *interaction evenness*), especialização da rede (H_2'), aninhamento ponderado (wNODF) e modularidade ponderada (Q).

Tabela 2. Resumo das definições de cada métrica estrutural da rede de interações utilizada neste estudo.

Métricas da rede	Definição
Conectância ponderada (C)	Mede a relação entre densidade de interações e o total de espécies na rede (Carlo, Yang, 2011; Landi <i>et al.</i> , 2018; Simmons <i>et al.</i> , 2018; Martins <i>et al.</i> , 2022).
Uniformidade de interações (E_2)	Mede a heterogeneidade da distribuição de interações entre as espécies de uma rede, calculada pela diversidade de Shannon (Schneiberg <i>et al.</i> , 2020; Wang <i>et al.</i> , 2023)
Aninhamento ponderado (wNODF)	Calcula o valor de aninhamento para uma matriz quantitativa, medindo o quanto as espécies especialistas interagem com subgrupos das espécies generalistas, mais conectadas (Almeida-Neto, Ulrich, 2011; Guimarães, 2020)
Especialização (H_2')	Mede a seletividade de parceiros entre as espécies, onde, uma menor sobreposição de interações, valoriza a especialização da rede (Blüthgen, Menzel, Blüthgen, 2006; Emer <i>et al.</i> , 2020; Emer, Memmott, 2023)
Modularidade ponderada (Q)	Mede a compartimentalização da rede, onde as espécies dentro de um subgrupo (módulo) interagem mais entre si do que com outras espécies de fora do módulo (Olesen <i>et al.</i> , 2007; Guimarães, 2020).

Fonte: elaboração própria.

Para cálculo das métricas da rede, considerando a frequência das interações, o aninhamento foi calculado pelo NODF ponderado, o wNODF (métrica de aninhamento ponderado baseada em sobreposição e preenchimento decrescente, do inglês, *Weighted Nestedness metric based on Overlap, Decreasing Fill*), que mede a assimetria das interações a partir da sequência decrescente de marginais totais, na qual valores variam de 0 (rede não aninhada) a 100 (rede altamente aninhada; Almeida-Neto, Ulrich, 2011; Schneiberg *et al.*, 2020). A modularidade ponderada, com valores foi calculada pelo algoritmo DIRTLPAb+, a partir da função computeModules no software RStudio (Beckett, 2016; Dormann *et al.*, 2023). O DIRTLPAb+ separa estocasticamente a rede em módulos para realizar vários cálculos de modularidade, até que um valor ótimo seja atingido, variando de 0 a 1 (Dáttilo *et al.*, 2019). A conectância ponderada foi calculada como densidade ponderada de interações dividida pela riqueza de espécies, apresentando valores maiores quando mais as espécies estão conectadas entre si (Landi *et al.*, 2018; Pires, Melo, 2020).

Cada área também foi avaliada quanto à uniformidade de interações (E_2), calculada como a soma da proporção de uma interação da diversidade de Shannon dividido pelo número total de interações, em que o valor próximo a zero indica alta heterogeneidade de distribuição e próximo a um indica uma distribuição mais homogênea das interações (Schneiberg *et al.*, 2020; Emer, Memmott, 2023). Outra métrica utilizada foi a de especialização (H_2'), calculada pela comparação entre as frequências de distribuição de interações observadas e as esperadas, baseadas no valores marginais totais (*i.e.*, número de ligações) das espécies (Blüthgen, Menzel, Blüthgen, 2006; Dugger *et al.*, 2019).

Para avaliar a significância estatística das métricas observadas, estas foram comparadas a modelos nulos de acordo com Patefield (1981), que cria redes com interações aleatórias entre as espécies, mantendo o tamanho da rede observada e número marginal total constante, o que controla o número de espécies raras presentes na rede (Menezes Pinto *et al.*, 2021). Com isso, foram geradas 100 matrizes aleatórias para cada uma das redes a serem analisadas (Ulrich, Almeida-Neto, Gotelli, 2009). Depois, para testar o quanto estas redes aleatórias diferem dos valores observados para cada métrica, foram utilizados *z-scores*, calculados a partir da fórmula ($Z=[x - m]/sd$), sendo x = valor observado da métrica, m = média dos valores das matrizes simuladas no modelo nulo, sd = desvio padrão dos valores da métrica pelas matrizes simuladas (Menezes Pinto *et al.*, 2021). Por fim, a partir dos valores de *z-score*, foi obtido o valor de significância através do valor de *p* (*p-value*), em que é dado um intervalo de até 95% de confiança. A construção e as análises estatísticas das redes de interações, foram realizadas por meio do software RStudio versão 4.3.1 (RStudio Team, 2023), utilizando os pacotes *vegan* e *bipartite* (Apêndice A).

2.3.1 Análise de espécies exóticas

Espécies exóticas ou invasoras a uma determinada região não compartilham uma história evolutiva direta com os parceiros ecológicos que interagem (De Araújo *et al.*, 2015). Com isso, foi considerado nesse estudo o país de origem das espécies de plantas, definindo como exóticas aquelas cuja distribuição original não abrange o território brasileiro e como nativas aquelas que se originam do Brasil (De Araújo *et al.*, 2015). Os dados de distribuição original das espécies foram obtidos de acordo com Cardoso; Filardi; Forzza (2020), Carvalho (2008b) e Royal Botanic Gardens (2024). Para melhor compreender o papel das espécies exóticas ao Brasil nas redes de interações obtidas, foi realizada uma análise de exclusão, em que estas espécies são retiradas dos dados e as redes são geradas novamente apenas com espécies de plantas nativas (Arroyo-Correa, Burkle, Emer, 2020; Emer, Timóteo, 2020).

2.3.2 Análise de potencial de dispersão de sementes

Visando analisar a participação de eventos mutualísticos e antagonísticos em cada área, os comportamentos de consumo dos frutos pelas aves foram registrados (Bascompte, 2009; Simmons *et al.*, 2018). Estudos com interesse em avaliar o potencial de dispersão de sementes em uma comunidade devem incorporar informações de comportamento de consumo e manuseio dos frutos e sementes. Eventos de interação entre animais e plantas não necessariamente refletem na dispersão desses propágulos, pois incluem comportamentos agonísticos como predação de sementes e consumo de apenas partes externas dos frutos, sem acessar o propágulo (Howe, 2016; Simmons *et al.*, 2018; Carlo, Camargo, Pizo, 2022). Com isso, para realizar uma

análise contendo apenas as interações com potenciais de dispersão de sementes, e assim com potencial de serviço ecossistêmico, é importante desconsiderar interações como bicar a polpa dos frutos, despedaçar e esmagar as sementes, e considerar apenas interações como a ingestão e remoção dos frutos, que permitem a dispersão efetiva das sementes. A partir disso, foi feita uma distinção dos comportamentos de manuseio dos frutos adaptada da literatura (Moermond, Denslow, 1985; Rodrigues, 2015), em que foram distinguidos os comportamentos de engolir (EN), esmagar (ES), despedaçar (DES), bicar (BIC) e derrubar (DER), em que a ave se empoleira, pousa no chão ou se locomove entre os galhos de uma mesma planta para interagir com os frutos, e o comportamento de remover (REM) em que a ave captura o fruto em voo (Tabela 3).

Tabela 3. Quadro explicativo com as categorias de comportamentos de interação com os frutos.

Comportamento	Descrição
Engolir (EN)	Ingestão completa do fruto inteiro, com consumo da(s) semente(s).
Esmagar (ES)	A ave pressiona a mandíbula contra o fruto, de forma que este se deforma, se amassa ou se esmaga.
Despedaçar (DES)	A ave rasga, arranca pedaços ou mastiga o fruto ou a polpa com o bico, podendo ou não consumir as sementes no processo.
Bicar (BIC)	A ave perfura, rasga ou arranca pedaços do fruto com o bico para consumir a polpa, ou manuseia o alimento com o bico, sem mastigar ou engolir.
Derrubar (DER)	A ave interage com o fruto sem consumi-la ou carregá-la e a derruba nas imediações próximas à planta-mãe.
Remover (REM)	A ave retira o fruto da planta e alça voo com o fruto no bico.

Fonte: elaboração própria. Adaptado de Rodrigues (2015) e Moermond, Denslow (1985).

3 RESULTADOS

Os dados foram coletados por 14 meses, de 15 de novembro de 2023 a 15 de dezembro de 2024, com 760 interações registradas em 282 horas de amostragem, 132 coletas e cerca de 110 km percorridos. A amostragem de espécies de aves ficou mais perto de atingir o platô da curva de acumulação do que a de espécies vegetais, mas ainda, ambas necessitariam maior esforço de coleta para atingir idealmente o número suficiente de espécies amostradas (Figura 2). Para as plantas, foram registradas um total de 71 espécies interagindo, pertencentes a 28 famílias e 22 ordens, sendo 44 espécies (62%) nativas do Brasil. Destacaram-se as famílias taxonômicas Myrtaceae, com 12 espécies, e Moraceae, com cinco espécies (Apêndice B). No total, 48 espécies de aves participaram das interações, de 18 famílias e 6 ordens. As famílias de aves mais proeminentes foram Tyrannidae e Thraupidae, de forma geral e em cada área, ambas com 11 espécies cada (Apêndice C).

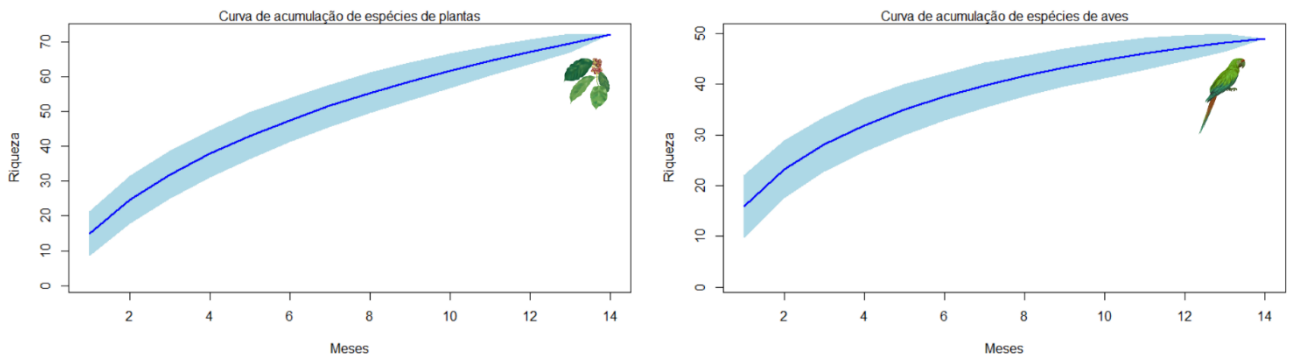


Figura 2 - Curva de acumulação de espécies de plantas e de aves deste estudo. Fonte: elaboração própria.

Na área rural, foram registradas 37 espécies de aves, pertencentes a 11 famílias e 4 ordens. As espécies de aves que interagiram com maior número de espécies e apresentaram maior número de interações foram, respectivamente o sanhaço-cinzento (*Thraupis sayaca*; 79 interações e 31 espécies de plantas), sabiá-barranco (*Turdus leucomelas*; 45 interações e 19 espécies de plantas) e periquitão-maracanã (*Psittacara leucophthalmus*; 30 interações e 13 espécies de plantas). Quanto às plantas, foram registradas 43 espécies, sendo 26 (60,5%) nativas do Brasil, que pertencem a um total de 27 famílias e 16 ordens. As espécies vegetais que interagiram com maior número de espécies e apresentaram maior número de interações foram, respectivamente a canela-amarela (*Nectandra lanceolata*; 52 interações e 14 espécies de aves; nativa), árvore-polvo (*Heptapleurum actinophyllum*; 31 interações e 10 espécies de aves; exótica) e sapateiro (*Pera glabrata*; 28 interações e 11 espécies de aves; nativa).

Já no meio urbano, participaram da rede 38 espécies de aves, pertencentes a 16 famílias e 6 ordens. As três espécies de aves que mais interagiram com espécies e apresentaram maior número de interações foram semelhantes às áreas rurais, com, respectivamente sanhaço-cinzento (107 interações e 32 espécies de plantas), sabiá-barranco (106 interações e 23 espécies de plantas), sendo que o periquitão-maracanã, sanhaço-do-coqueiro (*Thraupis palmarum*) e bem-te-vi (*Pitangus sulphuratus*) obtiveram o terceiro maior número de interações (26), mas o sanhaço-do-coqueiro obteve a terceira maior riqueza de espécies que interagiu (18, sendo 26 interações). Foram coletados dados de 46 espécies de plantas que interagiram, de 25 famílias e 16 ordens, das quais 30 espécies (65,2%) são nativas do Brasil. As espécies vegetais que interagiram com maior número de espécies de aves e apresentaram maior número de interações foram, respectivamente aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolia*; 60 interações e 16 espécies de aves; nativa), figueira-benjamim (*Ficus benjamina*; 43 interações e 12 espécies de aves; exótica), amoreira-preta (*Morus nigra*; 40 interações e 11 espécies de aves; exótica).

3.1 REDES DE INTERAÇÕES

Foram gerados conjuntos de redes de interações, da área urbana e rural, para cada um dos fatores que se buscou avaliar, considerando uma avaliação geral, a exclusão de espécies exóticas e apenas interações mutualísticas, com potencial de dispersão de sementes. As redes

de interações em maior resolução podem ser encontradas no Apêndice D. Os valores observados de cada métrica são apresentados na tabela 4, assim como os resultados dos testes de *Z-score* e valores de *p* obtidos. Uma forma gráfica de visualização da significância estatística dos modelos nulos está apresentada em forma de *boxplots* no Apêndice E.

A rede completa das áreas verdes rurais (Figura 3A) apresentou um total de 320 interações, em 66 coletas e 150,5 horas. A análise das métricas revelou uma rede especializada ($H_2' = 0,33; p < 0,001$) e modular ($Q = 0,43; p < 0,001$), pouco conectada ($C = 0,1; p < 0,001$) e pouco uniforme ($E_2 = 0,63; p < 0,001$). O teste de significância indicou que a rede é aninhada aleatoriamente ($wNODF = 15,97, p < 0,05$), não divergindo significativamente dos modelos nulos.

A rede gerada para as áreas verdes urbanas (Figura 3B) apresentou maior número de interações do que as áreas rurais, com 440 registros, em 66 coletas e 132 horas. Com a análise das métricas e dos modelos nulos, foi observado que essa rede é especializada ($H_2' = 0,28; p < 0,001$), e modular ($Q = 0,33; p < 0,001$) pouco conectada ($C = 0,1; p < 0,001$), pouco uniforme ($E_2 = 0,63; p < 0,001$) e pouco aninhada ($wNODF = 19,89; p < 0,05$).

Ao comparar as redes, a área rural apresentou uma maior especialização H_2' e modularidade, menor aninhamento do que as áreas urbanas. As métricas de uniformidade de interações e conectância apresentaram valores similares entre as áreas e não divergiram suficientemente para fins de comparação.

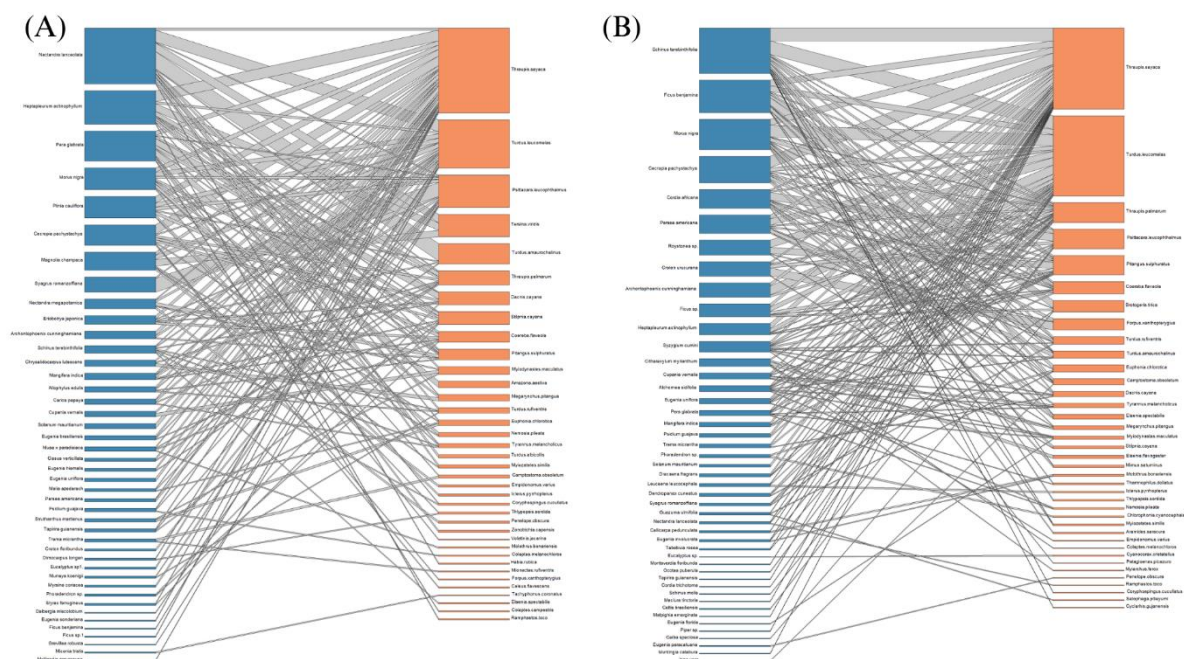


Figura 3 - Redes de interações entre aves e plantas nos locais analisados. As caixas azuis (à esquerda) representam espécies de plantas, as caixas laranja (à direita) representam espécies de aves e as linhas cinzas que as conectam indicam interações, com sua espessura e tamanho representando o número relativo de interações. A) rede das áreas verdes rurais; B) rede das áreas verdes urbanas. Fonte: elaboração própria.

