



Ecologia das Interações Planta-Visitante Floral na Mata Atlântica: Síntese e Lacunas de Conhecimento em Ecossistemas Abertos e Florestais

Ecology of Plant-Floral Visitor Interactions in the Atlantic Forest: Synthesis and Knowledge Gaps in Open and Forest Ecosystems

Juliana Hipólito^{1,2*}, Rafaela Jardim Bonet^{2,3}, Pedro Joaquim Bergamo^{2,4}, Sara Stefani Domingos^{2,4}, Thiago Mahlmann^{1,2}, Alejandro Restrepo-González^{2,3}, Isabela Galarda Varassin^{2,3}, Caroline Yassuko Hazama Zeferini⁵, Miriam Kaehler^{2,3}

¹ Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), Av. José Ruschi, 4, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil, 29650-000, juliana.hipolito@inma.gov.br, Orcid: 0000-0002-0721-3143 thiago.mahlmann@inma.gov.br, Orcid: 0000-0002-0381-6377

² Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Polinização (INPol), Rio de Janeiro, Brasil

³ Universidade Federal do Paraná (UFPR), Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Av. Cel. Francisco H. dos Santos, 10, Curitiba, Paraná, Brasil, 81530-000, rafajardim27@gmail.com, Orcid: 0000-0002-0475-9351 aleresgo0628@gmail.com, Orcid: 0000-0002-4088-6139, isagalarda@ufpr.br, Orcid: 0000-0001-9189-8765, mikaehler@gmail.com, Orcid: 0000-0001-7851-8764

⁴ Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro, Departamento de Biodiversidade (Unesp), Av. 24A, 1515, Rio Claro, São Paulo, Brasil, 13506-900, pedro.bergamo@unesp.br, Orcid: 0000-0002-4984-4410 sara.stefani@unesp.br, Orcid: 0000-0002-0600-4649

Resumo

A Mata Atlântica, *hotspot* global de biodiversidade, enfrenta intensa fragmentação. Estudos sobre interações ecológicas, como a polinização, são cruciais para sua conservação. Este trabalho revisa sistematicamente interações planta-visitante floral em áreas abertas e florestais da Mata Atlântica brasileira. Compilamos 21.770 registros de interações (SIIPP e literatura até maio de 2025), resultando em 12.333 interações após filtragem para identificação em nível de espécie. Do total, 62,8% ocorreram em áreas fechadas, 33,6% em áreas abertas e 3,6% sem identificação de habitat. Estudos concentraram-se em SP, PR, RJ e RS, com lacunas em estados costeiros como BA e ES, mas as estimativas de densidade de registros indicam maiores valores em RJ, AL, PR e SP. Plantas tiveram maior resolução taxonômica (93% em espécie) que animais (75,2%). Fabaceae, Bromeliaceae e Asteraceae (esta dominante em abertas) foram as famílias de plantas mais representadas; abelhas (Anthophila) e Trochilidae dominaram entre os animais. Muitas famílias (43 de plantas, 18 de animais em áreas abertas) tiveram ≤ 10 registros, indicando lacunas taxonômicas/ecológicas. O termo “polinização” foi predominante no geral (48%), mas em áreas abertas “visitação” prevaleceu (57,8%). A maioria das interações envolveu espécies nativas, apesar de haver registros de não nativas. Conclui-se que, apesar do conhecimento, lacunas geográficas, taxonômicas e metodológicas persistem, exigindo abordagens integrativas, padronização de dados e expansão da pesquisa para melhor entendimento e conservação do bioma.

Palavras-chave: Biodiversidade, Conservação, Polinização, História natural

5 Universidade Federal de Goiás (UFG), Av. Esperança, s/n, Goiânia, Goiás, Brasil, 74690-900, carolineyassuko@gmail.com, Orcid: 0000-0002-7926-6228

*Autor correspondente: juliana.hipolito@inma.gov.br

Recebido: 08/10/2025
Aceito: 10/12/2025

Abstract

The Atlantic Forest, a global biodiversity hotspot, faces intense fragmentation. Studies on ecological interactions, such as pollination, are crucial for its conservation. This work systematically reviews plant-floral visitor interactions in open and forest areas of the Brazilian Atlantic Forest. We compiled 21,770 interaction records (SIIPP and literature up to May 2025), resulting in 12,333 interactions after filtering for species-level identification. Of the total, 62.8% occurred in closed areas, 33.6% in open areas, and 3.6% lacked habitat identification. The studies were concentrated in SP, PR, RJ, and RS, with gaps in coastal states like BA and ES. Plants showed higher taxonomic resolution (93% at species level) than animals (75.2%). Fabaceae, Bromeliaceae, and Asteraceae (the latter dominant in open areas) were the most represented plant families; bees (Anthophila) and Trochilidae dominated among animals. Many families (43 plant, 18 animal in open areas) had ≤ 10 records, indicating taxonomic/ecological shortfalls. The term "pollination" was generally predominant (48%), but "visitation" prevailed in open areas (57.8%). Most interactions involved native species, despite there were records of non-natives. We conclude that despite existing knowledge, geographical, taxonomic, and methodological gaps persist, requiring integrative approaches, data standardization, and expanded research for better understanding and conservation of this biome.

Keywords: Biodiversity, conservation, pollination, natural history.

INTRODUÇÃO

A Mata Atlântica, designada como um dos principais hotspots globais de biodiversidade, é caracterizada por sua excepcional riqueza taxonômica e um elevado grau de endemismo, abrigando uma proporção substancial da diversidade biológica terrestre (Alves-dos-Santos, 1999; Chazdon, 2014; Marques & Grelle, 2021). A funcionalidade ecológica deste bioma é intrinsecamente associada à provisão de serviços ecossistêmicos cruciais, notadamente a regulação hídrica, a manutenção da fertilidade do solo e, fundamentalmente, a polinização (Hummel, 2019). Contudo, a despeito de sua intrínseca valoração ecológica, a Mata Atlântica enfrenta severos processos de fragmentação e perda de habitat, induzidos por pressões antrópicas, resultando em um comprometimento significativo

da integridade e funcionalidade de suas redes ecológicas (Cardoso & Gonçalves, 2018; Piotto et al., 2019). Neste contexto, o registro da biodiversidade e de funções ecológicas fundamentais como a polinização configura uma ferramenta importante para a conservação (Salim et al., 2022).

As interações ecológicas, como a polinização, assumem um papel central na manutenção da resiliência e funcionalidade dos ecossistemas (Balvanera et al., 2005). A polinização, mediada por uma vasta gama de animais – de insetos como abelhas (Diniz & Buschini, 2016; Gonçalves & Melo, 2005; Gonçalves et al., 2009; Gruchowski-Woitowicz et al., 2024), borboletas (Cruz et al., 2012) e vespas (Hermes & Kohler, 2006; Mello et al., 2011) a vertebrados como beija-flores (Sazima et al.,

1996) e morcegos (Fischer et al., 1992; Sanmartín-Gajardo & Sazima, 2005; Sazima et al., 1995) – é um processo fundamental para a reprodução de grande parte das angiospermas, sustentando tanto a biodiversidade nativa quanto a produção agrícola. Os altíssimos níveis de diversidade da Mata Atlântica se refletem em uma enorme variedade de interações planta-polinizador (Varassin et al., 2021). Portanto, é imperativo conduzir uma abordagem compreensiva destas interações, considerando a complexidade e a singularidade dos seus diferentes habitats mesmo dentro de um único bioma.

Embora a Mata Atlântica seja amplamente reconhecida por suas formações florestais densas, o bioma constitui um complexo mosaico fitofisionômico que abrange um conjunto diversificado e ecologicamente distinto de ecossistemas não-florestais, também referidos como áreas abertas (Joly et al., 2014; Neves et al., 2017). Estes incluem a Restinga, os Campos Rupestres, os Inselbergs, os Campos de Altitude e os Brejos e Campos Alagados, moldados por fatores abióticos específicos como solos arenosos e oligotróficos, afloramentos rochosos, altitudes elevadas e regimes hídricos únicos (Vasconcelos, 2011). Existe um viés de estudos de polinização para os ambientes florestais da Mata Atlântica (Varassin et al., 2021). As áreas abertas, porém, possuem características ecológicas e dinâmicas de polinização particulares, como a alta generalização observada em campos de altitude (Bergamo et al., 2021; Freitas & Sazima 2006) e elevada frequência de dioécia na restinga (Benevides et al., 2022).