3.1.1 Redes de interações com exclusão de plantas exóticas

Ao excluir as espécies vegetais exóticas do Brasil das redes, algumas métricas sofreram alterações enquanto outras não. Resultou-se em 201 interações nas áreas rurais e 202 interações nas áreas urbanas. Em relação à rede de interações completa com espécies exóticas, as de áreas rurais somente com espécies nativas (Figura 4A) apresentaram um aumento nos índices de modularidade ($Q = 0,52$; $p < 0,001$) e especialização ($H_2' = 0,38$; $p < 0,001$), uma redução no valor uniformidade de interações ($E_2 = 0,61$; $p < 0,001$) e conectância ($C = 0,09$; $p < 0,001$), enquanto a rede foi pouco aninhada, mas significativamente divergente dos modelos nulos ($wNODF = 12,85$; $p < 0,001$).

Para as redes urbanas (Figura 4B), a exclusão de espécies exóticas resultou em maior modularidade ($Q = 0,42$; $p < 0,001$) e especialização ($H_2' = 0,29$; $p < 0,001$), e menores valores de aninhamento ($wNODF = 14,54$; $p < 0,05$), uniformidade de interações ($E_2 = 0,58$; $p < 0,001$) e conectância ($C = 0,09$; $p < 0,001$).

A rede de interações de áreas rurais em relação à de áreas urbanas foi mais especializada, uniforme e modular, e menos aninhada, sendo que o valor de conectância foi o mesmo para ambas.

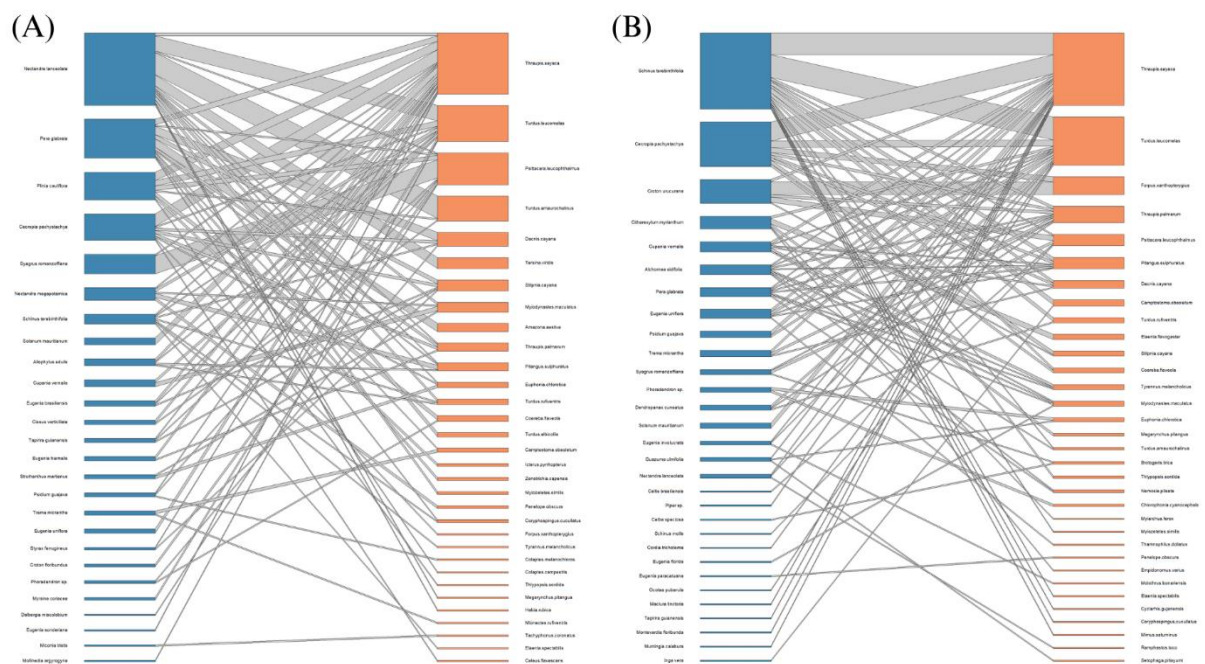


Figura 4 - Redes de interações entre aves e plantas, com exclusão de espécies exóticas ao Brasil, nos locais analisados. As caixas azuis (à esquerda) representam espécies de plantas, as caixas laranja (à direita) representam espécies de aves e as linhas cinzas que as conectam indicam interações, com sua espessura e tamanho representando o número relativo de interações. A) rede das áreas verdes rurais; B) rede das áreas verdes urbanas. Fonte: elaboração própria.

3.1.2 Redes de interações com potencial de dispersão de sementes

Neste estudo, também foram registrados os tipos de comportamento de alimentação, com quase metade das interações consistindo em eventos potenciais de dispersão de sementes (PDS) para ambas as áreas (Figura 5), sendo 47,1% no ambiente urbano e 52,8% no ambiente rural, considerando comportamentos de engolir ou remover o fruto.

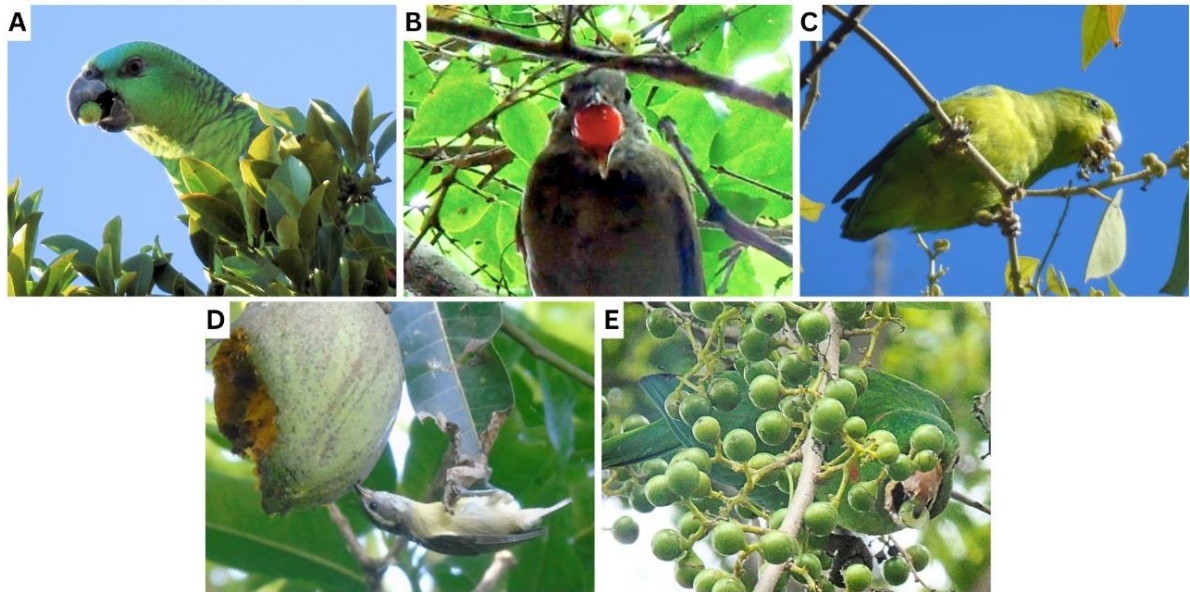


Figura 5 - Comportamento de consumo dos frutos registrados. A) Remover: papagaio-verdadeiro (*Amazona aestiva*) removendo o fruto do sapateiro (*Pera glabrata*). B) Engolir: sabiá-barranco (*Turdus leucomelas*) engolindo fruto inteiro de pitanga (*Eugenia uniflora*). C) Despedaçar: tuim (*Forpus xanthopterygius*) despedaçando fruto de sangra-d'água (*Croton urucurana*). D) Bicar: cambacica (*Coereba flaveola*) bicando o fruto da mangueira (*Mangifera indica*). E) Esmagar: periquitão-maracanã (*Psittacara leucophthalmus*) esmagando frutos de *Cordia africana* para alcançar a polpa. Fonte: elaboração própria.

A área urbana obteve 30,8% de interações com ingestão dos frutos (EN) e 16,4% com remoção do fruto da planta (REM), como potenciais de dispersão de sementes, enquanto as áreas rurais apresentaram 28,4% de ingestão (EN) e 24,4% de remoção (REM). Além disso, o comportamento de interação dominante na área urbana foi o de bicar o fruto (BIC), com 31,4%, e similar à porcentagem de ingestão, o de bicar também foi observado em 28,4% das interações nas áreas rurais. Por fim, os comportamentos antagonísticos de despedaçamento dos frutos (DES) e esmagamento (ES), também foram registrados com 14,2% e 4,2% nas áreas urbanas, respectivamente, e 8,4% e 1,9% nas áreas rurais. O comportamento de derrubar os frutos (DER) não foi muito observado, apenas com 1 interação na área urbana e nenhuma no ambiente rural (Figura 6).

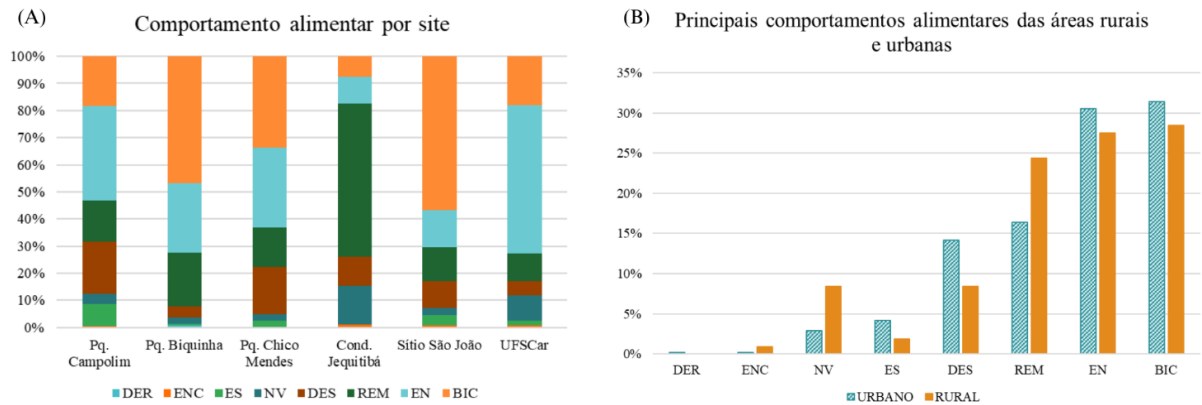


Figura 6 - Classificação dos comportamentos alimentares das aves. A) por porcentagem de comportamento observado em cada local (*site*) amostrado; B) por tipo de alimentação nas áreas rurais e urbanas. Legenda: EN - Engolir; ES - Esmagar; DES - Despedaçar; BIC - Bicar; REM - Remover e voar; DER- Derrubar; NV - não visto claramente. Fonte: elaboração própria.

Após a seleção exclusiva das interações que possuem potencial de dispersão, as redes de áreas rurais (Figura 7A) demonstraram um aumento nos índices de modularidade ($Q = 0,47$; $p < 0,001$) e especialização ($H_2' = 0,36$; $p < 0,001$) e uma redução na uniformidade de interações ($E_2 = 0,61$; $p < 0,001$) e conectância ($C = 0,09$; $p < 0,001$), em relação à rede de áreas rurais completa, i.e., considerando espécies exóticas e nativas e interações de frugivoria de forma geral. O aninhamento apresentou um valor baixo ($wNODF = 12,87$; $p < 0,05$).

Ao considerar apenas o potencial de dispersão para as redes urbanas (Figura 7B), resultou-se em maior modularidade ($Q = 0,35$; $p < 0,001$) e especialização ($H_2' = 0,29$; $p < 0,001$), e menores valores de aninhamento ($wNODF = 16,19$; $p < 0,05$), uniformidade de interações ($E_2 = 0,61$; $p < 0,001$), enquanto a conectância ($C = 0,09$; $p < 0,001$) se manteve.

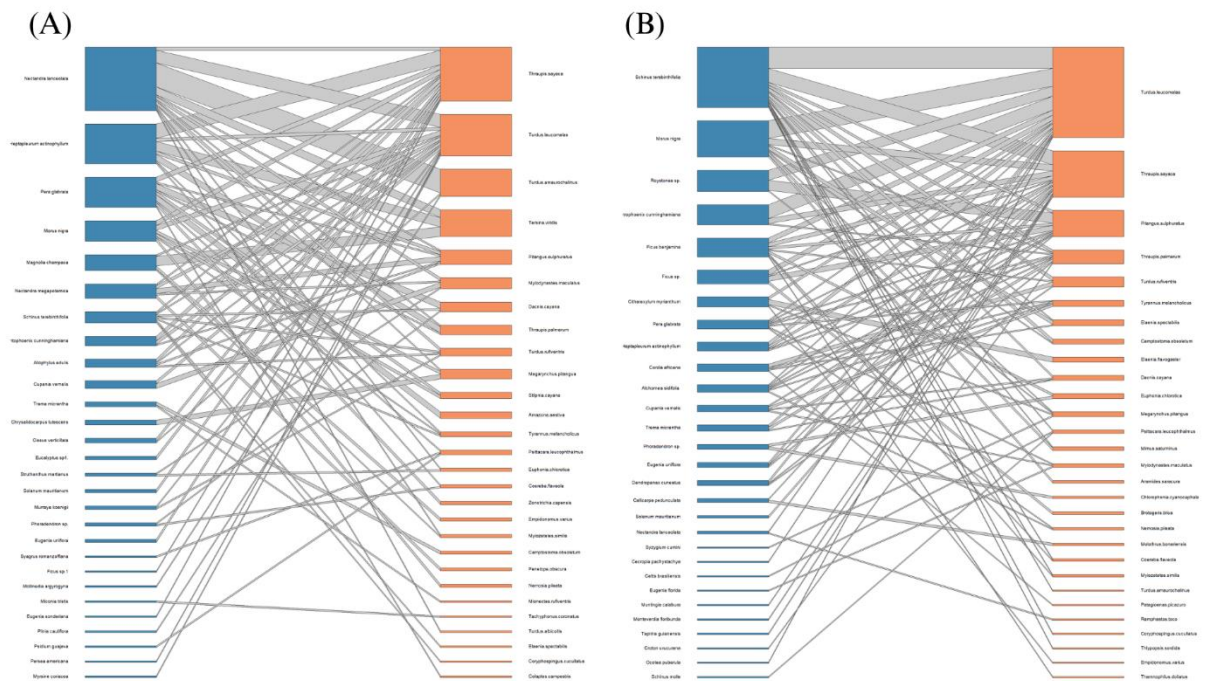


Figura 7 - Redes de interações de potencial dispersão de sementes entre aves e plantas, nos locais analisados. As caixas azuis (à esquerda) representam espécies de plantas, as caixas laranja (à direita) representam espécies de aves e as linhas cinzas que as conectam indicam interações, com sua espessura e tamanho representando o número relativo de interações. A) rede das áreas verdes rurais; B) rede das áreas verdes urbanas. Fonte: elaboração própria.

Considerando a potencial dispersão de sementes, a rede de interações de áreas rurais em relação à de áreas urbanas foi mais especializada e modular, e menos aninhada e conectada, entretanto, o valor de uniformidade de interações foi o mesmo para ambas.

Tabela 4. Resumo das métricas, valores de *z-score* e valores de *p* (significância), calculados a partir dos modelos nulos, para as redes de interações de áreas rurais e urbanas.

Considerando espécies exóticas e nativas do Brasil						
Métricas da rede	Rede rural			Rede urbana		
	métrica	<i>z-score</i>	p-valor	métrica	<i>z-score</i>	p-valor
Especialização H_2'	0,33	12,78	$p < 0,01^*$	0,28	13,54	$p < 0,001^*$
Conectância ponderada	0,10	-4,82	$p < 0,01^*$	0,10	-7,08	$p < 0,001^*$
Uniformidade de <i>interações</i>	0,63	-12,78	$p < 0,01^*$	0,63	-13,49	$p < 0,001^*$
Aninhamento ponderado	15,97	-0,83	$p > 0,05$	19,89	-2,16	$p < 0,05^*$
Modularidade ponderada	0,43	12,52	$p < 0,01^*$	0,33	11,37	$p < 0,001^*$
Com exclusão de espécies exóticas ao Brasil						
Métricas da rede	Rede rural			Rede urbana		
	métrica	<i>z-score</i>	p-valor	métrica	<i>z-score</i>	p-valor
Especialização H_2'	0,38	21,59	$p < 0,01^*$	0,29	5,84	$p < 0,001^*$
Conectância ponderada	0,09	-8,50	$p < 0,01^*$	0,09	-3,59	$p < 0,001^*$
Uniformidade de <i>interações</i>	0,61	-20,89	$p < 0,01^*$	0,59	-5,84	$p < 0,001^*$
Aninhamento ponderado	12,85	-5,52	$p < 0,01^*$	14,54	-1,79	$p < 0,05^*$
Modularidade ponderada	0,52	29,85	$p < 0,01^*$	0,42	8,51	$p < 0,001^*$
Considerando apenas potencial de dispersão						
Métricas da rede	Rede rural			Rede urbana		
	métrica	<i>z-score</i>	p-valor	<i>z-score</i>	métrica	p-valor
Especialização H_2'	0,36	19,33	$p < 0,01^*$	0,30	6,94	$p < 0,001^*$
Conectância ponderada	0,09	-9,19	$p < 0,01^*$	0,10	-4,65	$p < 0,001^*$
Uniformidade de <i>interações</i>	0,61	-20,05	$p < 0,01^*$	0,61	-6,94	$p < 0,001^*$
Aninhamento ponderado	12,87	-5,51	$p < 0,05^*$	16,19	-2,11	$p < 0,05^*$
Modularidade ponderada	0,47	24,67	$p < 0,01^*$	0,35	4,70	$p < 0,001^*$

*métricas com mais de 95% de intervalo de confiança, indicando valores significativamente divergentes dos modelos nulos. Fonte: autoria própria.