Ao longo dos anos, a Mata Atlântica foi um dos biomas brasileiros mais devastados. Apesar disso, este bioma ainda se destaca pela notável diversidade de interações planta-polinizador que abriga (Gonçalves et al., 2009; Valadão-Mendes et al., 2025). Contudo, persistem lacunas para compreender como estão representados os estudos no bioma, incluindo a

proporção de estudos nos diferentes ecossistemas. O conhecimento atual sobre a ecologia da polinização na Mata Atlântica, embora crescente, ainda se apresenta de forma dispersa e com lacunas significativas, tanto em termos geográficos quanto taxonômicos (Varassin et al., 2021), com especial destaque para a necessidade de estudos aprofundados nas formações abertas. A identificação dos principais focos de investigação, das regiões mais exploradas e, especialmente, das áreas e grupos menos estudados, é essencial para direcionar futuras pesquisas e otimizar os esforços de conservação. Diante desse contexto, neste artigo, apresentamos uma revisão sistemática das interações planta-polinizadores em áreas abertas da Mata Atlântica do Brasil. Descrevemos os grupos mais e menos amostrados de plantas e de visitantes florais, em diferentes categorias taxonômicas; os tipos de interações planta-animal registradas na Mata Atlântica; e por fim, a variação espacial da amostragem das interações nos estados brasileiros.

MATERIAL E MÉTODOS

Para caracterizar os padrões de interações planta-polinizador na Mata Atlântica, compilamos dados do Sistema de Informação sobre Interações Planta-Polinizador (daqui em diante SIIPP) (<https://rebipp-db.jbrj.gov.br/pt-BR/statistics>). Adicionalmente, para atualizar os registros da base compilados até o ano de 2022, realizamos a busca ativa na literatura, focando em interações planta-polinizador nas plataformas Web of Science (www.webofscience.com) e Scopus (www.scopus.com). Inicialmente, empregamos uma abordagem automatizada para encontrar os termos de pesquisa (Grames et al., 2019), para identificar artigos usando os termos de pesquisa: “pollin*”, “poliniza*”, “flora*”, “visit*”, “campo*”, “grassland*”, “Mata Atlântica”, “Floresta Atlântica”, “Atlantic *forest”, “Brasil”, “Brazil”; abrangendo o período de 2023 a maio de 2025. Essa janela temporal foi

definida porque as interações publicadas até 2022 já haviam sido compiladas pela base SIIPP, Iamara-Nogueira et al. (2022) e Boscolo et al. (2023).

Complementarmente, conduzimos buscas no Google Scholar (www.scholar.google.com), desconsiderando intervalo de tempo, com a intenção de capturar dados de revistas não indexadas nas bases citadas acima. Para esta busca foram usados os mesmos termos listados acima e foram considerados os primeiros 100 artigos, dos quais foram retidos apenas os que não estavam incluídos no SIIPP. As informações das plantas e animais envolvidos, tipo de interação e a localização geográfica do evento foram compiladas em um banco de dados compatível com o SIIPP. A partir destas duas bases, foram avaliadas a origem dos táxons (nativos ou não nativos), a distribuição geográfica nos estados brasileiros e a riqueza taxonômica. Para caracterizar a estrutura de riqueza taxonômica das interações, foram elencadas as dez famílias de cada grupo, plantas e animais, com mais registros de interações em áreas abertas e fechadas na Mata Atlântica; e as dez famílias de plantas e animais com dez ou menos registros de interações.

A categoria “interação” incluiu a localização das interações amostradas (estado e município), tipo de interação (visitação, polinização, pilhagem de recursos, uso como recurso - como uso para alimentação e nidificação - e demais interações bióticas) e habitat. Para habitat, foram considerados “áreas abertas” trabalhos com registros relacionados a pelo menos um tipo de vegetação: Restinga, Campos Rupestres, Inselbergs, Campos de Altitude, Brejos e Campos Alagados. Estudos conduzidos em áreas exclusivamente florestais foram considerados na categoria “áreas fechadas”. Para o tipo de interação foram usadas as definições apresentadas nos artigos fonte e que fossem compatíveis com as definições propostas por Salim et al. (2022), detalhadas em <https://ppi.rebipp.org.br/terms/>. A origem dos organismos envolvidos nas interações

foi baseada nos dados apresentados nos artigos fonte. Realizamos toda a manipulação dos dados no ambiente R v4.4.3 (R Core Team 2025), utilizando os pacotes `dplyr` (Wickham et al., 2025), `string` (Wickham, 2023) e `rcrossref` (Chamberlain et al., 2022).

As interações constantes no banco de dados foram georreferenciadas preferencialmente pelas coordenadas contidas no artigo fonte dos dados. Quando as coordenadas geográficas não foram fornecidas, o georreferenciamento foi feito pela descrição da localidade de estudo buscada no programa Google Earth. No caso de registros com apenas o município descrito, foram usados os centróides da área do município. No caso de interações sem essas informações mínimas, estas foram descartadas da análise. A listagem de interações georreferenciadas foi reprojeta para um sistema de coordenadas planimétrico (EPSG:5880, SIRGAS 2000/Brazil Polyconic) para garantir a consistência e foram produzidos mapas de calor pela Estimativa de Densidade de Kernel. Esta ferramenta ajusta uma função bidimensional que contabiliza pontos dentro de um raio de influência específico, atribuindo um peso com base na distância de cada ponto em relação à localização de interesse. Como resultado são gerados mapas que evidenciam a intensidade das amostras por unidade de área (da Silva, 2023). Devido à grande área de Floresta Atlântica, foram produzidos mapas com raio de 50 Km e 100 Km para a avaliação, sendo apresentado apenas o mapa com raio de 100 Km. Os mapas foram produzidos usando os pacotes `sf` (Pebesma & Bivand, 2023), `geobr` (Pereira & Gonçalves, 2024) e `raster` (Hijmans, 2025).

Para avaliar a completude de amostragem das interações, foi feita uma análise de curvas de rarefação e extrapolação usando o pacote `iNEXT` (Hsieh et al., 2016). Para cada habitat foram compiladas as frequências de espécies de animais e plantas, bem como as frequências de pares de interações únicas envolvendo apenas espécies. Por serem dados de contagens, foram realizadas

análises de abundância. Foram estimados os três números de Hill que correspondem a sensibilidades distintas às frequências (Chao et al., 2014): riqueza de espécies ($q=0$), diversidade de Shannon exponenciada ($q=1$) e diversidade de Simpson invertida ($q=2$). Estas métricas estimam tanto a diversidade observada quanto a diversidade assintótica predita permitindo uma estimativa de completude da amostragem (observado/estimado). Riqueza de espécies é um índice altamente sensível a interações raras, enquanto o índice de Shannon captura tanto riqueza quanto uniformidade das interações e o índice de Simpson captura principalmente interações mais frequentes sendo quase não afetado pelas raras. Assim estes três índices combinados permitem uma visão geral sobre a amostragem de espécies evidenciando a abundância de interações raras, moderadamente frequentes e muito frequentes (Hsieh et al., 2016).

RESULTADOS

O conjunto total de dados contou com 21.770 registros, sendo 15.236 do SIIPP e 6.534 da atualização das buscas e inclusão dos dados de revistas não indexadas. As buscas realizadas nas bases Scopus e Web of Science resultaram em 27 artigos, dos quais sete foram analisados. As buscas realizadas no Google Scholar resultaram em 15 artigos analisados. Os registros obtidos nas buscas foram filtrados para incluir organismos com interação planta-flor identificados em nível de espécie, resultando em 12.333 interações em Floresta Atlântica. Destes registros, 9.428 são provenientes do SIIPP e 2.905 são provenientes da atualização das buscas nas bases Web of Science e Scopus e os registros capturados pelas buscas em revistas não indexadas. Do total, 33,6% (4.150 registros) foram obtidos em áreas abertas e 62,8% (7.746 registros) em áreas fechadas (Figura 1). Não foi possível identificar o tipo de habitat de 437 interações (3,5%).