4 DISCUSSÃO

A nossa hipótese de que a análise da topologia estrutural das redes de interações pode revelar maior generalização nas redes de áreas verdes urbanas, de uma forma geral, foi confirmada parcialmente, a partir do maior grau de aninhamento e menores valores de modularidade e especialização, sendo que o aninhamento foi significativo apenas nas redes nativas ou mutualísticas. Entretanto, as métricas de uniformidade de interações e conectância não revelaram diferenças significativas entre as áreas rural e urbana, diferente do previsto, apontando para uma característica fracamente uniforme e pouco conectada para ambas as redes. Além disso, a previsão de que espécies exóticas aumentam a generalização, e consequentemente, o aninhamento, foi confirmada. Com estes resultados foi possível compreender um pouco mais sobre a topologia de redes de interações entre aves e frutos nesses dois contextos de uso da terra.

Com relação às espécies, mais de metade (>60%) das plantas que participaram da rede são nativas ao Brasil, um número que coincide com dados da literatura, e reflete o potencial positivo de arborização urbana na cidade (Cardoso-Leite *et al.*, 2014), entretanto algumas plantas exóticas apresentam potencial de invasibilidade, como a árvore-polvo, *Heptapleurum actinophyllum* (Silva, 2015; Marcelino, 2019), o que merece atenção para o manejo e controle destas espécies. Em redes de interações entre aves e frutos, espécies de grande porte e plantas de sementes grandes, por exemplo, são mais sensíveis a perturbações e tendem a se extinguir mais facilmente com a fragmentação do habitat (Emer *et al.*, 2018), mas a presença neste estudo de aves de grande porte como tucanuçu (*Ramphastos toco*) e jacuguaçu (*Penelope obscura*), em ambas as áreas, são importantes para dispersão de frutos maiores que não seriam dispersos por aves menores (Galetti *et al.*, 2013). As áreas verdes urbanas, principalmente com uma boa cobertura arbustiva, herbácea e presença de árvores mais altas, como as deste estudo, podem ser de importância significativa para manter uma riqueza de espécies e diversidade funcional mais alta mesmo em ambiente urbano, o que pode explicar a maior riqueza observada neste estudo (Melo *et al.*, 2022).

Alguns dos fatores considerados para a previsão de métricas mais especializadas nas áreas rurais, incluem a maior permeabilidade do meio, maiores chances de ocupação do habitat pelas aves, menores efeitos de circulação de pessoas e veículos, por exemplo (Canedoli *et al.*, 2018; Marianno de Olivera *et al.*, 2023). Espécies e interações diferentes podem ter susceptibilidade variável à distúrbios de habitat (Vázquez *et al.*, 2022), como as espécies generalistas possuem uma tendência a serem mais abundantes e persistentes do que especialistas em habitats modificados (Schneiberg *et al.*, 2020). Áreas rurais podem ser favoráveis ou não à sobrevivência de algumas espécies de frugívoros, dependendo da proporção e tipo de cobertura de áreas antrópicas, sendo que pastagens costumam ser mais excludentes, enquanto áreas de agricultura podem promover a sobrevivência de espécies mais generalistas se contiverem uma maior heterogeneidade entre plantações (Bonfim *et al.*, 2024; Moreno, Ribeiro, Piratelli, 2024).

Os habitats, geralmente, mais fragmentados e menores das áreas urbanas (Mello, 2012) podem dificultar a persistência de interações especialistas-especialistas (Emer *et al.*, 2020),

sendo demonstrado pelo menor grau de aninhamento nas áreas rurais, que tem relação com o menor número de espécies generalistas (i.e., espécies altamente conectadas) interagindo com especialistas (i.e., espécies pouco conectadas) nestes ambientes. Isso reflete a maior generalização da rede nos ambientes urbanos (Schneiberg *et al.*, 2020), entretanto, a característica de aninhamento também é responsável por configurar maior resiliência à perda de interações e a perturbações, contribuindo para a robustez das redes urbanas (Bascompte *et al.*, 2003; Thébault, Fontaine, 2010; Sebastián-González *et al.*, 2015). No caso das redes gerais de áreas rurais, o aninhamento não se demonstrou diferente significativamente dos modelos nulos aleatórios, o que pode ser um indicativo de carência estrutural da rede diante de pressões antrópicas nestes ambientes (Schneiberg *et al.*, 2020). Entretanto, ao retirar as espécies exóticas ou as interações antagônicas, a rede passou a ter uma estrutura fracamente aninhada, conferindo maior estabilidade e resiliência à perda de interações e distúrbios (Thébault, Fontaine, 2010).

O valor de conectância foi baixo de uma forma geral, indicando um maior índice de especialização para ambas as redes, pois aponta maior número de espécies para determinada densidade de interações (Martins *et al.*, 2022). Entretanto, a baixa conectância pode ou não contribuir para que a rede se torne mais suscetível à distúrbios, mas outros fatores devem ser avaliados para entender seu papel na rede (Thébault, Fontaine, 2010; Heleno, Devoto, Pocock, 2012). Entre as áreas urbanas e rurais, a métrica de conectância não apresentou muita variação e teve valores similares, demonstrando uma estrutura das interações parecida entre as redes. A uniformidade de interações não teve diferença de valores entre as áreas rural e urbana, porém a métrica teve um resultado intermediário próximo de 1, apontando para uma homogeneidade da distribuição de interações. Consequentemente, isso indica que apesar da presença de espécies mais generalistas, a distribuição das interações na rede ainda se dá de forma equilibrada com espécies especialistas, sem uma espécie altamente generalista (Menezes Pinto *et al.*, 2021; Wang *et al.*, 2023). Já os valores mais altos de modularidade e especialização na área rural, refletem uma maior prevalência de espécies especialistas na rede, de interações compartimentalizadas e maior diversidade de interações entre espécies (Emer *et al.*, 2018; Menezes Pinto *et al.*, 2021). Além disso, a métrica de especialização da rede configura uma boa análise da rede por desconsiderar a diferença de tamanhos entre as redes, permitindo uma melhor comparação dos dados (Blüthgen, Menzel, Blüthgen, 2006).

O maior nível de aninhamento nas áreas urbanas em comparação com as rurais pode ser uma fator de sensibilidade para a rede, pois esta característica pode atuar como um facilitador para a entrada de espécies exóticas e invasoras (Emer, Timóteo, 2020). Já no caso da maior modularidade nas áreas rurais, esta pode ser responsável por conferir resistência à rede contra perturbações e instabilidades, devido à redundância de interações dentro dos módulos (Olesen *et al.*, 2007). Com a análise das métricas das redes excludentes de espécies exóticas e comparação com as redes anteriores é possível perceber uma redução no valor de aninhamento de forma geral, e aumento da modularidade e especialização das redes de áreas rurais em comparação às redes urbanas e ao valor das métricas sem exclusão de exóticas. Essa redução no aninhamento pode ter ocorrido, pois espécies exóticas muitas vezes podem assumir o papel de uma espécie altamente generalista, que concentra as interações e acaba contribuindo para o

aninhamento da rede (Arroyo-Correa, Burkle, Emer, 2020; Menezes Pinto *et al.*, 2021). Além disso, o maior índice de especialização e modularidade também pode ter relação com esse fator, pois o aumento do valor destas métricas aponta uma relação do fortalecimento das interações entre espécies especialistas (Blüthgen, Menzel, Blüthgen, 2006; Schneiberg *et al.*, 2020). De forma geral, aninhamento e modularidade são considerados bons descritores de mudanças na estabilidade da comunidade com relação à distúrbios antrópicos, como invasão de plantas não nativas (Thébault, Fontaine, 2010; Emer, Timóteo, 2020).

Alinhando esses fatores, o papel das espécies exóticas e invasoras em redes de interações afetadas por pressões antrópicas se demonstra relevante. Com quase metade das espécies e das interações em ambas as áreas, sua influência na rede é intensa. Algumas espécies exóticas podem se caracterizar como generalistas na rede e se inserir como melhores competidoras pelas interações, ao apresentar comportamentos fenológicos e temporais diferenciados das espécies nativas (Arroyo-Correa, Burkle, Emer, 2020; Xavier *et al.*, 2021). A participação das espécies exóticas na rede como generalistas acaba sendo um fator que atrai uma maior quantidade de interações e espécies para estas plantas, em detrimento de espécies nativas, o que pode alterar a dinâmica e equilíbrio das interações ecológicas nas comunidades invadidas (Olesen *et al.*, 2007; Aslan, Rejmánek, 2010; García *et al.*, 2014; Frost *et al.*, 2019; Arroyo-Correa, Burkle, Emer, 2020). Apesar disso, depois de introduzidas nas redes, as espécies exóticas podem passar a atuar como conectoras na rede, sendo importantes para manter a estabilidade e força das interações, ao aumentar o aninhamento e a conectância, por exemplo (Thébault, Fontaine, 2010; Emer, Timóteo, 2020). A presença e os efeitos de espécies exóticas e invasoras na rede são assuntos bastante discutidos na ecologia de invasões biológicas, pois podem participar de muitas interações complexas (Oliveira, Franchin, Marçal-Júnior, 2015; Frost *et al.*, 2019; Emer, Timóteo, 2020). Algumas espécies não invasoras podem ter um papel positivo em locais urbanizados, assumindo a função de fonte de alimento alternativa em épocas de menor frutificação ou ausência das espécies nativas (Oliveira, Franchin, Marçal Júnior, 2013). Entretanto, espécies invasoras podem assumir um papel central, concentrando interações, e contribuir para o aumento do aninhamento e redução da diversidade de interações, em que a retirada dessas espécies pode ser considerada para manejo (Frost *et al.*, 2019; Marciniak *et al.*, 2024). Assim, ressalta-se a importância de considerar o manejo das espécies exóticas nos ambientes antropizados, tanto em áreas urbanas como em áreas rurais, onde também se demonstraram relevantes, para visar o controle das invasões e introdução de novas espécies (Cardoso-Leite *et al.*, 2014).

A análise de redes considerando apenas interações legítimas (e.g., engolir ou remover o fruto para dispersão) revelou que quase metade das interações têm potencial de dispersão de sementes em ambas as áreas, mas de forma mais representativa nas áreas rurais. Isso reflete os serviços ecossistêmicos providenciados pelas aves mesmo em ambientes alterados antropicamente, principalmente nas áreas rurais, onde a matriz mais permeável e maior quantidade de áreas verdes pode permitir maior chance de germinação dos propágulos do que em grandes afloramentos urbanos (Moermond, Denslow, 1985; Melo *et al.*, 2022) Enquanto as áreas urbanas apresentaram maior representatividade de comportamento de bicar, engolir e despedaçar o fruto, as áreas rurais tiveram alta representatividade do comportamento de

remover os frutos para longe da planta de origem. O comportamento de remoção dos frutos, junto ao de ingestão completa, pelas aves é importante para a dispersão de sementes e propágulos, contribuindo para a sobrevivência e reprodução das plantas e assim, para a funcionalidade ecológica do ambiente (Simmons *et al.*, 2018). Os atos de bicar, despedaçar e esmagar os frutos, contribuem pouco para uma efetiva dispersão das sementes, e, diferentemente das exigências fisiológicas demandadas para ingerir um fruto, estão relacionados a um comportamento mais abrangente quanto à correspondência de características entre as aves e plantas que interagem (Moermond, Denslow, 1985; Campagnoli, Christianini, Peralta, 2024). Ao considerar esses comportamentos, é possível ter um maior entendimento da capacidade de recrutamento e regeneração dos ambientes perturbados (Morán-López *et al.*, 2020). Estruturalmente, a rede também se tornou mais especializada com a retirada de interações antagonísticas e revelou uma estrutura com maior especialização e modularidade, semelhante à rede de espécies nativas. Além de manter as diferenças topológicas observadas entre áreas rurais e urbanas, com maior modularidade e especialização nas áreas rurais e maior aninhamento nas áreas urbanas.

Algumas limitações deste estudo envolvem o baixo número de réplicas espaciais e temporais, o que dificulta a extrapolação dos dados e realização de algumas análises estatísticas mais robustas, o que pode ser buscado no futuro (Vázquez *et al.*, 2022). Compreender como as interações ecológicas ocorrem e se modificam no espaço e no tempo é essencial para a capacidade de predição dos eventos e padrões ecológicos que podem ajudar no manejo e esforços de conservação das espécies diante dos distúrbios (Tylianakis *et al.*, 2010; Howe, 2016; Vázquez *et al.*, 2022). A expansão agropecuária e urbana tende a favorecer espécies exóticas e invasoras, que atuam como espécies de hábitos mais generalistas, diante das intensas perturbações antrópicas no habitat, em detrimento de mais especialistas, como muitas espécies nativas (García *et al.*, 2014; Schneiberg *et al.*, 2020). O favorecimento de espécies mais generalistas nos ambientes antropizados pode comprometer a complementaridade de interações (Tylianakis, Morris, 2017) e, conseqüentemente, a diversidade funcional local (Vázquez *et al.*, 2022). Entretanto, uma vez bem estabelecidas na rede de interações, essas espécies exóticas podem atuar como importantes conectoras dos nós, contribuindo para a resiliência de espécies de aves em meio ao ambiente perturbado (Schneiberg *et al.*, 2020).

Mesmo que em menor escala do que seria observado em florestas e ambientes naturais mais conservados, tanto áreas verdes rurais e parques urbanos tem sua importância para providenciar uma estrutura vegetacional intermediária significativa para a sobrevivência e estabelecimento de algumas espécies de aves (Melo *et al.*, 2022). Além disso, as áreas verdes urbanas podem ter um papel crítico na conservação de espécies de aves e na funcionalidade ecológica do ambiente urbano, permitindo a sobrevivência e resiliência de comunidades de aves em meio aos grandes centros urbanos e áreas de grandes densidades habitacionais (MacGregor-Fors, Ortega-Álvarez, Schondube, 2009; Melo *et al.*, 2022). Estes resultados podem ser interessantes para subsidiar futuras pesquisas sobre alterações antrópicas na composição da comunidade e na relação entre diferentes contextos de alteração do entorno das áreas de fragmentos de vegetação e mudanças no uso da terra (Emer *et al.*, 2018). Com isso, pode-se almejar o direcionamento de políticas públicas visando a melhor efetividade e persistência dos

serviços ecossistêmicos prestados pelas aves e outros animais e plantas, assim como nortear o esforço de ações de conservação e práticas de restauração em áreas degradadas (Howe, 2016).

5 CONCLUSÕES

As redes rurais se demonstraram mais especializadas, sendo capazes de permitir a persistência de interações entre especialistas na rede, enquanto as áreas urbanas demonstraram um maior nível de generalização da rede. Essa maior prevalência de generalistas na rede urbana, entretanto, pode ser um fator positivo para que as funções ecológicas se demonstrem resilientes e robustas aos impactos e distúrbios antrópicos no ambiente urbano. A heterogeneidade de habitats, tamanho e proximidade com fragmentos de vegetação são essenciais para permitir a sobrevivência de espécies e interações especialistas, devendo ser priorizadas em ações de conservação desses ambientes, com a promoção de corredores ecológicos, arborização urbana e plantio de mudas nos ambientes urbanos.

Com isso, ressalta-se a importância das áreas verdes tanto em regiões rurais, quanto urbanas, permitindo a continuidade da funcionalidade ecológica desses ambientes em meio a diferentes pressões externas. Uma importante porção das interações de frugivoria podem ter potencial de prestar serviços ecossistêmicos, como a dispersão de sementes, contribuindo para a regeneração de ambientes degradados nas proximidades das áreas urbanas, periurbanas e rurais.

Além disso, a análise da rede revelou a importância de se considerar a presença de espécies vegetais exóticas em ambientes antropizados. Estas espécies têm papel decisivo nas redes, podendo atuar como altamente generalistas, concentrando as interações com diferentes espécies, e competindo com espécies nativas por recursos e dispersores. Algumas plantas exóticas, comumente utilizadas como ornamentais ou alimentícias, podem acabar atuando como invasoras e se dispersar facilmente pelo ambiente. Por isso, ações e pesquisas de manejo e conservação devem considerar sua interferência não só na composição de espécies locais, mas também nas funções ecológicas. Propondo, com isso, medidas de controle, substituição e priorização de plantas nativas na arborização de ruas, parques e na restauração e conservação de reservas legais, matas ciliares e áreas de preservação permanente.