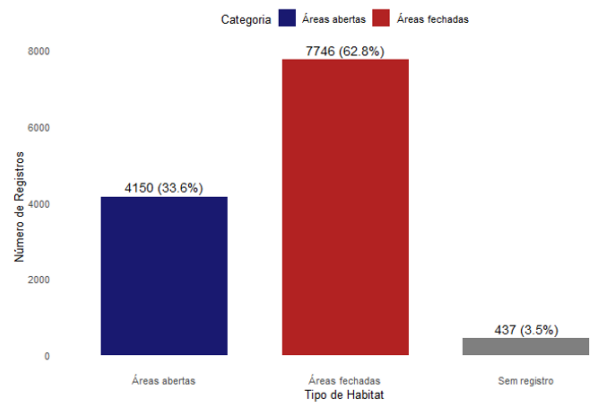


Figura 1. Número e proporção de registros de interações planta-polinizador por tipo de habitat na Mata Atlântica. Os registros são categorizados em: Áreas Abertas, Áreas Fechadas (formações florestais) e Sem Registro (onde o habitat não pôde ser identificado).

A investigação da distribuição geográfica dos registros de interações em áreas abertas revelou uma concentração de estudos em alguns estados brasileiros (Figura 2, Tabela 1). O estado de São Paulo liderou com 3.171 registros, seguido pelo Paraná com 1.906 registros, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul (1.329 e 1.328 registros, respectivamente).

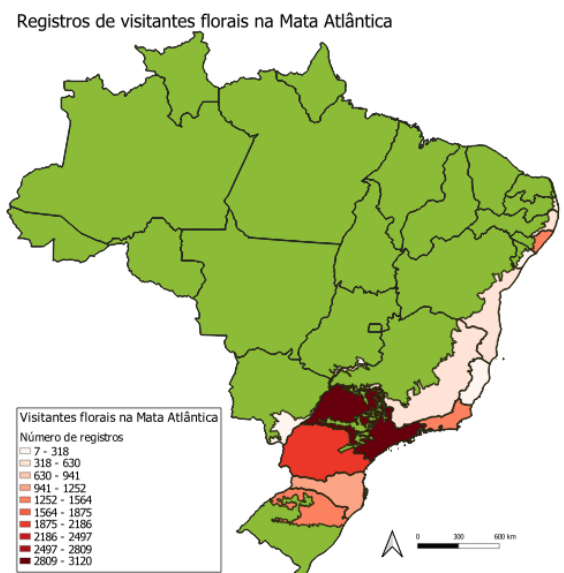


Figura 2. Mapa de distribuição espacial dos registros de visitantes florais em trabalhos realizados na Mata Atlântica. O mapa ilustra a concentração e as lacunas geográficas dos estudos entre os estados brasileiros.

Tabela 1. Número total de registros de interações planta-polinizador por estado e por tipo de habitat (Áreas Abertas, Áreas Fechadas, Sem Registro). A categoria "Sem Registro" inclui interações onde não foi possível identificar o estado ou o tipo de habitat a partir dos dados de literatura.

	Total	Áreas abertas	Áreas fechadas	Sem Registro
São Paulo	3 171	1 040	1 862	269
Paraná	1 906	1 067	839	-
Rio de Janeiro	1 329	113	1 136	80
Rio Grande do Sul	1 328	871	416	41
Alagoas	1 315	3	1 312	-
Santa Catarina	1 244	753	485	6
Pernambuco	469	3	462	4
Minas Gerais	468	83	377	8
Bahia	324	18	298	8
Espírito Santo	287	20	267	-
Paraíba	136	105	31	-
Mato Grosso do Sul	93	-	93	-
Sergipe	12	-	12	-
Sem informação	251	74	156	21
Total	12 333	1 150	7 746	437

Estados com extensa faixa litorânea, como Bahia e Espírito Santo, apresentaram um número significativamente menor de registros (324 e 287, respectivamente), indicando lacunas geográficas de pesquisa. De fato, a estimativa de densidade de Kernel (KDE) revelou um padrão de

amostragem geograficamente desigual na Mata Atlântica (Tabela 2). Estados como Rio de Janeiro e São Paulo destacaram-se com alta cobertura geográfica (47,1% e 21,3% de suas células amostradas, respectivamente) e elevada densidade média de registros (0,037 e 0,018 registros/km²). Em contraste, estados como Minas Gerais e Bahia, embora apresentem grandes extensões territoriais, exibiram uma cobertura amostral inferior a 6%, resultando em densidades médias muito baixas (< 0,001 registro/km²). Padrões distintos foram observados em estados como Alagoas, que, apesar de uma amostragem geograficamente restrita (apenas 4,55% de cobertura), apresentou uma das maiores densidades estimadas pela KDE, indicando uma concentração extrema de esforço em áreas de alta ocorrência. Os resultados apontam para um padrão de esforço amostral concentrado que não reflete padrões ecológicos de distribuição de espécies, indicando uma tendência de amostras na região sudeste (Figura 3).

Tabela 2: Métricas de esforço amostral por estado na Mata Atlântica. Número de interações que puderam ser georreferenciadas (ntotal=9.545), número total de células de cada estado (raio de 100 Km), número de células que possuem registros (raio de 100 Km), cobertura territorial, densidade observada e Estimativa de Densidade de Kernel (KDE).

Estado	Nº de registros	Células totais	Células amostradas	Cobertura territorial (%)	Densidade observada (registros/km ²)	KDE
Alagoas	1307	7	1	14.29	0.026	3.07e-12
Bahia	244	83	10	12.05	0.0006	3.69e-14
Espírito Santo	280	14	3	21.43	0.004	4.74e-13
Minas Gerais	460	85	11	12.94	0.001	1.21e-13
Mato Grosso do Sul	93	51	1	1.96	0.0002	1.01e-13
Paraná	1867	32	7	21.88	0.007	8.53e-13
Paraíba	17	14	1	7.14	0.0003	2.32e-14
Pernambuco	214	24	3	12.50	0.002	5.49e-13
Rio de Janeiro	938	12	7	58.33	0.026	2.26e-12
Rio Grande do Sul	1292	44	9	20.45	0.003	5.88e-13
Santa Catarina	597	19	4	21.05	0.014	8.29e-13
Sergipe	15	7	2	28.57	0.0007	4.85e-14
São Paulo	2221	44	15	34.09	0.009	8.31e-13

As análises de riqueza estimada realizadas (número de Hill $q=0$) demonstram que a amostragem é diferente entre áreas abertas e fechadas (Figura 4). Em áreas abertas, foram amostradas 485 espécies de animais, representando 79% da riqueza estimada (616 espécies, IC 95% = 569–662). Nas áreas fechadas houve uma maior amostragem, 770 espécies, contudo isto representa apenas 71% da riqueza total estimada (995 espécies, IC 95% = 913–1.077). Com as plantas, em áreas abertas foram amostradas 690 espécies, representando 88% da riqueza estimada (784, IC 95% 742–827). Nas áreas fechadas foram amostradas 890 espécies, representando 83% da riqueza estimada (1.068, IC 95% = 1.010–1.126).

Considerando as interações únicas como unidade de amostragem, nas áreas abertas foram relatadas 2.763 interações o que representa apenas 30% da riqueza estimada (9.319, IC 95% = 8.631–10.008) enquanto em áreas fechadas possuem

3.786 registros, o que representa 33% do estimado (11.468, IC 95% = 10.737–12.199).

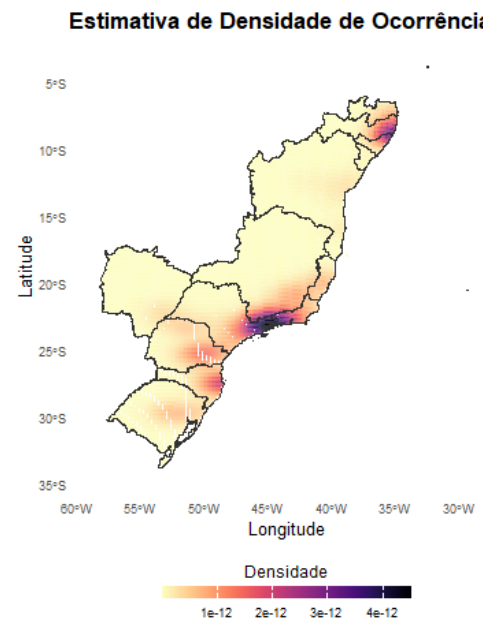


Figura 3. Mapa de Estimativa de Densidade de Kernel para um raio de 100 Km das interações registradas e georreferenciadas.