Estes resultados podem ser interessantes para subsidiar futuras pesquisas sobre alterações antrópicas na composição da comunidade e na relação entre diferentes contextos de alteração do entorno das áreas de fragmentos de vegetação e mudanças no uso da terra. Com isso, pode-se almejar o direcionamento de políticas públicas visando a melhor efetividade e persistência dos serviços ecossistêmicos prestados pelas aves e plantas, assim como nortear o esforço de ações de conservação e práticas de restauração em áreas degradadas. Ampliar essa análise para outras regiões e áreas com diferentes características, pode ser interessante para pesquisas futuras com redes de interações, buscando considerar a heterogeneidade da composição de ambientes rurais e urbanos e compreender os limites desta extrapolação.

REFERÊNCIAS

ADORNO, B. F. C. B. *et al.* Relative fire-proneness of land cover types in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Environmental Management**, v. 374, p. 124066, fev. 2025.

ALMEIDA-NETO, M.; ULRICH, W. A straightforward computational approach for measuring nestedness using quantitative matrices. **Environmental Modelling and Software**, v. 26, n. 2, p. 173–178, fev. 2011.

ARROYO-CORREA, B.; BURKLE, L. A.; EMER, C. Alien plants and flower visitors disrupt the seasonal dynamics of mutualistic networks. **Journal of Ecology**, v. 108, n. 4, p. 1475–1486, jul. 2020.

ASLAN, C. E.; REJMÁNEK, M. Avian use of introduced plants: Ornithologist records illuminate interspecific associations and research needs. **Ecological Applications**, v. 20, n. 4, p. 1005–1020, jun. 2010.

BASCOMPTE, J. *et al.* The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. **PNAS**, v. 100, n. 16, p. 9383–9387, ago. 2003.

BASCOMPTE, J. Networks in ecology. **Basic and Applied Ecology**, v. 8, n. 6, p. 485–490, nov. 2007.

BASCOMPTE, J. Mutualistic networks. **Frontiers in Ecology and the Environment**, out. 2009.

BASCOMPTE, J.; JORDANO, P. Plant-animal mutualistic networks: The architecture of biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, 2007.

BECKETT, S. J. Improved community detection in weighted bipartite networks. **Royal Society Open Science**, v. 3, n. 1, jan. 2016.

BLACKBURN, T. M. *et al.* A proposed unified framework for biological invasions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 26, n. 7, p. 333–339, 1 jul. 2011.

BLÜTHGEN, N.; MENZEL, F.; BLÜTHGEN, N. Measuring specialization in species interaction networks. **BMC Ecology**, v. 6, ago. 2006.

BONFIM, F. C. G. *et al.* Land-use homogenization reduces the occurrence and diversity of frugivorous birds in a tropical biodiversity hotspot. **Ecological Applications**, v. 34, n. 4, jun. 2024.

CAMARGO, P. H. S. A. *et al.* Frugivore diversity increases evenness in the seed rain on deforested tropical landscapes. **Oikos**, v. 2022, n. 2, fev. 2022.

CAMPAGNOLI, M.; CHRISTIANINI, A.; PERALTA, G. Plant and frugivore species characteristics drive frugivore contributions to seed dispersal effectiveness in a hyperdiverse community. **Functional Ecology**, v. 39, n. 1, p. 238–253, out. 2024.

CAMPOS-SILVA, L. A.; PIRATELLI, A. J. Vegetation structure drives taxonomic diversity and functional traits of birds in urban private native forest fragments. **Urban Ecosystems** 2020 24:2, v. 24, n. 2, p. 375–390, jul. 2020.

CANEDOLI, C. *et al.* Landscape fragmentation and urban sprawl in the urban region of Milan. **Landscape Research**, v. 43, n. 5, p. 632–651, jul. 2018.

CARDOSO, D.; FILARDI, F. L. R.; FORZZA, R. C. **Flora e Funga do Brasil**. Disponível em: <<https://reflora.jbrj.gov.br/consulta/#CondicaoTaxonCP>>. Acesso em: 26 dez. 2024.

CARDOSO-LEITE, E. *et al.* FLORISTIC COMPOSITION OF URBAN AFFORESTATION IN SOROCABA, São Paulo State, Brazil. **Soc. Bras. de Arborização Urbana REVSBAU**, v. 9, n. 1, p. 125–141, mar. 2014.

CARLO, T. A.; CAMARGO, P. H. S. A.; PIZO, M. A. Functional ecology of Neotropical frugivorous birds. **Ornithology Research**, v. 30, p. 139-154 , 2022.

CARLO, T. A.; YANG, S. Network models of frugivory and seed dispersal: Challenges and opportunities. **Acta Oecologica**, v. 37, n. 6, p. 619–624, nov. 2011.

CARREIRA, D. C. *et al.* Small vertebrates are key elements in the frugivory networks of a hyperdiverse tropical forest. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, dez. 2020.

CARVALHO, R. L. P. DE. **Fisionomia da cidade: Sorocaba - cotidiano e desenvolvimento urbano - 1890-1943**. São Paulo: Universidade de São Paulo, jun. 2008a.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. 1. ed. Colombo (PR): Embrapa Florestas, 2008b. v. 1–5

CÔRREA, L. S. *et al.* Estrutura, composição florística e caracterização sucessional em remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no Sudeste do Brasil. **Revista Árvore**, v. 38, n. 5, p. 799–809, 2014.

CURTIS, P. G. *et al.* Classifying drivers of global forest loss. **Science**, v. 361, p. 1108–1111, set. 2018.

DÁTTILO, W. *et al.* The influence of spatial sampling scales on ant–plant interaction network architecture. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 6, p. 903–914, jun. 2019.

DE ARAÚJO, W. S. *et al.* Contrasting Effects of Land Use Intensity and Exotic Host Plants on the Specialization of Interactions in Plant-Herbivore Networks. **PLOS ONE**, v. 10, n. 1, p. e0115606, jan. 2015.

DE LIMA, R. A. F. *et al.* The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, 1 dez. 2020.

DEVELEY, P. F. Bird Conservation in Brazil: Challenges and practical solutions for a key megadiverse country. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, p. 171-178, abr. 2021.

DORMANN, C. F. *et al.* Identifying Causes of Patterns in Ecological Networks: Opportunities and Limitations. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, p. 559-584, set. 2017.

DORMANN, C. F. *et al.* Visualising Bipartite Networks and Calculating Some (Ecological) Indices. **The Comprehensive R Archive Network**, 29 nov. 2023.

DUGGER, P. J. *et al.* Seed-dispersal networks are more specialized in the Neotropics than in the Afrotropics. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 2, p. 248–261, jan. 2019.

EMER, C. *et al.* Seed-dispersal interactions in fragmented landscapes – a metanetwork approach. **Ecology Letters**, v. 21, n. 4, p. 484–493, abr. 2018.

EMER, C. *et al.* Seed dispersal networks in tropical forest fragments: Area effects, remnant species, and interaction diversity. **Biotropica**, v. 52, n. 1, p. 81–89, jan. 2020.

EMER, C.; MEMMOTT, J. Intraspecific variation of invaded pollination networks – the role of pollen-transport, pollen-transfer and different levels of biological organization. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 21, n. 2, p. 151–163, abr. 2023.

EMER, C.; TIMÓTEO, S. How a network approach has advanced the field of plant invasion ecology. Em: TRAVESET, A; RICHARDSON, D. M. (Eds). **Plant invasions: the role of biotic interactions**. [s.l.] CABI, 2020. p. 324–339.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. Em: KAGEYAMA, P. Y. *et al.* (Eds.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu (SP), Brazil: FEPAF, 2003. p. 1–26.

FROST, C. M. *et al.* Using Network Theory to Understand and Predict Biological Invasions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 34, n. 9, p. 831-843, set. 2019.

GALETTI, M. *et al.* Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. **Science**, v. 340, n. 6136, p. 1086–1090, mai. 2013.

GARCÍA, D. *et al.* Exotic birds increase generalization and compensate for native bird decline in plant-frugivore assemblages. **The Journal of animal ecology**, v. 83, n. 6, p. 1441–1450, nov. 2014.

GRAY, E. R.; VAN HEEZIK, Y. Exotic trees can sustain native birds in urban woodlands. **Urban Ecosystems**, v. 19, n. 1, p. 315–329, mar. 2016.

GUIMARÃES, P. R. The Structure of Ecological Networks Across Levels of Organization. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.**, v. 51, p. 433–460, ago. 2020.

HANSEN, M. C. *et al.* High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850–853, nov. 2013.

HELENO, R. *et al.* Ecological networks: Delving into the architecture of biodiversity. **Biology Letters**, v. 10, n. 1, jan. 2014.

HELENO, R.; DEVOTO, M.; POCOCK, M. Connectance of species interaction networks and conservation value: Is it any good to be well connected? **Ecological Indicators**, v. 14, n. 1, p. 7–10, mar. 2012.

HOWE, H. F. Making dispersal syndromes and networks useful in tropical conservation and restoration. **Global Ecology and Conservation**, v. 6, p. 152-178, abr. 2016.

JORDANO, P. Fruits and frugivory. Em: **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. [s.l.] CABI, 2014. p. 18–61.

JORDANO, P.; BASCOMPTE, J.; OLESEN, J. M. Invariant properties in coevolutionary networks of plant-animal interactions. **Ecology Letters**, v. 6, n. 1, p. 69–81, jan. 2003.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, jan. 2005.

KÖPPEN, W. Climatologia: com um estudio de los climas de la tierra. **México: Fundo de Cultura Econômica**, 1948.

LANDI, P. *et al.* **Complexity and stability of ecological networks: a review of the theory.** **Population Ecology**, v. 60, n. 4, p. 319-345, out. 2018.

LI, W. *et al.* Plant-frugivore network simplification under habitat fragmentation leaves a small core of interacting generalists. **Communications Biology**, v. 5, n. 1, dez. 2022.

MACGREGOR-FORS, I.; ESCOBAR-IBÁÑEZ, J. F. **Avian ecology in Latin American cityscapes.** Cham, Suíça:Springer International Publishing, 2017.

MACGREGOR-FORS, I.; ORTEGA-ÁLVAREZ, R.; SCHONDUBE, J. E. On The Ecological Quality Of Urban Systems: An Ornithological Perspective. Em: GRABER, D. S.; BIRMINGHAM, K. A. (Eds.). **Urban planning in the 21st century.** Hauppauge, Nova Iorque: Nova Science Publishers, 2009. p. 51–66.

MACGREGOR-FORS, I.; SCHONDUBE, J. E. Gray vs. green urbanization: Relative importance of urban features for urban bird communities. **Basic and Applied Ecology**, v. 12, n. 4, p. 372–381, 2011.

MARCELINO, P. G. **O PAPEL DAS AVES NA DISPERSÃO DE SEMENTES DA ESPÉCIE EXÓTICA *Schefflera actinophylla* (Apiales, Araliaceae): POTENCIAL DE INVASIBILIDADE.** 2019. Dissertação (Mestrado Profissional em Conservação de Fauna) - Universidade Federal de São Carlos e Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Sorocaba, SP, 2019.

MARCINIAK, B., PERONI, N., TRAVESET, A., *et al.* Effects of the control of an invasive tree on the structure of a plant–frugivore network. **Ecological Applications**, v. 34, n. 8, p. e3037, dez. 2024.

MARIANNO DE OLIVERA, L. C. *et al.* Impacts of urban sprawl in the Administrative Region of Ribeirão Preto (Brazil) and measures to restore improved landscapes. **Land Use Policy**, v. 124, jan. 2023.

MARINI, M. Â.; GARCIA, F. I. Conservação de aves no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 95–102, jul. 2005.

MARTINS, L. P. *et al.* Global and regional ecological boundaries explain abrupt spatial discontinuities in avian frugivory interactions. **Nature Communications**, v. 13, n. 1, dez. 2022.

MELLO, K. DE. **Análise espacial de remanescentes florestais como subsídio para o estabelecimento de unidades de conservação.** 2012. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - Universidade Federal de São Carlos - campus Sorocaba, Sorocaba, fev. 2012.

MELO, M. A. *et al.* Influence of habitat type and distance from source area on bird taxonomic and functional diversity in a Neotropical megacity. **Urban Ecosystems**, v. 25, n. 2, p. 545–560, abr. 2022.

MENEZES PINTO, Í. *et al.* Deforestation Simplifies Understory Bird Seed-Dispersal Networks in Human-Modified Landscapes. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 9, jul. 2021.

MOERMOND, T. C.; DENSLOW, J. S. Neotropical Avian Frugivores: Patterns of Behavior, Morphology, and Nutrition, with Consequences for Fruit Selection. **Ornithological Monographs**, n. 36, p. 865–897, 1985.

MORÁN-LÓPEZ, T. *et al.* Can network metrics predict vulnerability and species roles in bird-dispersed plant communities? Not without behaviour. **Ecology Letters**, v. 23, n. 2, p. 348-358, fev. 2020.

MORENO, C. E. *et al.* Shortcuts for biodiversity evaluation: a review of terminology and recommendations about the use of target groups, bioindicators and surrogates. **Int. J. Environment and Health**, v. 1, n. 1, p. 71–86, jan. 2007.

MORENO, D. J.; RIBEIRO, M. C.; PIRATELLI, A. J. Landscape heterogeneity increases bird functional diversity within Neotropical vineyards. **Biotropica**, v. 56, n. 3, maio 2024.

NANIWADEKAR, R. *et al.* Large frugivores matter: Insights from network and seed dispersal effectiveness approaches. **Journal of Animal Ecology**, v. 88, n. 8, p. 1250–1262, 2019.

NEUSCHULZ, E. L. *et al.* Pollination and seed dispersal are the most threatened processes of plant regeneration. **Scientific Reports 2016**, v. 6, n. 1, p. 1–6, jul. 2016.

NEWBOLD, T. *et al.* Functional traits, land-use change and the structure of present and future bird communities in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 10, p. 1073–1084, 2014.

OLESEN, J. M. *et al.* The modularity of pollination networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 104, n. 50, p. 19891–19896, dez. 2007.

OLIVEIRA, D. S. F., FRANCHIN, A. G., MARÇAL JÚNIOR, O. DISPONIBILIDADE DE FRUTOS DE *Michelia champaca* L. (Magnoliaceae) E SEU CONSUMO POR AVES NA ÁREA URBANA DE UBERLÂNDIA, MG. **Bioscience Journal**, v. 29, n. 6, p. 2053–2065, nov. 2013.

OLIVEIRA, D. S. F., FRANCHIN, A. G., MARÇAL-JÚNIOR, O. Rede de interações ave-planta: um estudo sobre frugivoria em áreas urbanas do Brasil. **Biotemas**, v. 28, n. 4, p. 83, set. 2015.

PATEFIELD, W. M. Algorithm AS 159: An Efficient Method of Generating Random $R \times C$ Tables with Given Row and Column Totals. **Applied Statistics**, v. 30, n. 1, p. 97, 1981.

PIRATELLI, A. J.; FRANCHIN, A. G.; MARÍN-GÓMEZ, O. H. Urban Conservation: Toward Bird-Friendly Cities in Latin America. Em: MACGREGOR-FORS, I.; ESCOBAR-IBÁÑEZ, J. F. (Eds.). **Avian Ecology in Latin American Cityscapes**. Cham, Suíça: Springer International Publishing, 2017. p. 143–158.

PIRES, L. P.; MELO, C. DE. Seasonal consistency of the assembling rules in a bird-fruited plant network. **Ecological Complexity**, v. 44, dez. 2020.

PIZO, M. A.; GALETTI, M. Métodos e Perspectivas da Frugivoria e Dispersão de Sementes por Aves. Em: VON MATTER, S. *et al.* (Eds.). **Ornitologia e conservação: ciência aplicada, técnicas de pesquisa e levantamento**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 2010. p. 493–506.

PIZO, M. A.; TONETTI, V. R. Living in a fragmented world: Birds in the Atlantic Forest. **Condor**, v. 122, n. 3, ago. 2020.

QUITIÁN, M. *et al.* Functional responses of avian frugivores to variation in fruit resources between natural and fragmented forests. **Functional Ecology**, v. 33, n. 3, p. 399–410, mar. 2019.

REMSEN, J. V. JR. *et al.* **A classification of the bird species of South America**. jan. 2025. Disponível em: <<https://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline01.htm>>. Acesso em: 30 jan. 2025.

RIBEIRO, M. C. *et al.* The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, jun. 2009.

ROBB, G. N. *et al.* Food for thought: Supplementary feeding as a driver of ecological change in avian populations. **Frontiers in Ecology and the Environment**, nov. 2008.

RODRIGUES, S. B. M. **Rede de interações entre aves frugívoras e plantas em uma área de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil**. 2015. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) - Universidade Federal de São Carlos - campus Sorocaba, Sorocaba, 2015.

ROYAL BOTANIC GARDENS, KEW. **Plants of The World Online**. Disponível em: <<https://powo.science.kew.org/>>. Acesso em: 26 dez. 2024.