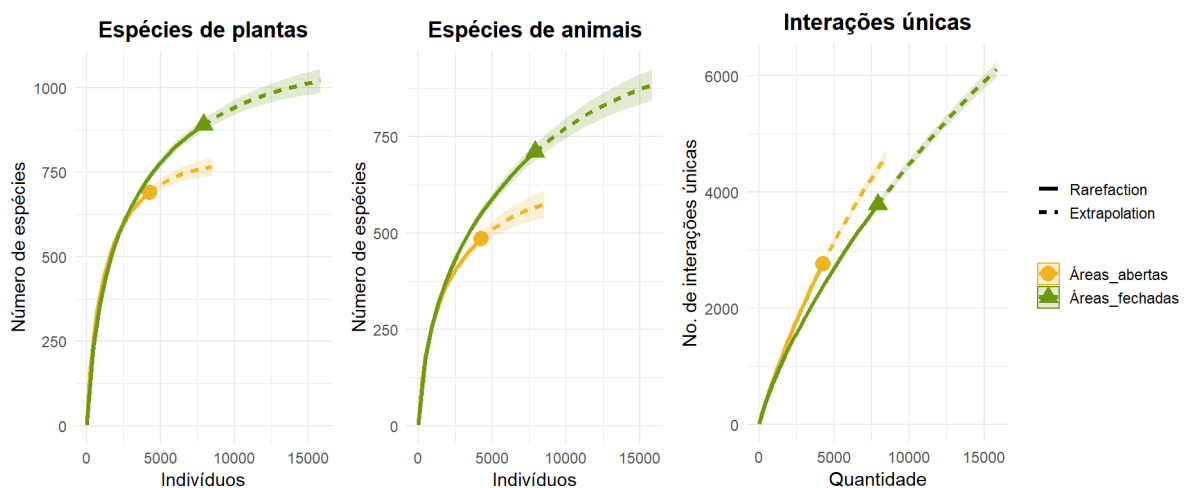


Figura 4. Curvas de rarefação/extrapolação dos dados amostrados das espécies de plantas, animais e de pares de interações únicas

Já os outros números de Hill ($q=1$ e $q=2$), menos sensíveis à interferência do valor de frequência, variaram entre as análises de espécies e de interações únicas (Tabela 3). Os índices de diversidade de Shannon para os animais (92% em áreas abertas e 94% em áreas fechadas) e plantas (90% em áreas abertas e 93% em áreas fechadas) e de Simpson para animais (0.99% em ambas as áreas) e (97% para áreas abertas e 99% para áreas fechadas) indicam que as espécies de plantas e animais mais frequentes e dominantes foram bem

amostradas nos dois tipos de ambientes, enquanto espécies raras permanecem quase incompletamente amostradas. Para as interações únicas, o índice de Shannon mostrou completude de amostragem intermediária (38% em áreas abertas e 52% em áreas fechadas), refletindo uma tendência na amostragem para pares de interatores mais frequentes. Em contrapartida, o índice de Simpson foi mais alto (83% em áreas abertas e 87% em áreas fechadas) sugerindo que as

interações únicas mais frequentes estão bem representadas no conjunto de dados.

Tabela 3. Estimativas de rarefação-extrapolação. Grupo analisado, tipo de ambiente, índice (números de Hill), frequência observada, frequência estimada, erro padrão, intervalo de confiança de 95% e completude da amostragem.

Grupo	Ambiente	Índice	Observado	Estimativa	Erro Padrão	IC 95%	Completude (%)
Plantas	Áreas abertas	q0	690.00	784.37	21.71	741.81–826.92	0.88
		q1	334.70	370.55	7.93	355.02–386.09	0.90
		q2	117.10	120.39	6.80	107.06–133.72	0.97
	Áreas fechadas	q0	890.00	1068.20	29.49	1010.41–1126.00	0.83
		q1	273.58	294.79	6.06	282.92–306.66	0.93
		q2	76.34	77.08	2.66	71.87–82.29	0.99
Animais	Áreas abertas	q0	485.00	615.78	23.70	569.33–662.23	0.79
		q1	152.74	165.54	3.77	158.15–172.93	0.92
		q2	64.36	65.33	1.97	61.46–69.20	0.99
	Áreas fechadas	q0	710.00	994.85	41.72	913.07–1076.62	0.71
		q1	166.44	178.45	3.28	172.02–184.88	0.93
		q2	65.20	65.73	1.45	62.88–68.58	0.99
Interações únicas	Áreas abertas	q0	2763.00	9319.54	351.23	8631.15–10007.94	0.30
		q1	1871.48	4914.38	149.77	4620.82–5207.93	0.38
		q2	731.02	882.71	58.06	768.93–996.50	0.83
	Áreas fechadas	q0	3786.00	11467.76	372.88	10736.92–12198.59	0.33
		q1	2080.59	4018.29	96.53	3829.09–4207.49	0.52
		q2	1000.62	1145.37	33.27	1080.16–1210.58	0.87

q0= Riqueza de espécies, q1 = índice de Shannon exponenciado, q3 = índice de Simpson invertido, IC=intervalo de confiança, completude das amostragens = observado/esperado x 100.

Caracterização Taxonômica das Interações

A qualidade da identificação dos organismos envolvidos nas interações variou entre plantas e animais. Dentre as 21.495 plantas, 19.995 (93%) foram identificadas em nível de espécie e 1.500 (7%) em nível supraespecífico. Dentre os 20.851 animais, 16.178 (75,2%) foram identificados em nível de espécie e 5.317 (24,7 %) em nível supraespecífico (Figura 5).

A diferença entre os números está relacionada aos registros de espécies sem nomes validados, e estes foram removidos das demais análises. Desta forma, como conjunto de dados para as demais análises, utilizamos apenas os organismos com identificação em nível de espécie, mas não fizemos a atualização dos

epítetos específicos e optamos por apresentar resultados apenas em nível genérico ou acima.

Famílias Mais Registradas

Três famílias alternaram-se quanto à maior riqueza (Figura 6). Considerando as interações no geral, tanto em áreas abertas quanto fechadas, as famílias de plantas melhor representadas (Figura 6) foram Fabaceae (2.598 registros, 21,1%), Bromeliaceae (1.996 registros, 16,2%) e Asteraceae (1.773 registros, 14,4%). Em contraste, nas áreas abertas da Mata Atlântica, destacaram-se Asteraceae (841 registros, 20,3%), seguida por Bromeliaceae (811 registros, 19,5%) e Fabaceae (184 registros, 4,4%) (Figura 6). Os gêneros de plantas melhor representados no

contexto geral foram Inga (Fabaceae), Aechmea (Bromeliaceae) e Erythrina (Fabaceae) (1388, 754 e 460 registros respectivamente) enquanto em áreas abertas são Aechmea, Baccharis (Asteraceae) e Ludwigia (Onagraceae) (414, 158 e 143 registros, respectivamente).

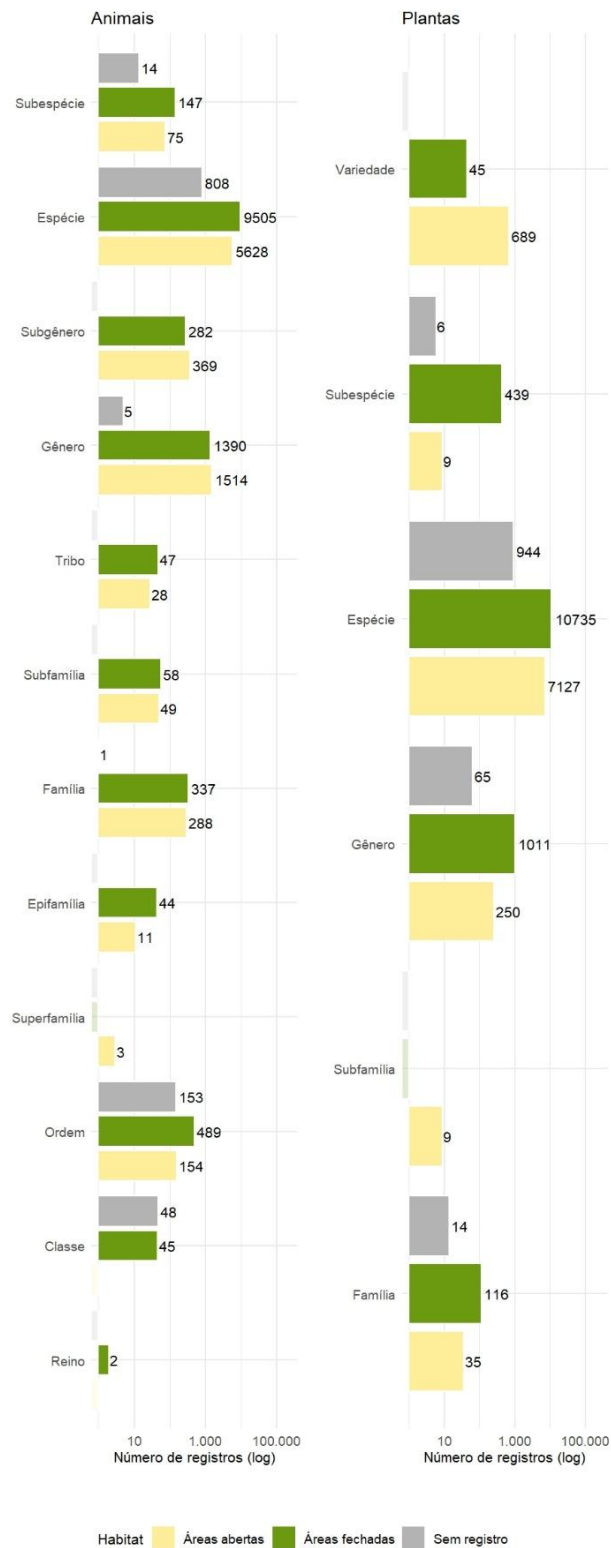


Figura 5. Nível taxonômico máximo de identificação dos organismos envolvidos nas interações por tipo de habitat. (A) Animais e (B) Plantas. "Sem registro"

indica os casos em que o habitat não pôde ser identificado a partir da fonte original.

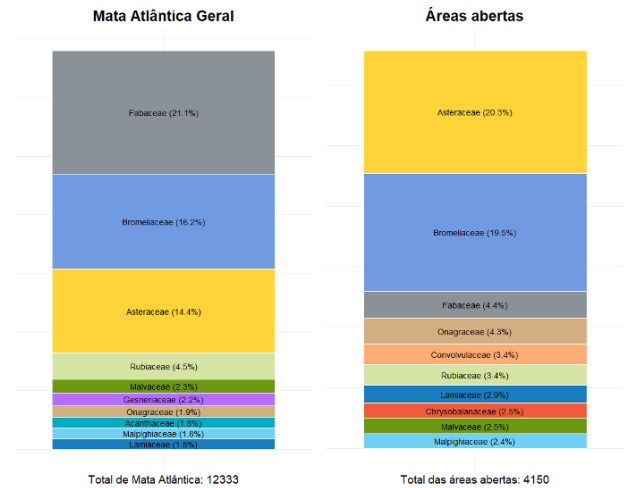


Figura 6. Proporção de registros das dez famílias de plantas com maior número de interações. As proporções são apresentadas para o conjunto geral de dados da Mata Atlântica e especificamente para as Áreas Abertas da Mata Atlântica.

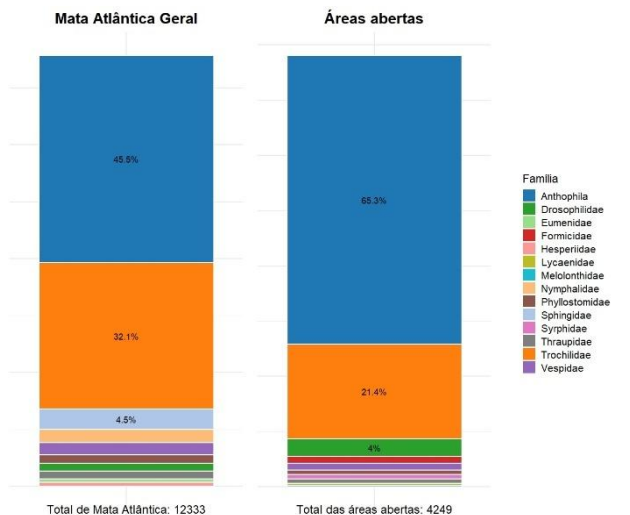


Figura 7. Proporção de registros das dez epifamílias/famílias de animais com maior número de interações. As proporções são apresentadas para o conjunto geral de dados da Mata Atlântica e especificamente para as Áreas Abertas da Mata Atlântica.

Para os animais, Hymenoptera (Insecta) foi a ordem com mais interações registradas em áreas abertas (2.925 registros) seguida por Apodiformes (Aves) (810 registros). As abelhas (Anthophila) foram o grupo com o maior número de registros, tanto no contexto geral (5.614 registros, 45,5%) quanto em áreas abertas (2.776

registros, 65,3%), reafirmando a dominância das abelhas como polinizadores na Mata Atlântica (Figura 7). Trochilidae também aparece entre as mais registradas em ambos os contextos (3.965 registros, 32,1%, e 809 registros, 21,4%, respectivamente), reforçando a importância dos beija-flores. Em áreas abertas sete dos dez gêneros de animais melhor representados são de Anthophila (em ordem de importância, *Bombus*, *Augochloropsis*, *Apis*, *Trigona*, *Xylocopa*, *Megachile* e *Centris*), junto a *Drosophila* (Diptera), e *Phaethornis* e *Ramphodon* (Trochilidae), enquanto no contexto geral quatro gêneros de beija-flores (em ordem de importância, *Phaethornis*, *Thalurania*, *Amazilia* e *Ramphodon*) figuram conjuntamente com seis gêneros de Anthophila (em ordem de importância, *Trigona*, *Apis*, *Bombus*, *Augochloropsis*, *Xylocopa* e *Centris*) entre os dez gêneros com mais interações registradas.

Famílias menos amostradas

Entre as famílias com 10 ou menos registros, no geral são 59 famílias de plantas em 28 ordens, enquanto em áreas abertas são 43 famílias de plantas em 26 ordens, destas famílias sete têm apenas um registro (Figura 8). Entre os animais, no geral 48 famílias em 12 ordens têm 10 ou menos registros, e em áreas abertas são 18 famílias em nove ordens, destas famílias, oito têm apenas um registro (Figura 9).

Tipos de Interação

A maior parte dos trabalhos reporta registros de “Polinização” como categoria predominante (48%) seguido de “Visitação” (44,6%) no conjunto geral. Em áreas abertas, a proporção inverte-se com “Visitação” com mais registros que “Polinização”, com 57,8% (17.578 registros) e 38,3% (5.800 registros), respectivamente (Figura 10).

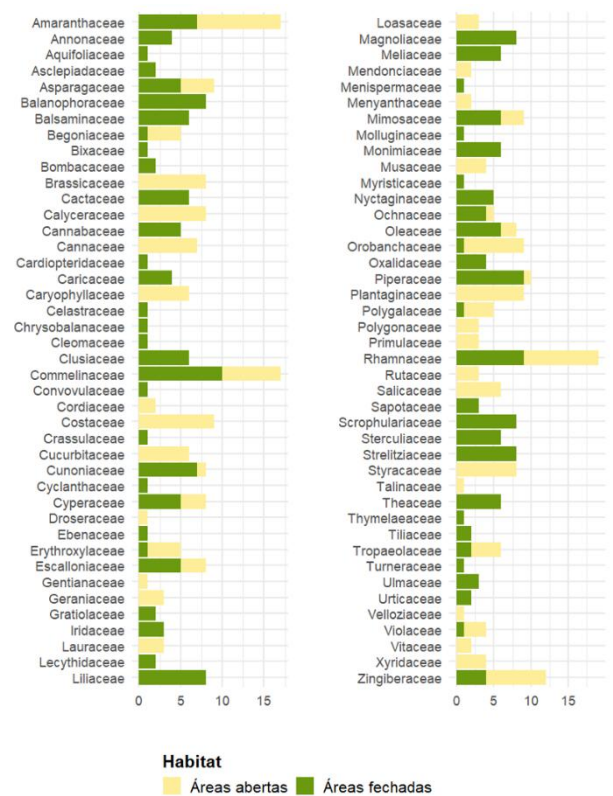


Figura 8. Famílias de plantas com 10 ou menos registros de interações. As barras representam os registros em áreas abertas e em áreas fechadas. A barra completa para cada família indica o valor geral de registros na Mata Atlântica.