RSTUDIO TEAM. **A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria, R Foundation for Statistical Computing, 2023. Disponível em: <<http://www.r-project.org/>>. Acesso em: 20 jul. 2023

SCHNEIBERG, I. *et al.* Urbanization homogenizes the interactions of plant-frugivore bird networks. **Urban Ecosystems**, v. 23, n. 3, p. 457–470, jun. 2020.

SCHUPP, E. W.; JORDANO, P.; GÓMEZ, J. M. Seed dispersal effectiveness revisited: A conceptual review. **New Phytologist**, 2010.

SEBASTIÁN-GONZÁLEZ, E. *et al.* Macroecological trends in nestedness and modularity of seed-dispersal networks: Human impact matters. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 3, p. 293–303, mar. 2015.

SETO, K. C.; GÜNERALP, B.; HUTYRA, L. R. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 109, n. 40, p. 16083–16088, out. 2012.

SILVA, P. A. Mutualism risky in the suburban area: fruits of exotic tree *Schefflera actinophylla* (Endl.) Harms (Araliaceae) benefit native birds that potentially disperse their seeds. **Ambiência**, v. 11, n. 2, p. 423–441, 2015.

SIMMONS, B. I. *et al.* Moving from frugivory to seed dispersal: Incorporating the functional outcomes of interactions in plant–frugivore networks. **Journal of Animal Ecology**, v. 87, n. 4, p. 995–1007, jul. 2018.

THÉBAULT, E.; FONTAINE, C. Stability of Ecological Communities and the Architecture of Mutualistic and Trophic Networks. **Science**, v. 329, p. 853–856, ago. 2010.

TYLIANAKIS, J. M. *et al.* Conservation of species interaction networks. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2270–2279, out. 2010.

TYLIANAKIS, J. M.; MORRIS, R. J. Ecological Networks Across Environmental Gradients. **Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst**, v. 48, p. 25–48, 2017.

ULRICH, W.; ALMEIDA-NETO, M.; GOTELLI, N. J. A consumer’s guide to nestedness analysis. **Oikos**, v. 118, p. 3–17, jan. 2009.

VALIENTE-BANUET, A. *et al.* Beyond species loss: The extinction of ecological interactions in a changing world. **Functional Ecology**, v. 29, n. 3, p. 299–307, mar. 2015.

VÁZQUEZ, D. P. *et al.* Ecological interaction networks. What we know, what we don’t, and why it matters. **Ecología Austral**, v. 32, n. 2, p. 670–697, jul. 2022.

VIEIRA, M. C.; ALMEIDA-NETO, M. A simple stochastic model for complex coextinctions in mutualistic networks: Robustness decreases with connectance. **Ecology Letters**, v. 18, n. 2, p. 144–152, fev. 2015.

WANG, G. *et al.* Structure and characteristics of the plantfrugivore bird network from the Guilin Botanical Garden. **PeerJ**, v. 11, mar. 2023.

XAVIER, R. O. *et al.* Distinctive seed dispersal and seed bank patterns of invasive African grasses favour their invasion in a neotropical savanna. **Oecologia**, v. 196, n. 1, p. 155–169, mai. 2021.

APÊNDICE A – CÓDIGO DO RSTUDIO PARA ELABORAÇÃO DAS REDES

```
#####
# Projeto de Iniciação científica/Trabalho de Conclusão de curso #
# Redes de interações aves-frutos #
# Giovana Santos Rocchi #
# UFSCar Sorocaba - dez/2024 #
#####
version
library(bipartite)
library(vegan)

##### Funções básicas #####
## número de interações
interacoes <- function(x){#x=dados_rr2... etc
  n_int <- sum(x)
  n_row <- networklevel(x, index= "number of species", level="lower")
  n_col <- networklevel(x, index= "number of species", level="higher")
  return(cat("Número de interações", n_int, "\nNº espécies de plantas", n_row, "\nNº espécies de
aves", n_col, ""))
}

## função de aninhamento
func_nest <- function(x){
  y <- networklevel(x, index= "weighted NODF")
}

## função de modularidade
func_mod <- function(x){
  y <- computeModules(x, method = "Beckett")
  return(y@likelihood)
}

## função de H2
func_h2 <- function(x){
  y <- networklevel(x, index= "H2") #especialização H2'
}

## função de connectance
func_conet <- function(x){
  y <- networklevel(x, index= "weighted connectance") #conectância ponderada
}

## função de IE
func_even <- function(x){
  y <- networklevel(x, index= "interaction evenness") #uniformidade de interações
}

## Função para o z-score
z_test <- function(x, mu, s){ #x=métrica observada; mu=mean null; s=sd null
  z <- (x-mu)/(s)
  return(z)
}

## Função para o p-valor
p_valor <- function(z){
  # z <- z_test
  p <- pnorm(-abs(z))
  return(p)
}

# função para rodar os modelos nulos

null_met <- function(f){ #n=null model #f=função da métrica #m=métrica
  n <- sapply(nulls, f) #aplicar a métrica a cada modelo nulo
}

#Função para gerar os boxplots
add_boxplot <- function(mn, metri, legenda){ # mn = modelo nulo | metri = metrica
  minimo <- min(mn, metri) # mínimo entre o modelo nulo e a metrica
  maximo <- max(mn, metri) # máximo entre o modelo nulo e a metrica
  boxplot(mn, ylim=c(minimo, maximo), xlab=legenda)
```

```

points(metri, col = "darkorange", pch = 18, cex = 2) # metrica é plotada junto
}

#criar tabela com todas as métricas
ful_testmet <- function(ani, h2, con, ie, mod){ #recebe metric Full
  met_all <- matrix(c(ani, h2, con, ie, mod),
                    nrow = 6, ncol = 5, byrow = F,
                    dimnames = list(c(' ', 'Metrica ', 'Media ', 'Desvio ', 'Z Score ', 'p value '),
                                     c("ani", "h2", "con", "ie", "mod")))
  return(met_all)
}

##### MATRIZ DE ÁREAS RURAIS #####
dados_rr <- read.csv("clean_tcc_rural_csv-nest.csv", sep=',', h=T) # criar o objeto 'dados' a partir
do arquivo csv

rownames(dados_rr) <- dados_rr$Plantas #1er a primeira coluna como linhas
dados_rr <- dados_rr[, -1] #extrair os dados sem a primeira coluna
dados_rr2 <- as.matrix(dados_rr) #transformar o csv em matriz
summary(dados_rr2)

plotweb(dados_rr2, method="normal", text.rot="90", labsize=2, #plotar gráfico com configurações
personalizadas
  low.spacing=0.02, high.spacing=0.02,
  col.low="#4086B0", col.high="#F59061", col.interaction="#CBCBCB",#)
  high.lab.dis=0, adj.high=c(-0.05,0), high.lablength=30,
  low.lab.dis=0, adj.low=c(1.05,0), low.lablength=30)

##número de interações
int_rr <- interacoes(dados_rr2)

## métricas selecionadas
h2_rr <- networklevel(dados_rr2, index= "H2") #especialização H2'
conet_rr <- networklevel(dados_rr2, index= "weighted connectance") #conectância ponderada
ie_rr <- networklevel(dados_rr2, index= "interaction evenness") #uniformidade de interações
nest_rr <- networklevel(dados_rr2, index= "weighted NODF") #aninhamento ponderado
mod_rr <- computeModules(dados_rr2, method = "Beckett")@likelihood #cálculo da modularidade

##### criar modelos nulos p/ área rural
nulls <- nullmodel(dados_rr2, N=100, method="r2dtable")
nulls_rr <- nulls #rodar só uma vez

#modelos nulos para cada métrica - aplicar a métrica a cada modelo nulo
null_nest_rr <- null_met(func_nest, nest_rr) #aninhamento
null_h2_rr <- null_met(func_h2, h2_rr) # H2'
null_con_rr <- null_met(func_conet, conet_rr) #connectance
null_ie_rr <- null_met(func_even, ie_rr) #interaction evenness
null_mod_rr <- null_met(func_mod, mod_rr) #modularity
null_mod_rr <- sapply(nulls_rr, func_mod)
#### rodar modelos nulos, z-score e valor de p - para cada métrica -Rural ####
#### nestedness
name_ani_rr <- print("Aninhamento ponderado Rural")
mean_rr_nest <- mean(null_nest_rr) #média dos modelos nulos
sd_rr_nest <- sd(null_nest_rr) #desvio padrão dos modelos nulos
z_rr_nest <- z_test(nest_rr, mean_rr_nest, sd_rr_nest) #z-score
p_rr_nest <- p_valor(z_rr_nest) # significância
#Métrica Aninhamento
metful_nest_rr <- metric_full(name_ani_rr, nest_rr, mean_rr_nest, sd_rr_nest, z_rr_nest, p_rr_nest)
#imprime todas métricas

#### H2'
name_h2_rr <- print("H2 Rural")
mean_rr_h2 <- mean(null_h2_rr)
sd_rr_h2 <- sd(null_h2_rr)
z_rr_h2 <- z_test(h2_rr, mean_rr_h2, sd_rr_h2)
p_rr_h2 <- p_valor(z_rr_h2)
#Métrica H2'
metful_h2_rr <- metric_full(name_h2_rr, h2_rr, mean_rr_h2, sd_rr_h2, z_rr_h2,
  format(p_rr_h2, scientific = F))

#### connectance
name_con_rr <- print("Conectância ponderada Rural")

```

```

mean_rr_con <- mean(null_con_rr)
sd_rr_con <- sd(null_con_rr)
z_rr_con <- z_test(conet_rr, mean_rr_con, sd_rr_con) #z-score
p_rr_con <- p_valor(z_rr_con) # significância (valor de p)
#Métrica Conectância
metful_con_rr <- metric_full(name_con_rr, conet_rr, mean_rr_con, sd_rr_con, z_rr_con, p_rr_con)
#imprime todas métricas

#### interaction evenness
name_ie_rr <- print("Uniformidade de interações Rural")
mean_rr_ie <- mean(null_ie_rr)
sd_rr_ie <- sd(null_ie_rr)
z_rr_ie <- z_test(ie_rr, mean_rr_ie, sd_rr_ie) #z-score
p_rr_ie <- p_valor(z_rr_ie) # significância (valor de p)
#Métrica Aninhamento
metful_ie_rr <- metric_full(name_ie_rr, ie_rr, mean_rr_ie, sd_rr_ie, z_rr_ie, p_rr_ie) #imprime
todas métricas

#### modularity
name_mod_rr <- print("Modularidade ponderada Rural")
mean_rr_mod <- mean(null_mod_rr)
sd_rr_mod <- sd(null_mod_rr)
z_rr_mod <- z_test(mod_rr, mean_rr_mod, sd_rr_mod) #z-score
p_rr_mod <- p_valor(z_rr_mod) # significância (valor de p)
#Métrica Modularidade
metful_mod_rr <- metric_full(name_mod_rr, mod_rr, mean_rr_mod, sd_rr_mod, z_rr_mod, p_rr_mod)
#imprime todas métricas

##### Redes com exclusão de exóticas em ÁREAS RURAIS #####
###
##
#
dados_rr_nat <- read.csv("clean_tcc_natv_rural_csv.csv", sep=',', h=T)
str(dados_rr_nat)
rownames(dados_rr_nat) <- dados_rr_nat$Plantas #ler a primeira coluna como linhas
dados_rr_nat <- dados_rr_nat[, -1]
dados_rr2_nat <- as.matrix(dados_rr_nat) #transformar o csv em matriz
plotweb(dados_rr2_nat, method="normal", text.rot="90", labsize=2, #plotar gráfico
col.low="#4086B0", col.high="#F59061", col.interaction="#CBCBCB")

##número de interações
int_rr_nat <- interacoes(dados_rr2_nat)

## métricas selecionadas
h2_rr_nat <- networklevel(dados_rr2_nat, index="H2") #especialização H2'
conet_rr_nat <- networklevel(dados_rr2_nat, index="weighted connectance") #conectância ponderada
ie_rr_nat <- networklevel(dados_rr2_nat, index="interaction evenness") #uniformidade de interações
nest_rr_nat <- networklevel(dados_rr2_nat, index="weighted NODF") #aninhamento ponderado
mod_rr_nat <- computeModules(dados_rr2_nat, method = "Beckett")@likelihood #cálculo da modularidade

##### criar modelos nulos p/ área rural
nulls <- nullmodel(dados_rr2_nat, N=100, method="r2dtable")
nulls_rr_nat <- nulls #rodar só uma vez

#modelos nulos para cada métrica - aplicar a métrica a cada modelo nulo
null_nest_rr_nat <- null_met(func_nest, nest_rr_nat) #aninhamento
null_h2_rr_nat <- null_met(func_h2, h2_rr_nat)# H2'
null_con_rr_nat <- null_met(func_conet, conet_rr_nat) #connectance
null_ie_rr_nat <- null_met(func_even, ie_rr_nat) #interaction evenness
null_mod_rr_nat <- null_met(func_mod, mod_rr_nat@likelihood)#modularity

#### rodar modelos nulos, z-score e valor de p - para cada métrica -Rural Nativas ####
#### nestedness
name_ani_rr_nat <- print("Aninhamento ponderado Rural NAT")
mean_rr_nest_nat <- mean(null_nest_rr_nat) #média dos modelos nulos
sd_rr_nest_nat <- sd(null_nest_rr_nat) #desvio padrão dos modelos nulos
z_rr_nest_nat <- z_test(nest_rr_nat, mean_rr_nest_nat, sd_rr_nest_nat) #z-score
p_rr_nest_nat <- p_valor(z_rr_nest_nat) # significância
#Métrica Aninhamento
metful_nest_rr_nat <- metric_full(name_ani_rr_nat, nest_rr_nat, mean_rr_nest_nat,
sd_rr_nest_nat, z_rr_nest_nat, p_rr_nest_nat) #imprime todas
métricas

#### H2'

```

```

name_h2_rr_nat <- print("H2 Rural_nat")
mean_rr_h2_nat <- mean(null_h2_rr_nat)
sd_rr_h2_nat <- sd(null_h2_rr_nat)
z_rr_h2_nat <- z_test(h2_rr_nat, mean_rr_h2_nat, sd_rr_h2_nat)
p_rr_h2_nat <- p_valor(z_rr_h2_nat)
#Métrica H2'
metful_h2_rr_nat <- metric_full(name_h2_rr_nat, h2_rr_nat, mean_rr_h2_nat,
                               sd_rr_h2_nat, z_rr_h2_nat, p_rr_h2_nat)

#### connectance
name_con_rr_nat <- print("Conectância ponderada Rural_nat")
mean_rr_con_nat <- mean(null_con_rr_nat)
sd_rr_con_nat <- sd(null_con_rr_nat)
z_rr_con_nat <- z_test(conet_rr_nat, mean_rr_con_nat, sd_rr_con_nat) #z-score
p_rr_con_nat <- p_valor(z_rr_con_nat) # significância (valor de p)
#Métrica Conectância
metful_con_rr_nat <- metric_full(name_con_rr_nat, conet_rr_nat, mean_rr_con_nat,
                               sd_rr_con_nat, z_rr_con_nat, p_rr_con_nat) #imprime todas métricas

#### interaction evenness
name_ie_rr_nat <- print("Uniformidade de interações Rural_nat")
mean_rr_ie_nat <- mean(null_ie_rr_nat)
sd_rr_ie_nat <- sd(null_ie_rr_nat)
z_rr_ie_nat <- z_test(ie_rr_nat, mean_rr_ie_nat, sd_rr_ie_nat) #z-score
p_rr_ie_nat <- p_valor(z_rr_ie_nat) # significância (valor de p)
#Métrica Aninhamento
metful_ie_rr_nat <- metric_full(name_ie_rr_nat, ie_rr_nat, mean_rr_ie_nat,
                               sd_rr_ie_nat, z_rr_ie_nat, p_rr_ie_nat) #imprime todas métricas

#### modularity
name_mod_rr_nat <- print("Modularidade ponderada Rural")
mean_rr_mod_nat <- mean(null_mod_rr_nat)
sd_rr_mod_nat <- sd(null_mod_rr_nat)
z_rr_mod_nat <- z_test(mod_rr_nat, mean_rr_mod_nat, sd_rr_mod_nat) #z-score
p_rr_mod_nat <- p_valor(z_rr_mod_nat) # significância (valor de p)
#Métrica Modularidade
metful_mod_rr_nat <- metric_full(name_mod_rr_nat, mod_rr_nat, mean_rr_mod_nat,
                               sd_rr_mod_nat, z_rr_mod_nat, p_rr_mod_nat) #imprime todas métricas

##### Potencial Dispersão de Sementes - rede aninhada ÁREA RURAL #####
### considerando apenas EN e REM
##
##
dados_rr_pds <- read.csv("clean_tcc_pds_rural_csv.csv", sep=',', h=T) # criar o objeto 'dados' a
partir do arquivo csv

rownames(dados_rr_pds) <- dados_rr_pds$Plantas #ler a primeira coluna como linhas
dados_rr_pds <- dados_rr_pds[, -1]
dados_rr2_pds <- as.matrix(dados_rr_pds) #transformar o csv em matriz

plotweb(dados_rr2_pds, method="normal", text.rot="90", labsiz=2,
        col.low="#4086B0", col.high="#F59061", col.interaction="#CBCBCB")

##número de interações
int_rr <- interacoes(dados_rr2_pds)

## métricas selecionadas
h2_rr_pds <- networklevel(dados_rr2_pds, index="H2") #especialização H2'
conet_rr_pds <- networklevel(dados_rr2_pds, index="weighted connectance") #conectância ponderada
ie_rr_pds <- networklevel(dados_rr2_pds, index="interaction evenness") #uniformidade de interações
nest_rr_pds <- networklevel(dados_rr2_pds, index="weighted NODF") #aninhamento ponderado
mod_rr_pds <- computeModules(dados_rr2_pds, method="Beckett")@likelihood #cálculo da modularidade

##### criar modelos nulos p/ área rural
nulls <- nullmodel(dados_rr2_pds, N=100, method="r2dtable")
nulls_rr_pds <- nulls #rodar só uma vez

#modelos nulos para cada métrica - aplicar a métrica a cada modelo nulo
null_nest_rr_pds <- null_met(func_nest, nest_rr_pds) #aninhamento
null_h2_rr_pds <- null_met(func_h2, h2_rr_pds) # H2'
null_con_rr_pds <- null_met(func_conet, conet_rr_pds) #connectance
null_ie_rr_pds <- null_met(func_even, ie_rr_pds) #interaction evenness
null_mod_rr_pds <- null_met(func_mod, mod_rr_pds) #modularity

#### rodar z-score e valor de p - para cada métrica - Rural PDS ####