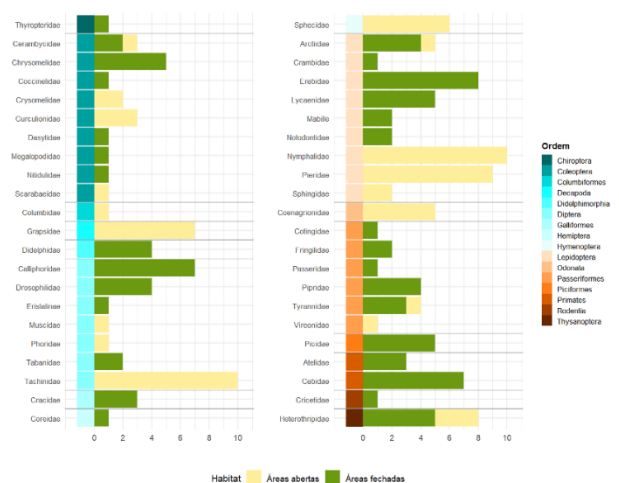


Figura 9. Famílias de animais com 10 ou menos registros de interações. As barras representam os registros em áreas abertas e em áreas fechadas, com as respectivas ordens. A barra completa para cada família indica o valor geral de registros na Mata Atlântica.

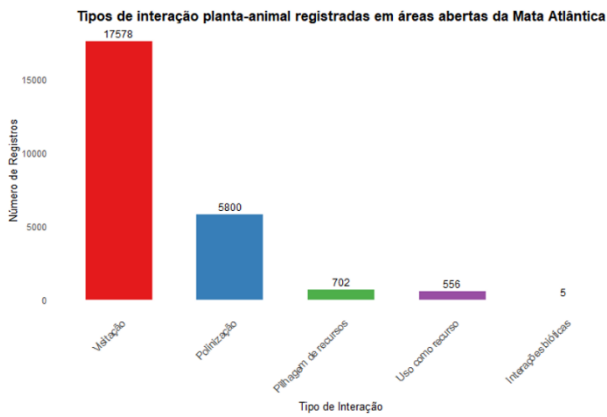


Figura 10. Tipo de interações registradas em áreas abertas da Mata Atlântica. As categorias seguem as definições descritas nos trabalhos e bases de dados originais.

Origem das Espécies Envolvidas

Considerando apenas os registros que incluíram informação acerca da origem dos espécimes nas bases utilizadas (23,8% e 24,3% dos registros de plantas e animais, respectivamente), a maior parte das interações ocorreu com espécies nativas. Entre as plantas, as espécies nativas representam, no geral, 2.941 interações (89,4%), sendo 1.674 interações (94,3%) registradas em áreas abertas. Entre as interações envolvendo animais nativos, foram reportadas 3.009 interações (93,9%) no total e 1.996 (92,4%) em áreas abertas. As plantas não nativas — categorizadas como introduzidas, naturalizadas, exóticas, invasoras e cultivadas — corresponderam a 311 interações (10,6%), sendo 96 (5,7%) interações registradas em áreas abertas. Os animais não nativos — categorizados como invasor, naturalizado, introduzido ou exótico — representam 6,1% das interações no geral e 7,6% em áreas abertas.

DISCUSSÃO

Nesta revisão, encontramos que a maioria das interações animal-flor foi registrada em formações florestais da Mata Atlântica, enquanto um terço dos registros foram coletados em formações abertas. Os registros em áreas abertas estão mais concentrados nos estados de SP, PR, RJ e RS, de modo que a lacuna geográfica foi maior em estados com extensa faixa litorânea,

como BA e ES. O nível de resolução taxonômica foi similar entre as formações abertas e florestais. No total, mais de 93% das plantas foram identificadas em nível de espécie, enquanto mais de 77% dos animais foram identificados até sua espécie. Em ambas as formações, as famílias de plantas com mais registros foram Fabaceae, Bromeliaceae e Asteraceae. Ao passo que as famílias de animais mais frequentes foram Anthophila e Trochilidae. Por outro lado, 59 famílias de plantas e 48 famílias de animais (no geral) e 43 famílias de plantas e 18 de animais (em áreas abertas) têm menos de 10 registros, respectivamente. Apesar da existência de registros com espécies invasoras, a maioria das interações ocorreu entre espécies nativas. A maioria das interações registradas nas áreas abertas foi classificada apenas como visitação floral.

O panorama geral dos estudos sobre polinização na Mata Atlântica revela que muitos ambientes de áreas abertas vêm sendo estudados quanto a interações planta-polinizador, embora ainda existam lacunas tanto nessas formações vegetais quanto em formações florestais. Os estudos realizados até o momento parecem refletir que há uma percepção da importância da complexidade fitofisionômica do bioma, reconhecendo que os ecossistemas não-florestais – como restingas, campos rupestres, inselbergs, campos de altitude e brejos/campos alagados – são componentes cruciais e não apenas ecótonos marginais. Ainda assim é preciso entender se as lacunas relacionadas se referem a condições abióticas ambientais ou a recursos de pesquisa (humanos e financeiros), a ausência de informações mais detalhadas dos tipos de ambientes abertos nas bases de dados também pode indicar lacunas sobre ambientes que demandam investigação.

A diversidade de polinizadores pode variar entre os tipos de vegetação. Por exemplo, a diversidade de abelhas pode ser maior em formações abertas do que em formações florestais

(Nery et al., 2018). Além disso, a estrutura das comunidades de plantas também varia conforme as formações vegetais. Portanto, a composição e a distribuição das abundâncias variam com o tipo de vegetação. Em vegetações abertas, as plantas mais abundantes são Poaceae, Asteraceae e outras herbáceas (Nery et al., 2018). Enquanto em remanescentes florestais, as Myrtaceae são as mais abundantes (Almeida et al., 2024). Considerando que a diversidade tanto dos polinizadores quanto das plantas varia entre as formações vegetais, futuros trabalhos poderiam investigar as adaptações que permitem a manutenção das interações de polinização sob diferentes filtros ambientais, utilizando abordagens de ecologia funcional para comparar áreas abertas e florestais adjacentes (Violle et al., 2007).

A análise de rarefação/extrapolação para interações únicas revelou que uma boa amostragem das interações mais comuns (completude Simpson de 83–87%), mas o conjunto de pares mais raros permanece fortemente não documentado, com a riqueza observada representando apenas 30–33% das interações estimadas. No entanto, este resultado deve ser interpretado com cautela: como o número observado de interações em ambos os ambientes é muito menor do que metade das interações estimadas, o viés da previsão é particularmente grande (Hsieh et al., 2016), limitando a confiabilidade das extrapolações. Para contornar esta limitação, optamos por utilizar os índices de Simpson e Shannon, que são menos sensíveis à amostragem. Combinados à qualidade da identificação taxonômica obtida, estes índices revelam um padrão consistente com as lacunas de conhecimento descritas por Hortal et al. (2015).

A maior riqueza assintótica, mas menor completude observada para animais em comparação com plantas é consistente com deficiências Linneana e Eltoniana entre os polinizadores. A identificação até espécie foi

menor em animais (71% dos registros) comparada às plantas (93%), porém a proporção de registros únicos foi proporcionalmente maior em animais (35% vs. 24%). Este padrão indica que muitos táxons de polinizadores permanecem pouco conhecidos e, portanto, amplamente sub-representados no conjunto de dados (Carvalho et al., 2025; Schlesinger et al., 2023).

Por outro lado, para as plantas, a alta fração de registros identificados até espécie (93%) combinada com uma baixa proporção de registros únicos (24%) sugere uma menor lacuna Linneana, mas uma lacuna Eltoniana evidente, refletida em amostragem enviesada para espécies mais abundantes. Este padrão pode representar parcialmente o que Valadão-Mendes et al. (2025) documentaram: a alta representatividade de famílias de plantas com flores vistosas nos estudos de polinização em Mata Atlântica, sugerindo que espécies mais conspicuas são sistematicamente super-amostradas.

Dois fatores adicionais limitam significativamente a completude das interações documentadas. Primeiro, existe diferença considerável no esforço de amostragem entre ambientes, com 62,8% das interações registradas em formações florestais (Figura 1). Paradoxalmente, apesar deste viés de esforço, as áreas abertas apresentam maior completude tanto de animais quanto de plantas (Tabela 3), resultado provavelmente explicado pela menor riqueza de espécies em áreas abertas comparadas aos ambientes florestais. Segundo, e mais crítico, nossa amostragem de plantas representa apenas 8,7% da flora total de Mata Atlântica (1.377 espécies amostradas vs. 15.846 espécies de angiospermas) segundo Jardim Botânico do Rio de Janeiro (2020), uma limitação que inevitavelmente restringe a completude das interações documentadas. Estes achados ressaltam a necessidade urgente de estudos mais direcionados e sistematicamente alocados para reduzir estas lacunas críticas de amostragem.

A análise geográfica dos estudos evidencia uma forte concentração em regiões específicas da Mata Atlântica, com São Paulo, Paraná, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul liderando o número de registros. Similarmente, a distribuição da densidade dos registros segue parcialmente esse mesmo padrão, com a inclusão de Alagoas como um dos estados com alta densidade (Tabela 2). Esta constatação, ao detalhar os polos de pesquisa dentro do bioma, complementa e especifica a "grande heterogeneidade no conhecimento sobre a polinização" que Maués et al. (2012) já apontavam de forma mais ampla para os biomas brasileiros. Essa disparidade pode estar associada a uma maior concentração de pesquisadores desse campo de estudo nesses locais. A heterogeneidade espacial da amostragem das interações não apenas limita nossa compreensão da ecologia da polinização em uma escala pan-Atlântica, como também compromete a formulação de estratégias de conservação eficazes em nível de bioma. A expansão de redes de pesquisa colaborativas, como o SIIPP, e o financiamento direcionado para áreas sub-representadas são essenciais para preenchimento de lacunas e avanços. Além disso, a aplicação de ferramentas de modelagem de distribuição de espécies e de nicho ecológico, combinadas com dados de interações, poderia prever regiões de alta diversidade e vulnerabilidade (Bascompte & Jordano, 2007), assim como alterações nas redes de interações sob mudanças climáticas (Bascompte et al., 2019; Restrepo-González et al., 2026). Essas ferramentas podem direcionar os esforços de amostragem e conservação de forma mais eficiente, mas também precisamos considerar os diferentes aspectos de lacunas existentes (Carvalho et al., 2025).

Em termos taxonômicos, a dominância de famílias como Asteraceae e Fabaceae entre as plantas e Anthophila entre os animais é um achado consistente com a literatura global sobre polinização (Ollerton, 2017; Proctor et al., 1996), incluindo no Brasil (Maués et al., 2012; Valadão-

Mendes et al., 2025). Asteraceae, com suas inflorescências compostas, oferece recursos acessíveis a uma ampla gama de visitantes, enquanto Fabaceae, com sua diversidade morfológica floral, interage com diversos grupos de polinizadores. A terceira família, Bromeliaceae, é a terceira maior família em número de espécies na Floresta Atlântica (Zappi et al., 2015) e representa um componente importante da flora epifítica de ambientes fechados, mas também é abundante no sub-bosque e dunas de restingas, inselbergs e campos de altitude (Benzing, 2000). A grande diversidade floral em Bromeliaceae é particularmente associada à polinização por vertebrados, mas várias espécies têm sistemas mistos entre vertebrados e abelhas ou borboletas (Wolowski & Freitas, 2015). A prevalência de abelhas (Anthophila) como os polinizadores mais frequentemente registrados reflete seu papel ecológico insubstituível como mediadores da reprodução de grande parte das angiospermas (Potts et al., 2010).

A resolução de dados, taxonomicamente e geograficamente, é essencial para compreender os padrões observados e prover sínteses da biodiversidade (Heberling et al., 2021; König et al., 2019). Os dados que conseguimos agregar demonstram a diferença na identificação dos espécimes, em que plantas foram expressivamente melhor identificadas do que animais. Isso reforça o conceito de gargalo na identificação de grupos muito diversos de animais, especialmente abelhas (Giannini et al., 2015; Silveira et al., 2002). A ampliação do número de taxonomistas e a disseminação de técnicas de identificação desses animais são imperativos para reduzir esse impedimento taxonômico (Carvalho et al., 2025; Oliveira et al., 2012). Além disso, a identificação de 58 famílias de animais e plantas com apenas um registro também sugere tanto uma lacuna no conhecimento taxonômico (lacuna Lineana), segundo Hortal et al. (2015), quanto no

conhecimento ecológico (lacuna Eltoniana), segundo Hortal et al. (2015) destas famílias. Isso pode envolver, por exemplo, grupos de plantas com distribuição restrita ou taxonomia complexa (como alguns gêneros de Orchidaceae ou Gesneriaceae com muitas espécies crípticas e flores diminutas), e grupos de animais com taxonomia desafiadora ou hábitos crípticos (como certas famílias de pequenas abelhas nativas menos estudadas, dípteros de menor porte ou alguns coleópteros pouco explorados no contexto de visitação floral). Trabalhos futuros devem priorizar a investigação desses grupos sub-estudados, utilizando abordagens taxonômicas integrativas para desvendar suas interações e entender se sua baixa representatividade nos registros é reflexo da escassez real de estudos ou da raridade de interações. A compreensão da filogenia das interações (Rezende et al., 2007) pode oferecer insights sobre a evolução dos padrões de polinização em grupos menos conhecidos (Bascompte & Jordano, 2007).

A alta proporção de registros com origem "Não registrado/incerto" nos dados ressalta uma fragilidade significativa na qualidade da documentação científica. A ausência dessas metainformações, que pode ser tanto pela falta de registro em bases de dados para espécies bem documentadas quanto por uma resolução taxonômica insuficiente que impeça a aferição da origem, aponta para a necessidade premente de melhor curadoria e padronização dos dados nas bases. A falta de informações sobre a origem (nativa, exótica, invasora) das espécies envolvidas em interações ecológicas impede uma análise precisa dos impactos da invasão biológica nas redes de polinização. Embora plantas invasoras possam, por vezes, atuar como fontes de recursos importantes (Maruyama et al., 2024), elas também podem alterar a composição de polinizadores, competir com espécies nativas ou inibir sua polinização (Traveset & Richardson, 2014). Dessa forma, investigações direcionadas e com metadados robustos sobre o papel de

espécies invasoras nas redes de polinização da Mata Atlântica são cruciais para a elaboração de estratégias de manejo e conservação.

A discrepância observada entre "Visitação" e "Polinização" é outro ponto importante e que demanda maior atenção metodológica. A alta proporção de visitação sem confirmação de polinização efetiva, especialmente em áreas abertas, pode indicar uma complexidade inerente à rede de interações, onde muitos visitantes florais não atuam como polinizadores eficazes, ou um viés das metodologias empregadas. Estudos focados na melissofauna utilizam como principal método a coleta sistematizada de abelhas e das plantas que estas visitam em determinada área por determinado intervalo de tempo (Jamhour & Laroca 2004; Sakagami et al., 1967). Apesar destes estudos demonstrarem a interação entre plantas e animais, eles inflam os registros de visitação sem efetiva observação de polinização. Neste contexto, a aplicação dos protocolos de publicação de dados padronizados de interações planta-polinizador é crucial para melhorar a síntese do conhecimento de polinização (Salim et al., 2022). Isso pode ser feito através de boas práticas científicas de sistematização dos dados, como sempre informar se e como a legitimidade das interações foi aferida. Essa abordagem é vital para evitar a superestimação da funcionalidade das redes e, crucialmente, para mitigar o risco de vieses na identificação de espécies-chave de plantas e/ou polinizadores, uma vez que a frequência de um visitante não se traduz necessariamente em eficácia polinizadora. Interações como pilhagem de recursos ou *trait-mismatch*, por exemplo, podem não resultar em deposição eficiente de pólen. Embora nem sempre configurem um desajuste ecológico amplo, a identificação de "síndromes de polinização" ineficazes é fundamental para uma compreensão precisa da dinâmica das comunidades. Métodos mais robustos para a quantificação da polinização efetiva, como a análise de carga polínica no corpo

dos visitantes, testes de exclusão de polinizadores ou a quantificação do sucesso reprodutivo das plantas (Dafni et al., 2005), devem ser incorporados em estudos futuros.