```

```

#### nestedness
name_ani_rr_pds <- print("Aninhamento ponderado Rural_pds")
mean_rr_nest_pds <- mean(null_nest_rr_pds) #média dos modelos nulos
sd_rr_nest_pds <- sd(null_nest_rr_pds) #desvio padrão dos modelos nulos
z_rr_nest_pds <- z_test(nest_rr_pds, mean_rr_nest_pds, sd_rr_nest_pds) #z-score
p_rr_nest_pds <- p_valor(z_rr_nest_pds) # significância
#Métrica Aninhamento
metful_nest_rr_pds <- metric_full(name_ani_rr_pds, nest_rr_pds, mean_rr_nest_pds,
                                sd_rr_nest_pds, z_rr_nest_pds, p_rr_nest_pds) #imprime todas
métricas

#### H2'
name_h2_rr_pds <- print("H2 Rural_pds")
mean_rr_h2_pds <- mean(null_h2_rr_pds)
sd_rr_h2_pds <- sd(null_h2_rr_pds)
z_rr_h2_pds <- z_test(h2_rr_pds, mean_rr_h2_pds, sd_rr_h2_pds)
p_rr_h2_pds <- p_valor(z_rr_h2_pds)
#Métrica H2'
metful_h2_rr_pds <- metric_full(name_h2_rr_pds, h2_rr_pds, mean_rr_h2_pds, sd_rr_h2_pds, z_rr_h2_pds,
                                format(p_rr_h2_pds, scientific = F))

#### connectance
name_con_rr_pds <- print("Conectância ponderada Rural_pds")
mean_rr_con_pds <- mean(null_con_rr_pds)
sd_rr_con_pds <- sd(null_con_rr_pds)
z_rr_con_pds <- z_test(conet_rr_pds, mean_rr_con_pds, sd_rr_con_pds) #z-score
p_rr_con_pds <- p_valor(z_rr_con_pds) # significância (valor de p)
#Métrica Conectância
metful_con_rr_pds <- metric_full(name_con_rr_pds, conet_rr_pds, mean_rr_con_pds,
                                sd_rr_con_pds, z_rr_con_pds, p_rr_con_pds) #imprime todas métricas

#### interaction evenness
name_con_rr_pds <- print("Uniformidade de interações Rural_pds")
mean_rr_ie_pds <- mean(null_ie_rr_pds)
sd_rr_ie_pds <- sd(null_ie_rr_pds)
z_rr_ie_pds <- z_test(ie_rr_pds, mean_rr_ie_pds, sd_rr_ie_pds) #z-score
p_rr_ie_pds <- p_valor(z_rr_ie_pds) # significância (valor de p)
#Métrica Aninhamento
metful_ie_rr_pds <- metric_full(name_ie_rr_pds, ie_rr_pds, mean_rr_ie_pds,
                                sd_rr_ie_pds, z_rr_ie_pds, p_rr_ie_pds) #imprime todas métricas

#### modularity
name_mod_rr_pds <- print("Modularidade ponderada Rural_pds")
mean_rr_mod_pds <- mean(null_mod_rr_pds)
sd_rr_mod_pds <- sd(null_mod_rr_pds)
z_rr_mod_pds <- z_test(mod_rr_pds, mean_rr_mod_pds, sd_rr_mod_pds) #z-score
p_rr_mod_pds <- p_valor(z_rr_mod_pds) # significância (valor de p)
#Métrica Modularidade
metful_mod_rr_pds <- metric_full(name_mod_rr_pds, mod_rr_pds, mean_rr_mod_pds,
                                sd_rr_mod_pds, z_rr_mod_pds, p_rr_mod_pds) #imprime todas métricas

##### MATRIZ DE ÁREAS URBANAS #####
###
##
#
dados_ub <- read.csv("clean_tcc_urban_csv-nest.csv", sep=',', h=T) # criar o objeto 'dados' a partir
do arquivo csv

rownames(dados_ub) <- dados_ub$Plantas
dados_ub <- dados_ub[, -1]
dados_ub2 <- as.matrix(dados_ub)
plotweb(dados_ub2, method="normal", text.rot="90", labsize=1.01,
        col.low="#4086B0", col.high="#F59061", col.interaction="#CBCBCB")
plotweb(dados_ub2, method="normal", text.rot="90", labsize=2, #plotar gráfico com configurações
personalizadas
        low.spacing=0.02, high.spacing=0.02,
        col.low="#4086B0", col.high="#F59061", col.interaction="#CBCBCB",#)
        high.lab.dis=0, adj.high=c(-0.05,0), high.lablength=30,
        low.lab.dis=0, adj.low=c(1.05,0), low.lablength=30)

##número de interações
int_ub <- interacoes(dados_ub2)

```

```

### métricas selecionadas
h2_ub <- networklevel(dados_ub2, index= "H2") #especialização
conet_ub <- networklevel(dados_ub2, index= "weighted connectance") #conectância ponderada
ie_ub <- networklevel(dados_ub2, index= "interaction evenness") #uniformidade de interações
nest_ub <- networklevel(dados_ub2, index= "weighted NODF")#aninhamento
mod_ub <- computeModules(dados_ub2, method = "Beckett")@likelihood #cálculo da modularidade

##### criar modelos nulos p/ área urbana
nulls <- nullmodel(dados_ub2, N=100, method="r2dtable")
nulls_ub <- nulls #rodar só uma vez

#modelos nulos para cada métrica - aplicar a métrica a cada modelo nulo
null_nest_ub <- null_met(func_nest, nest_ub) #aninhamento
null_h2_ub <- null_met(func_h2, h2_ub)# H2'
null_con_ub <- null_met(func_conet, conet_ub) #connectance
null_ie_ub <- null_met(func_even, ie_ub) #interaction evenness
null_mod_ub <- null_met(func_mod, mod_ub)#modularity

#### rodar modelos nulos, z-score e valor de p - para cada métrica - URBANO ####
#### nestedness
name_ani_ub <- print("Aninhamento ponderado Urbano")
mean_ub_nest <- mean(null_nest_ub) #média dos modelos nulos
sd_ub_nest <- sd(null_nest_ub) #desvio padrão dos modelos nulos
z_ub_nest <- z_test(nest_ub, mean_ub_nest, sd_ub_nest) #z-score
p_ub_nest <- p_valor(z_ub_nest) # significância
#Métrica Aninhamento
metful_nest_ub <- metric_full(name_ani_ub, nest_ub, mean_ub_nest, sd_ub_nest, z_ub_nest, p_ub_nest)
#imprime todas métricas

#### H2'
name_h2_ub <- print("H2 Urbano")
mean_ub_h2 <- mean(null_h2_ub)
sd_ub_h2 <- sd(null_h2_ub)
z_ub_h2 <- z_test(h2_ub, mean_ub_h2, sd_ub_h2)
p_ub_h2 <- p_valor(z_ub_h2)
#Métrica H2'
metful_h2_ub <- metric_full(name_h2_ub, h2_ub, mean_ub_h2, sd_ub_h2, z_ub_h2,
                           format(p_ub_h2, scientific = F))

#### connectance
name_con_ub <- print("Conectância ponderada Urbano")
mean_ub_con <- mean(null_con_ub)
sd_ub_con <- sd(null_con_ub)
z_ub_con <- z_test(conet_ub, mean_ub_con, sd_ub_con) #z-score
p_ub_con <- p_valor(z_ub_con) # significância (valor de p)
#Métrica Conectância
metful_con_ub <- metric_full(name_con_ub, conet_ub, mean_ub_con, sd_ub_con, z_ub_con, p_ub_con)
#imprime todas métricas

#### interaction evenness
name_ie_ub <- print("Uniformidade de interações Urbano")
mean_ub_ie <- mean(null_ie_ub)
sd_ub_ie <- sd(null_ie_ub)
z_ub_ie <- z_test(ie_ub, mean_ub_ie, sd_ub_ie) #z-score
p_ub_ie <- p_valor(z_ub_ie) # significância (valor de p)
#Métrica Aninhamento
metful_ie_ub <- metric_full(name_ie_ub, ie_ub, mean_ub_ie, sd_ub_ie, z_ub_ie, p_ub_ie) #imprime todas
métricas

#### modularity
name_mod_ub <- print("Modularidade ponderada Urbano")
mean_ub_mod <- mean(null_mod_ub)
sd_ub_mod <- sd(null_mod_ub)
z_ub_mod <- z_test(mod_ub, mean_ub_mod, sd_ub_mod) #z-score
p_ub_mod <- p_valor(z_ub_mod) # significância (valor de p)
#Métrica Modularidade
metful_mod_ub <- metric_full(name_mod_ub, mod_ub, mean_ub_mod, sd_ub_mod, z_ub_mod, p_ub_mod) #imprime
todas métricas

### tabela com todas as métricas

```

```

all_met_ub <- ful_testmet(metful_nest_ub, metful_h2_ub, metful_con_ub, metful_ie_ub, metful_mod_ub)
View(all_met_ub)

##### Redes com exclusão de exóticas em ÁREAS urbanas #####
###
dados_ub_nat <- read.csv("clean_tcc_natv_urban_csv.csv", sep=',', h=T)
str(dados_ub_nat)
rownames(dados_ub_nat) <- dados_ub_nat$Plantas #ler a primeira coluna como linhas
dados_ub_nat <- dados_ub_nat[, -1]
dados_ub2_nat <- as.matrix(dados_ub_nat) #transformar o csv em matriz
plotweb(dados_ub2_nat, method="normal", text.rot="90", labsize=2, #plotar gráfico
        col.low="#4086B0", col.high="#F59061", col.interaction="#CBCBCB")

##número de interações
int_ub_nat <- interacoes(dados_ub2_nat)

## métricas selecionadas
h2_ub_nat <- networklevel(dados_ub2_nat, index= "H2") #especialização H2'
conet_ub_nat <- networklevel(dados_ub2_nat, index= "weighted connectance") #conectância ponderada
ie_ub_nat <- networklevel(dados_ub2_nat, index= "interaction evenness") #uniformidade de interações
nest_ub_nat <- networklevel(dados_ub2_nat, index= "weighted NODF") #aninhamento ponderado
mod_ub_nat <- computeModules(dados_ub2_nat, method = "Beckett")@likelihood #cálculo da modularidade

##### criar modelos nulos p/ área urbana
nulls <- nullmodel(dados_ub2_nat, N=100, method="r2dtable")
nulls_ub_nat <- nulls #rodar só uma vez

#modelos nulos para cada métrica - aplicar a métrica a cada modelo nulo
null_nest_ub_nat <- null_met(func_nest, nest_ub_nat) #aninhamento
null_h2_ub_nat <- null_met(func_h2, h2_ub_nat) # H2'
null_con_ub_nat <- null_met(func_conet, conet_ub_nat) #connectance
null_ie_ub_nat <- null_met(func_even, ie_ub_nat) #interaction evenness
null_mod_ub_nat <- null_met(func_mod, mod_ub_nat) #modularity

#### rodar modelos nulos, z-score e valor de p - para cada métrica - URBANO NAT ####
#### nestedness
name_ani_ub_nat <- print("Aninhamento ponderado Urbano_nat")
mean_ub_nest_nat <- mean(null_nest_ub_nat) #média dos modelos nulos
sd_ub_nest_nat <- sd(null_nest_ub_nat) #desvio padrão dos modelos nulos
z_ub_nest_nat <- z_test(nest_ub_nat, mean_ub_nest_nat, sd_ub_nest_nat) #z-score
p_ub_nest_nat <- p_valor(z_ub_nest_nat) # significância
#Métrica Aninhamento
metful_nest_ub_nat <- metric_full(name_ani_ub_nat, nest_ub_nat, mean_ub_nest_nat,
                                sd_ub_nest_nat, z_ub_nest_nat, p_ub_nest_nat) #imprime todas
métricas

#### H2'
name_h2_ub_nat <- print("H2 Urbano_nat")
mean_ub_h2_nat <- mean(null_h2_ub_nat)
sd_ub_h2_nat <- sd(null_h2_ub_nat)
z_ub_h2_nat <- z_test(h2_ub_nat, mean_ub_h2_nat, sd_ub_h2_nat)
p_ub_h2_nat <- p_valor(z_ub_h2_nat)
#Métrica H2'
metful_h2_ub_nat <- metric_full(name_h2_ub_nat, h2_ub_nat, mean_ub_h2_nat, sd_ub_h2_nat, z_ub_h2_nat,
                                format(p_ub_h2_nat, scientific = F))

#### connectance
name_con_ub_nat <- print("Conectância ponderada Urbano_nat")
mean_ub_con_nat <- mean(null_con_ub_nat)
sd_ub_con_nat <- sd(null_con_ub_nat)
z_ub_con_nat <- z_test(conet_ub_nat, mean_ub_con_nat, sd_ub_con_nat) #z-score
p_ub_con_nat <- p_valor(z_ub_con_nat) # significância (valor de p)
#Métrica Conectância
metful_con_ub_nat <- metric_full(name_con_ub_nat, conet_ub_nat, mean_ub_con_nat,
                                sd_ub_con_nat, z_ub_con_nat, p_ub_con_nat) #imprime todas métricas

#### interaction evenness
name_ie_ub_nat <- print("Uniformidade de interações Urbano_nat")
mean_ub_ie_nat <- mean(null_ie_ub_nat)
sd_ub_ie_nat <- sd(null_ie_ub_nat)
z_ub_ie_nat <- z_test(ie_ub_nat, mean_ub_ie_nat, sd_ub_ie_nat) #z-score

```

```

p_ub_ie_nat <- p_valor(z_ub_ie_nat) # significância (valor de p)
#Métrica Uniformidade de interações
metful_ie_ub_nat <- metric_full(name_ie_ub_nat, ie_ub_nat, mean_ub_ie_nat,
                               sd_ub_ie_nat, z_ub_ie_nat, p_ub_ie_nat) #imprime todas métricas

#### modularity
name_mod_ub_nat <- print("Modularidade ponderada Urbano_nat")
mean_ub_mod_nat <- mean(null_mod_ub_nat)
sd_ub_mod_nat <- sd(null_mod_ub_nat)
z_ub_mod_nat <- z_test(mod_ub_nat, mean_ub_mod_nat, sd_ub_mod_nat) #z-score
p_ub_mod_nat <- p_valor(z_ub_mod_nat) # significância (valor de p)
#Métrica Modularidade
metful_mod_ub_nat <- metric_full(name_mod_ub_nat, mod_ub_nat, mean_ub_mod_nat,
                               sd_ub_mod_nat, z_ub_mod_nat, p_ub_mod_nat) #imprime todas métricas

### tabela com todas as métricas
all_met_ub_nat <- ful_testmet(metful_nest_ub_nat, metful_h2_ub_nat, metful_con_ub_nat,
                             metful_ie_ub_nat, metful_mod_ub_nat)
view(all_met_ub_nat)

##### Potencial Dispersão de Sementes da área urbana #####
### rede aninhada, considerando apenas EN e REM
##
##
dados_ub_pds <- read.csv("clean_tcc_pds_urban_csv.csv", sep=',', h=T) # criar o objeto 'dados' a
partir do arquivo csv

rownames(dados_ub_pds) <- dados_ub_pds$Plantas #ler a primeira coluna como linhas
dados_ub_pds <- dados_ub_pds[, -1]
dados_ub2_pds <- as.matrix(dados_ub_pds) #transformar o csv em matriz

plotweb(dados_ub2_pds, method="normal", text.rot="90", labsize=2,
        col.low="#4086B0", col.high="#F59061", col.interaction="#CBCBCB")

##número de interações
int_ub_pds <- interacoes(dados_ub2_pds)

## métricas selecionadas
h2_ub_pds <- networklevel(dados_ub2_pds, index= "H2") #especialização H2'
conet_ub_pds <- networklevel(dados_ub2_pds, index= "weighted connectance") #conectância ponderada
ie_ub_pds <- networklevel(dados_ub2_pds, index= "interaction evenness") #uniformidade de interações
nest_ub_pds <- networklevel(dados_ub2_pds, index= "weighted NODF") #aninhamento ponderado
mod_ub_pds <- computeModules(dados_ub2_pds, method = "Beckett")@likelihood #cálculo da modularidade

##### criar modelos nulos p/ área urbana
nulls <- nullmodel(dados_ub2_pds, N=100, method="r2dtable")
nulls_ub_pds <- nulls #rodar só uma vez

#modelos nulos para cada métrica - aplicar a métrica a cada modelo nulo
null_nest_ub_pds <- null_met(func_nest, nest_ub_pds) #aninhamento
null_h2_ub_pds <- null_met(func_h2, h2_ub_pds) # H2'
null_con_ub_pds <- null_met(func_conet, conet_ub_pds) #connectance
null_ie_ub_pds <- null_met(func_even, ie_ub_pds) #interaction evenness
null_mod_ub_pds <- null_met(func_mod, mod_ub_pds) #modularity

#### rodar modelos nulos, z-score e valor de p - para cada métrica - URBANO ####
#### nestedness
name_ani_ub_pds <- print("Aninhamento ponderado Urbano")
mean_ub_nest_pds <- mean(null_nest_ub_pds) #média dos modelos nulos
sd_ub_nest_pds <- sd(null_nest_ub_pds) #desvio padrão dos modelos nulos
z_ub_nest_pds <- z_test(nest_ub_pds, mean_ub_nest_pds, sd_ub_nest_pds) #z-score
p_ub_nest_pds <- p_valor(z_ub_nest_pds) # significância
#Métrica Aninhamento
metful_nest_ub_pds <- metric_full(name_ani_ub_pds, nest_ub_pds, mean_ub_nest_pds,
                               sd_ub_nest_pds, z_ub_nest_pds, p_ub_nest_pds) #imprime todas métricas

#### H2'
name_h2_ub_pds <- print("H2 Urbano")
mean_ub_h2_pds <- mean(null_h2_ub_pds)
sd_ub_h2_pds <- sd(null_h2_ub_pds)

```

```

z_ub_h2_pds <- z_test(h2_ub_pds, mean_ub_h2_pds, sd_ub_h2_pds)
p_ub_h2_pds <- p_valor(z_ub_h2_pds)
#Métrica H2'
metful_h2_ub_pds <- metric_full(name_h2_ub_pds, h2_ub_pds,
                               mean_ub_h2_pds, sd_ub_h2_pds, z_ub_h2_pds,
                               format(p_ub_h2, scientific = F))

#### connectance
name_con_ub_pds <- print("Conectância ponderada Urbano")
mean_ub_con_pds <- mean(null_con_ub_pds)
sd_ub_con_pds <- sd(null_con_ub_pds)
z_ub_con_pds <- z_test(conet_ub_pds, mean_ub_con_pds, sd_ub_con_pds) #z-score
p_ub_con_pds <- p_valor(z_ub_con_pds) # significância (valor de p)
#Métrica Conectância
metful_con_ub_pds <- metric_full(name_con_ub_pds, conet_ub_pds, mean_ub_con_pds,
                                sd_ub_con_pds, z_ub_con_pds, p_ub_con_pds) #imprime todas métricas

#### interaction evenness
name_ie_ub_pds <- print("Uniformidade de interações Urbano")
mean_ub_ie_pds <- mean(null_ie_ub_pds)
sd_ub_ie_pds <- sd(null_ie_ub_pds)
z_ub_ie_pds <- z_test(ie_ub_pds, mean_ub_ie_pds, sd_ub_ie_pds) #z-score
p_ub_ie_pds <- p_valor(z_ub_ie_pds) # significância (valor de p)
#Métrica Aninhamento
metful_ie_ub_pds <- metric_full(name_ie_ub_pds, ie_ub_pds, mean_ub_ie_pds,
                                sd_ub_ie_pds, z_ub_ie_pds, p_ub_ie_pds) #imprime todas métricas

#### modularity
name_mod_ub_pds <- print("Modularidade ponderada Urbano")
mean_ub_mod_pds <- mean(null_mod_ub_pds)
sd_ub_mod_pds <- sd(null_mod_ub_pds)
z_ub_mod_pds <- z_test(mod_ub_pds, mean_ub_mod_pds, sd_ub_mod_pds) #z-score
p_ub_mod_pds <- p_valor(z_ub_mod_pds) # significância (valor de p)
#Métrica Modularidade
metful_mod_ub_pds <- metric_full(name_mod_ub_pds, mod_ub_pds, mean_ub_mod_pds,
                                sd_ub_mod_pds, z_ub_mod_pds, p_ub_mod_pds) #imprime todas métricas

### tabela com todas as métricas
all_met_ub_pds <- ful_testmet(metful_nest_ub_pds, metful_h2_ub_pds, metful_con_ub_pds,
                             metful_ie_ub_pds, metful_mod_ub_pds)

view(all_met_ub_pds)

save(list = ls(all.names = TRUE), file = "dados_tcc_clean1test.RData")

# Boxplots RURAL
par(mfrow=c(2, 3))

add_boxplot(null_nest_rr, nest_rr, "Rural nest")
add_boxplot(null_h2_rr, h2_rr, "Rural H2")
add_boxplot(null_con_rr, conet_rr, "Rural Con")
add_boxplot(null_ie_rr, ie_rr, "Rural ie")
add_boxplot(null_mod_rr, mod_rr, "Rural mod")

#Boxplot Rural Nat
par(mfrow=c(2, 3))

add_boxplot(null_nest_rr_nat, nest_rr_nat, "Rural Nat nest")
add_boxplot(null_h2_rr_nat, h2_rr_nat, "Rural Nat H2")
add_boxplot(null_con_rr_nat, conet_rr_nat, "Rural Nat Con")
add_boxplot(null_ie_rr_nat, ie_rr_nat, "Rural Nat ie")
add_boxplot(null_mod_rr_nat, mod_rr_nat, "Rural Nat mod")

#Boxplot Rural PDS
par(mfrow=c(2, 3))

add_boxplot(null_nest_rr_pds, nest_rr_pds, "Rural pds nest")
add_boxplot(null_h2_rr_pds, h2_rr_pds, "Rural pds H2")
add_boxplot(null_con_rr_pds, conet_rr_pds, "Rural pds Con")
add_boxplot(null_ie_rr_pds, ie_rr_pds, "Rural pds ie")
add_boxplot(null_mod_rr_pds, mod_rr_pds, "Rural pds mod")

#Boxplot Urbano
par(mfrow=c(2, 3))

add_boxplot(null_nest_ub, nest_ub, "Urbano nest")
add_boxplot(null_h2_ub, h2_ub, "Urbano H2")
add_boxplot(null_con_ub, conet_ub, "Urbano Con")

```

```
add_boxplot(null_ie_ub, ie_ub, "Urbano ie")
add_boxplot(null_mod_ub, mod_ub, "Urbano mod")

#Boxplot Urbano Nat
par(mfrow=c(2, 3))

add_boxplot(null_nest_ub_nat, nest_ub_nat, "Urbano Nat nest")
add_boxplot(null_h2_ub_nat, h2_ub_nat, "Urbano Nat H2")
add_boxplot(null_con_ub_nat, conet_ub_nat, "Urbano Nat Con")
add_boxplot(null_ie_ub_nat, ie_ub_nat, "Urbano Nat ie")
add_boxplot(null_mod_ub_nat, mod_ub_nat, "Urbano Nat mod")

#Boxplot Urbano PDS
par(mfrow=c(2, 3))

add_boxplot(null_nest_ub_pds, nest_ub_pds, "Urbano PDS nest")
add_boxplot(null_h2_ub_pds, h2_ub_pds, "Urbano PDS H2")
add_boxplot(null_con_ub_pds, conet_ub_pds, "Urbano PDS Con")
add_boxplot(null_ie_ub_pds, ie_ub_pds, "Urbano PDS ie")
add_boxplot(null_mod_ub_pds, mod_ub_pds, "Urbano PDS mod")

##### FIM DO CÓDIGO #####
```

APÊNDICE B – LISTA DE ESPÉCIES DE PLANTAS

Tabela 1. Taxonomia e distribuição original das espécies de plantas registradas nas interações deste estudo. As plantas classificadas como distribuição nativa se referem a terem sua distribuição no território brasileiro.

Ordem	Família	Espécie	Distribuição original*	Nome popular
Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i>	Nativa	tamanqueiro
Sapindales	Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	Nativa	fruto-de-pombo
Arecales	Arecaceae	<i>Archontophoenix cunninghamiana</i>	Austrália	palmeira real
Lamiales	Lamiaceae	<i>Callicarpa pedunculata</i>	Ásia e Austrália	folha-de-veludo
Brassicales	Caricaceae	<i>Carica papaya</i>	América Central	mamão
Rosales	Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	Nativa	embaúba
Malvales	Malvaceae	<i>Ceiba speciosa</i>	Nativa	paineira
Rosales	Cannabaceae	<i>Celtis brasiliensis</i>	Nativa	esporão-de-galo
Arecales	Arecaceae	<i>Chrysalidocarpus lutescens</i>	Madagascar	palmeira-areca
Vitales	Vitaceae	<i>Cissus verticillata</i>	Nativa	uva-do-mato
Lamiales	Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i>	Nativa	tucaneira/tarumã-branco
Boraginales	Boraginaceae	<i>Cordia africana</i>	África	córdia-africana
Boraginales	Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i>	Nativa	louro-pardo
Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Nativa	capixingui
Malpighiales	Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i>	Nativa	sangra-d'água
Sapindales	Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	Nativa	camboatá-vermelho
Fabales	Fabaceae	<i>Dalbergia miscolobium</i>	Nativa	jacarandá-do-cerrado
Apiales	Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i>	Nativa	maria-mole
Sapindales	Sapindaceae	<i>Dimocarpus longan</i>	Sul da Ásia	longan
Asparagales	Asparagaceae	<i>Dracaena fragrans</i>	África Tropical	pau-d'água
Rosales	Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i>	China	nêspera
Myrtales	Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> sp.	Oceania	eucalipto
Myrtales	Myrtaceae	<i>Eucalyptus</i> sp1.	Oceania	eucalipto
Myrtales	Myrtaceae	<i>Eugenia brasiliensis</i>	Nativa	grumixama

Ordem	Família	Espécie	Distribuição original*	Nome popular
Myrtales	Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i>	Nativa	cafezinho-da-mata
Myrtales	Myrtaceae	<i>Eugenia hiemalis</i>	Nativa	guamirim-de-inverno
Myrtales	Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i>	Nativa	cereja-do-Rio-Grande
Myrtales	Myrtaceae	<i>Eugenia paracatuana</i>	Nativa	guamirim-de-sombra
Myrtales	Myrtaceae	<i>Eugenia sonderiana</i>	Nativa	guamirim-ferro
Myrtales	Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	Nativa	pitanga
Rosales	Moraceae	<i>Ficus benjamina</i>	Sul da Ásia/Oceania	figueira-benjamim
Rosales	Moraceae	<i>Ficus sp.</i>	Sul da Ásia/Oceania	figueira
Rosales	Moraceae	<i>Ficus sp1.</i>	África	figueira
Proteales	Proteaceae	<i>Grevillea robusta</i>	Leste da Oceania	grevílea
Malvales	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Nativa	mutamba
Apiales	Araliaceae	<i>Heptapleurum actinophyllum</i>	Oceania	árvore-polvo
Fabales	Fabaceae	<i>Inga vera</i>	Nativa	ingá-banana
Fabales	Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i>	América Central	leucena
Rosales	Moraceae	<i>Maclura tinctoria</i>	Nativa	amora-branca
Magnoliales	Magnoliaceae	<i>Magnolia champaca</i>	Sul da Ásia	magnólia-amarela
Malpighiales	Malpighiaceae	<i>Malpighia emarginata</i>	América Central	acerola
Sapindales	Anacardiaceae	<i>Mangifera indica</i>	Sul da Ásia	manga
Sapindales	Meliaceae	<i>Melia azedarach</i>	Ásia Tropical e Oceania	cinamomo
Myrtales	Melastomataceae	<i>Miconia tristis</i>	Nativa	pixirica
Laurales	Monimiaceae	<i>Mollinedia argyrogyna</i>	Nativa	corticeira
Celastrales	Celastraceae	<i>Monteverdia floribunda</i>	Nativa	-
Rosales	Moraceae	<i>Morus nigra</i>	Irã	amoreira
Malvales	Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i>	Nativa do Norte do Brasil	calabura
Sapindales	Rutaceae	<i>Murraya koenigii</i>	Sul da Ásia	árvore-de-curry
Zingiberales	Musaceae	<i>Musa spp.</i>	Sul da Ásia	banana

Ordem	Família	Espécie	Distribuição original*	Nome popular
Ericales	Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	Nativa	capororoquinha
Laurales	Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i>	Nativa	canela-amarela
Laurales	Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	Nativa	canela-imbuia
Laurales	Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i>	Nativa	canela-guaicá
Malpighiales	Peraceae	<i>Pera glabrata</i>	Nativa	sapateiro
Laurales	Lauraceae	<i>Persea americana</i>	América Central	abacate
Santalales	Santalaceae	<i>Phoradendron</i> sp.	Nativa	erva-de-passarinho
Piperales	Piperaceae	<i>Piper</i> sp.	Nativa	pimenta
Myrtales	Myrtaceae	<i>Plinia cauliflora</i>	Nativa	jaboticaba
Myrtales	Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	Nativa	goiaba
Arecales	Arecaceae	<i>Roystonea</i> sp.	N. América do Sul	palmeira-imperial
Sapindales	Anacardiaceae	<i>Schinus molle</i>	Nativa	aroeira-salsa
Sapindales	Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i>	Nativa	aroeira-vermelha
Solanales	Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i>	Nativa	fumo-bravo
Santalales	Loranthaceae	<i>Struthanthus martianus</i>	Nativa	erva-de-passarinho
Ericales	Styracaceae	<i>Styrax ferrugineus</i>	Nativa	laranjinha-do-cerrado
Arecales	Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Nativa	jerivá
Myrtales	Myrtaceae	<i>Syzygium cumini</i>	Sul da Ásia	jambolão
Lamiales	Bignoniaceae	<i>Tabebuia rosea</i>	América Central	ipê-rosa
Sapindales	Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i>	Nativa	cedro
Rosales	Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	Nativa	crandiúva

*Referenciado de (CARVALHO, 2008; Cardoso, Filardi and Forzza, 2020; Royal Botanic Gardens, 2024).
Fonte: elaboração própria

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. 1. ed. Colombo (PR): Embrapa Florestas, 2008b. v. 1–5

CARDOSO, D.; FILARDI, F. L. R.; FORZZA, R. C. **Flora e Funga do Brasil**. Disponível em: <<https://reflora.jbrj.gov.br/consulta/#CondicaoTaxonCP>>. Acesso em: 16 dez. 2025.

ROYAL BOTANIC GARDENS, KEW. **Plants of The World Online**. Disponível em: <<https://powo.science.kew.org/>>. Acesso em: 03 out. 2024

APÊNDICE C – LISTA DE ESPÉCIES DE AVES

Tabela 1. Taxonomia das espécies de aves registradas nas interações deste estudo.

Ordem	Família	Espécie	Nome popular
Galliformes	Cracidae	<i>Penelope obscura</i>	jacuguaçu
Gruiformes	Rallidae	<i>Aramides saracura</i>	saracura-do-mato
Columbiformes	Columbidae	<i>Patagioenas picazuro</i>	pomba-asa-branca
Piciformes	Ramphastidae	<i>Ramphastos toco</i>	tucanuçu
Piciformes	Picidae	<i>Colaptes melanochloros</i>	pica-pau-verde-barrado
Piciformes	Picidae	<i>Colaptes campestris</i>	pica-pau-do-campo
Piciformes	Picidae	<i>Celeus flavescens</i>	pica-pau-de-cabeça-amarela
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Psittacara leucophthalmus</i>	periquitão-maracanã
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Forpus xanthopterygius</i>	tuim
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Brotogeris tirica</i>	periquito-rico
Psittaciformes	Psittacidae	<i>Amazona aestiva</i>	papagaio-verdadeiro
Passeriformes	Thamnophilidae	<i>Thamnophilus doliatus</i>	choca-barrada
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Mionectes rufiventris</i>	abre-asa-de-cabeça-cinza
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Camptostoma obsoletum</i>	risadinha
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia flavogaster</i>	guaracava-de-barriga-amarela
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Elaenia spectabilis</i>	guaracava-grande
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiarchus ferox</i>	maria-cavaleira
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Pitangus sulphuratus</i>	bem-te-vi
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiodynastes maculatus</i>	bem-te-vi-rajado
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Megarynchus pitangua</i>	neinei
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Myiozetetes similis</i>	bentevizinho-de-penacho-vermelho
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Tyrannus melancholicus</i>	suiriri
Passeriformes	Tyrannidae	<i>Empidonomus varius</i>	peitica
Passeriformes	Vireonidae	<i>Cyclarhis gujanensis</i>	pitiguari
Passeriformes	Corvidae	<i>Cyanocorax cristatellus</i>	gralha-do-campo
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus leucomelas</i>	sabiá-barranco

Ordem	Família	Espécie	Nome popular
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus rufiventris</i>	sabiá-laranjeira
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus amaurochalinus</i>	sabiá-poca
Passeriformes	Turdidae	<i>Turdus albicollis</i>	sabiá-coleira
Passeriformes	Mimidae	<i>Mimus saturninus</i>	sabiá-do-campo
Passeriformes	Passerellidae	<i>Zonotrichia capensis</i>	tico-tico
Passeriformes	Parulidae	<i>Setophaga pitiayumi</i>	mariquita-do-sul
Passeriformes	Icteridae	<i>Icterus pyrrhopterus</i>	encontro
Passeriformes	Icteridae	<i>Molothrus bonariensis</i>	chupim
Passeriformes	Thraupidae	<i>Thraupis sayaca</i>	sanhaço-cinzento
Passeriformes	Thraupidae	<i>Thraupis palmarum</i>	sanhaço-do-coqueiro
Passeriformes	Thraupidae	<i>Stilpnia cayana</i>	saíra-amarela
Passeriformes	Thraupidae	<i>Nemosia pileata</i>	saíra-de-chapéu-preto
Passeriformes	Thraupidae	<i>Volatinia jacarina</i>	tiziu
Passeriformes	Thraupidae	<i>Coryphospingus cucullatus</i>	tico-tico-rei
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tachyphonus coronatus</i>	tiê-preto
Passeriformes	Thraupidae	<i>Tersina viridis</i>	saí-andorinha
Passeriformes	Thraupidae	<i>Dacnis cayana</i>	saí-azul
Passeriformes	Thraupidae	<i>Coereba flaveola</i>	cambacica
Passeriformes	Thraupidae	<i>Thlypopsis sordida</i>	saí-canário
Passeriformes	Cardinalidae	<i>Habia rubica</i>	tiê-de-bando
Passeriformes	Fringillidae	<i>Euphonia chlorotica</i>	fim-fim
Passeriformes	Fringillidae	<i>Chlorophonia cyanocephala</i>	gaturamo-rei

*Referenciado de Remsen et al. (2025). Fonte: elaboração própria

REMSEN, J. V. JR. et al. **A classification of the bird species of South America**. Disponível em: <<https://www.museum.lsu.edu/~Remsen/SACCBaseline01.htm>>. Acesso em: 30 jan. 2025.

APÊNDICE D – REDES DE INTERAÇÕES EM ALTA RESOLUÇÃO

Documento com imagens das redes de interações deste estudo em alta resolução. Disponível no link:

<<https://drive.google.com/file/d/1V68P4Rdb9rVZcaZ6ZucP34Pv0oGayPj/view?usp=sharing>

>

APÊNDICE E – GRÁFICOS DE *BOXPLOT* COM AS MÉTRICAS DAS REDES

Figura 1 – Gráfico de boxplot demonstrando a significância das métricas observadas (pontos laranjas) para as redes de interações das áreas rurais, em relação aos valores do modelos nulos representados pelos boxplots. Legenda: nest – aninhamento ponderado; H2 – especialização; Con – conectância ponderada; ie – uniformidade de interações; mod – modularidade ponderada. Fonte: elaboração própria.

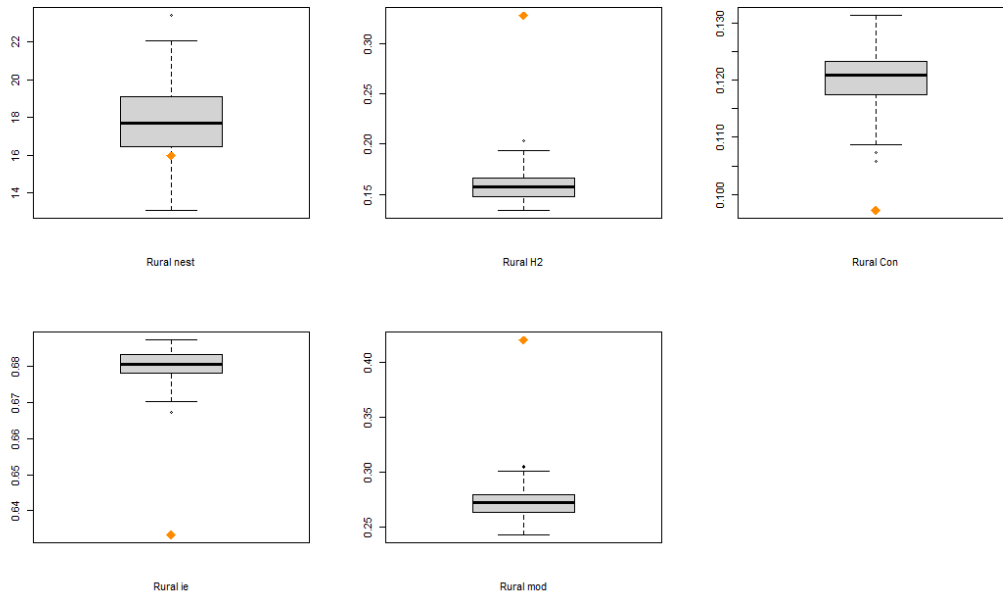


Figura 2 – Gráfico de boxplot demonstrando a significância das métricas observadas (pontos laranjas) para as redes de interações excludentes de espécies exóticas das áreas rurais (NAT), em relação aos valores do modelos nulos representados pelos boxplots. Legenda: nest – aninhamento ponderado; H2 – especialização; Con – conectância ponderada; ie – uniformidade de interações; mod – modularidade ponderada. Fonte: elaboração própria.

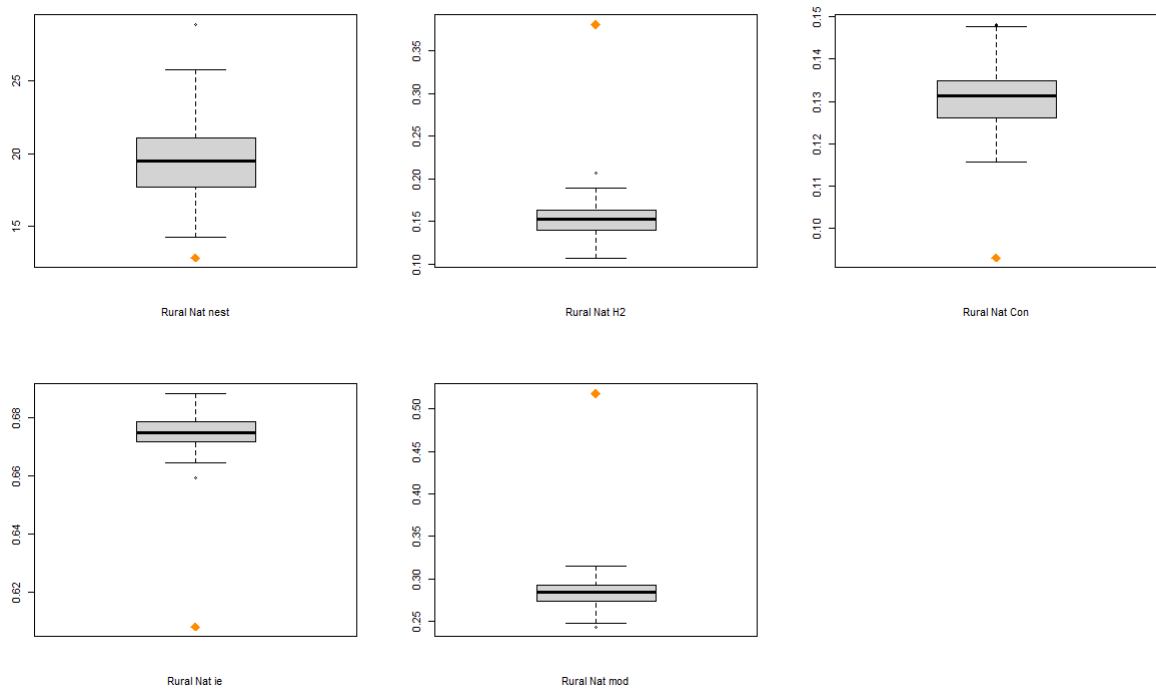


Figura 3 – Gráfico de boxplot demonstrando a significância das métricas observadas (pontos laranjas) para as redes de interações das áreas rurais, considerando apenas interações com potencial de dispersão de sementes, em relação aos valores do modelos nulos representados pelos boxplots (PDS). Legenda: nest – aninhamento ponderado; H2 – especialização; Con – conectância ponderada; ie – uniformidade de interações; mod – modularidade ponderada. Fonte: elaboração própria.

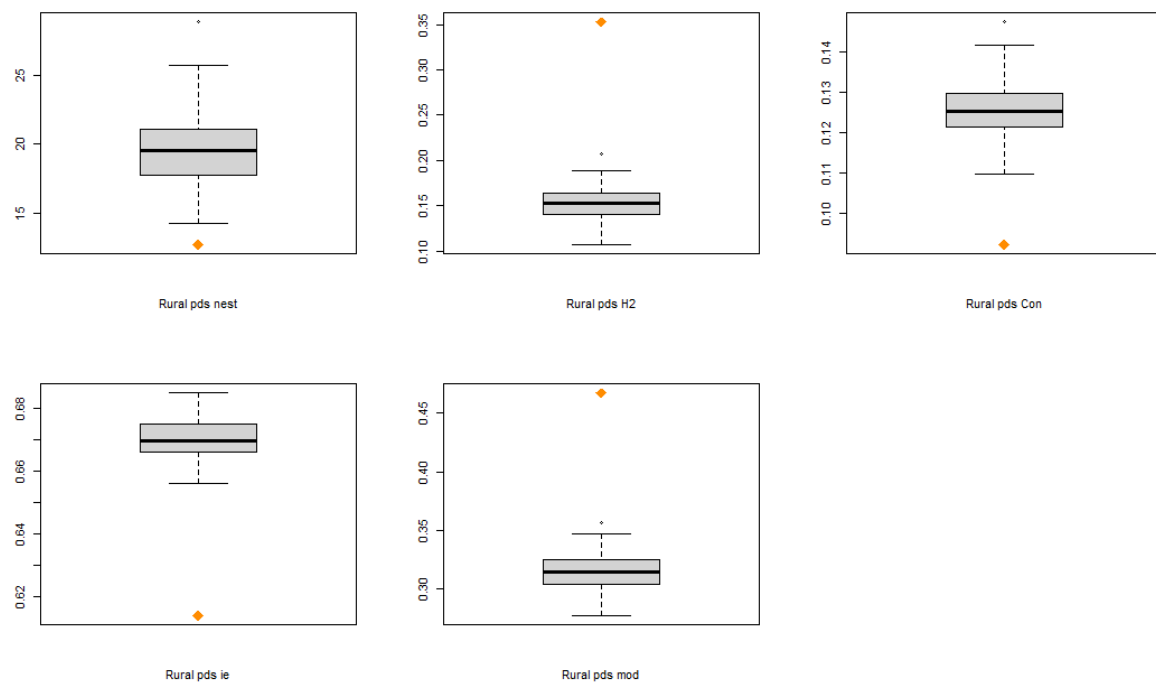


Figura 4 – Gráfico de boxplot demonstrando a significância das métricas observadas (pontos laranjas) para as redes de interações das áreas urbanas, em relação aos valores do modelos nulos representados pelos boxplots.

Legenda: nest – aninhamento ponderado; H2 – especialização; Con – conectância ponderada; ie – uniformidade de interações; mod – modularidade ponderada. Fonte: elaboração própria.

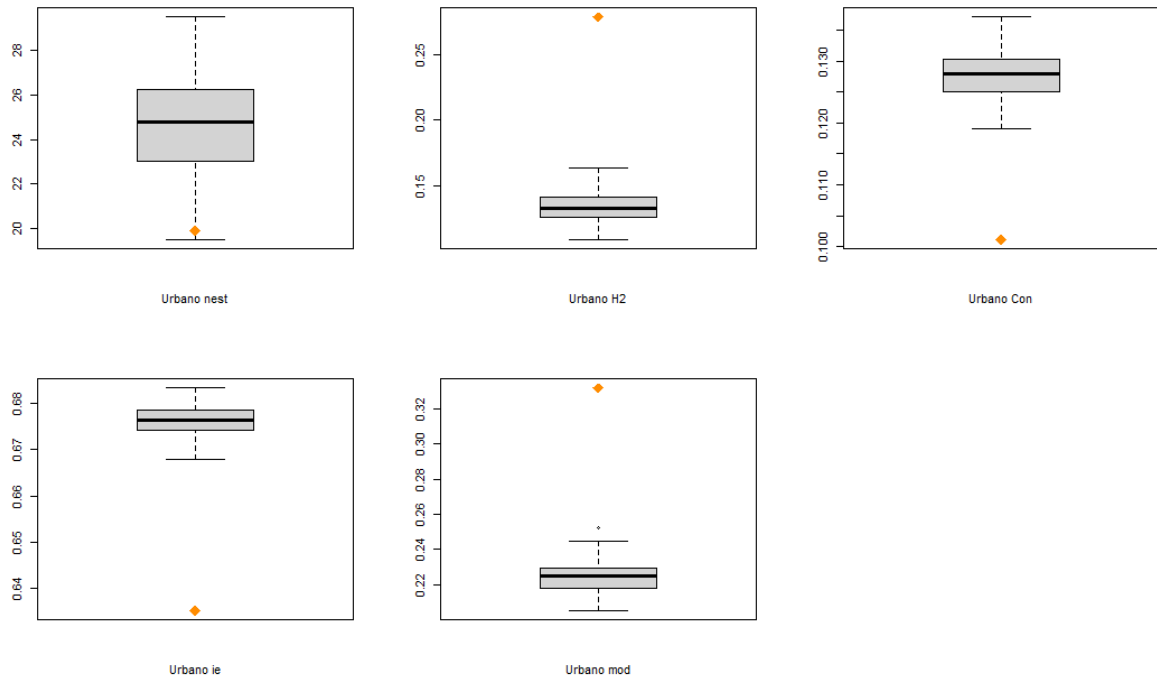


Figura 5 – Gráfico de boxplot demonstrando a significância das métricas observadas (pontos laranjas) para as redes de interações excludentes de espécies exóticas das áreas urbanas (NAT), em relação aos valores do modelos nulos representados pelos boxplots. Legenda: nest – aninhamento ponderado; H2 – especialização; Con – conectância ponderada; ie – uniformidade de interações; mod – modularidade ponderada. Fonte: elaboração própria.

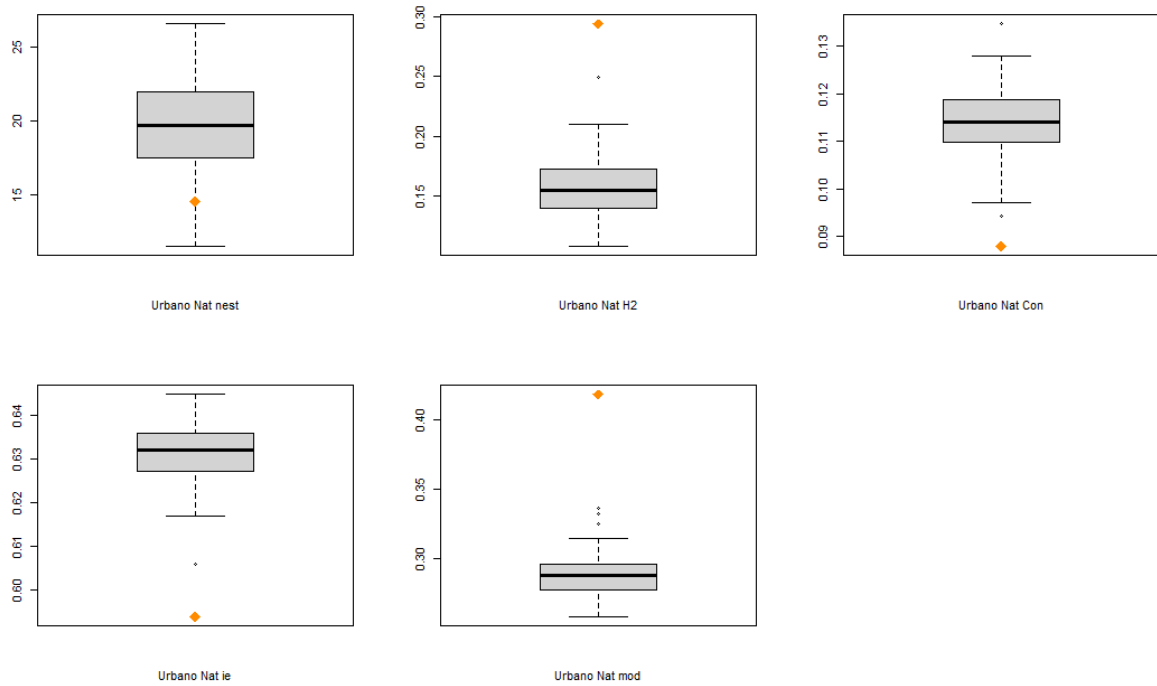


Figura 6 – Gráfico de boxplot demonstrando a significância das métricas observadas (pontos laranjas) para as redes de interações das áreas urbanas, considerando apenas interações com potencial de dispersão de sementes (PDS), em relação aos valores do modelos nulos representados pelos boxplots. Legenda: nest – aninhamento ponderado; H2 – especialização; Con – conectância ponderada; ie – uniformidade de interações; mod – modularidade ponderada. Fonte: elaboração própria.