Nossos dados apontam que existe disparidade na distribuição de pesquisas ecológicas nos trópicos, como apontado por Stocks et al. (2008). Indicativos disso são o baixo número de registros de interações em estados que possuem grandes extensões litorâneas, como Bahia e Espírito Santo, e que, por consequência, possuem grande extensão de áreas abertas, além da ausência ou quase ausência de registros em alguns estados, como Sergipe e Rio Grande do Norte. Essa escassez de dados nessas regiões é particularmente preocupante, pois compromete a compreensão da real diversidade e complexidade das interações planta-visitante floral em ecossistemas únicos e sub-representados, dificultando o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo adaptadas às realidades locais. Alguns motivos têm sido considerados na literatura para explicar a disparidade na distribuição dos estudos em regiões tropicais. Entre os fatores importantes listados estão a distribuição desigual dos pesquisadores, a diferenciação no volume de financiamento de pesquisas ecológicas e a dificuldade de acesso a certas áreas (Stocks et al., 2008). Para mitigar as lacunas de conhecimento acerca de polinização, é fundamental investir na formação e descentralização de equipes de pesquisa, promover colaborações interinstitucionais e destinar recursos específicos para projetos em estados e regiões historicamente negligenciadas. A adoção de metodologias de baixo custo e a capacitação de comunidades locais para o monitoramento da biodiversidade também podem ser estratégias eficazes para ampliar a cobertura de dados e garantir uma representatividade mais equitativa do conhecimento, informando diretamente políticas públicas de conservação e desenvolvimento sustentável que dependem de

um entendimento abrangente da biodiversidade regional.

Em síntese, embora o corpo de conhecimento sobre a ecologia da polinização na Mata Atlântica seja vasto e crescente, persistem lacunas geográficas, taxonômicas e metodológicas. A superação desses desafios, através de abordagens integrativas, padronização de dados de interações, expansão geográfica da pesquisa e refinamento das técnicas de avaliação da polinização efetiva, é fundamental para fortalecer o entendimento e a conservação deste hotspot de biodiversidade.

Recomendações para Pesquisas Futuras

Esta revisão sintetiza o estado atual do conhecimento sobre as interações planta-polinizador na Mata Atlântica, revelando padrões e lacunas cruciais. Embora as formações florestais dominem o volume de registros, a crescente atenção às áreas abertas indica uma percepção da complexidade fitofisionômica do bioma. Contudo, persiste uma marcante disparidade geográfica, com a maior concentração de estudos em São Paulo, Paraná, Rio de Janeiro e Rio Grande do Sul.

Particularmente preocupante é a sub-representação de áreas abertas em estados com vasta extensão costeira, como Bahia e Espírito Santo. Esta lacuna impede uma compreensão holística das dinâmicas ecológicas em ecossistemas únicos e vulneráveis, dificultando o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo localmente adaptadas. Além disso, a heterogeneidade taxonômica, com melhor resolução da identificação de plantas do que de animais (especialmente abelhas), e a persistência de famílias pouco amostradas, apontam para a existência de lacunas Lineana e Eltoniana.

A distinção entre visitação floral e polinização efetiva emerge como um desafio metodológico significativo, com muitos registros sem confirmação de eficácia polinizadora, especialmente em ambientes abertos. A

fragilidade na documentação da origem das espécies (nativa/invasora) também compromete a análise dos impactos das invasões biológicas.

1. Superação de Lacunas Geográficas e Taxonômicas

Estes achados ressaltam a necessidade urgente de estudos mais direcionados e sistematicamente alocados para reduzir estas lacunas críticas de amostragem. A expansão de redes de pesquisa colaborativas, como o SIIPP, e o financiamento direcionado para áreas sub-representadas são essenciais para preenchimento de lacunas e avanços. Para mitigar as lacunas de conhecimento acerca de polinização, é fundamental investir na formação e descentralização de equipes de pesquisa, promover colaborações interinstitucionais e destinar recursos específicos para projetos em estados e regiões historicamente negligenciadas, especialmente nas formações abertas do litoral nordestino (Bahia, Espírito Santo, Alagoas, Pernambuco, Rio Grande do Norte e Sergipe).

A ampliação do número de taxonomistas e a disseminação de técnicas de identificação desses animais são imperativos para reduzir esse impedimento taxonômico (Carvalho et al., 2025; Oliveira et al., 2012). Futuros trabalhos devem priorizar a investigação de grupos sub-estudados (como pequenas abelhas nativas, dípteros de menor porte e coleópteros), utilizando abordagens taxonômicas integrativas para desvendar suas interações e entender se sua baixa representatividade nos registros é reflexo da escassez real de estudos ou da raridade de interações. A compreensão da filogenia das interações (Rezende et al., 2007) pode oferecer insights sobre a evolução dos padrões de polinização em grupos menos conhecidos (Bascompte & Jordano, 2007).

2. Aprimoramento Metodológico e Qualidade dos Dados

Métodos mais aprimorados para a quantificação da polinização efetiva, como a análise de carga polínica no corpo dos visitantes, testes de exclusão de polinizadores ou a quantificação do sucesso reprodutivo das plantas (Dafni et al., 2005), devem ser incorporados em estudos futuros. A aplicação dos protocolos de publicação de dados padronizados de interações planta-polinizador é crucial para melhorar a síntese do conhecimento de polinização (Salim et al., 2022). Isso pode ser feito através de boas práticas científicas de sistematização dos dados, como sempre informar se e como a legitimidade das interações foi aferida.

Investigações direcionadas e com metadados robustos sobre o papel de espécies invasoras nas redes de polinização da Mata Atlântica são cruciais para a elaboração de estratégias de manejo e conservação. A fragilidade na documentação da origem das espécies (nativa/invasora) também compromete a análise dos impactos das invasões biológicas e necessita ser priorizada em futuras compilações de dados.

3. Abordagens Ecológicas Integrativas e Modelagem Avançada

Futuros trabalhos poderiam investigar as adaptações que permitem a manutenção das interações de polinização sob diferentes filtros ambientais, utilizando abordagens de ecologia funcional para comparar áreas abertas e florestais adjacentes (Violle et al., 2007). Considerando que a diversidade tanto dos polinizadores quanto das plantas varia entre as formações vegetais, estas análises comparativas podem elucidar os mecanismos ecológicos que sustentam a funcionalidade das redes de polinização em diferentes contextos ambientais.

A aplicação de ferramentas de modelagem de distribuição de espécies e de nicho ecológico, combinadas com dados de interações, poderia prever regiões de alta diversidade e vulnerabilidade (Bascompte & Jordano, 2007),

assim como alterações nas redes de interações sob mudanças climáticas (Bascompte et al., 2019; Restrepo-González et al., 2026). Essas ferramentas podem direcionar os esforços de amostragem e conservação de forma mais eficiente, mas também precisamos considerar os diferentes aspectos de lacunas existentes (Carvalho et al., 2025).

4. Fortalecimento Institucional e Pesquisa Participativa

A adoção de metodologias de baixo custo e a capacitação de comunidades locais para o monitoramento da biodiversidade também podem ser estratégias eficazes para ampliar a cobertura de dados e garantir uma representatividade mais equitativa do conhecimento, informando diretamente políticas públicas de conservação e desenvolvimento sustentável que dependem de um entendimento abrangente da biodiversidade regional. O desenvolvimento de parcerias com universidades e instituições de pesquisa localizadas em regiões sub-representadas é fundamental para criar capacidade científica endógena.

Somente com abordagens integrativas e metodologias apropriadas, poderemos garantir uma base de conhecimento sólida para a proteção deste hotspot de biodiversidade. A integração dessas recomendações em um plano coordenado de pesquisa para os próximos 5-10 anos pode transformar significativamente nossa compreensão das interações planta-polinizador na Mata Atlântica e fortalecer os alicerces para sua conservação efetiva.

CONFLITO DE INTERESSES

Não há conflito de interesse entre os autores.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao INCT Polinização (CNPq 406976/2022-8, CAPES 88887.953442/2024-00 e FAPERJ). Agradecemos também ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e

Tecnológico – CNPq, 404354/2023-8 Chamada CNPq/MCTI N 10/2023 – UNIVERSAL. JH Agradece a Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Espírito Santo (Fapes), BPE 1015/2025. Agradecemos ao CNPq pela bolsa DTI-A a MK (CNPq 384601/2024-3) e ao CNPq e a Fundação Araucária pela concessão da bolsa de pesquisa do Programa Institucional de Apoio de Fixação de Jovens Doutores a ARG.

REFERÊNCIAS

- Almeida, C., Reid, J. L., Lima, R. A. F., Pinto, L. F. G., & Viani, R. A. G. (2024). Restoration plantings in the Atlantic Forest use a small, biased, and homogeneous set of tree species. *Forest Ecology and Management*, 553, 121628.
- Alves-dos-Santos, I. (1999). Abelhas e plantas melíferas da mata atlântica, restinga e dunas do litoral norte do estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 43(3/4), 191–223.
- Balvanera, P., Kremen, C., & Martínez-Ramos, M. (2005). Applying community structure analysis to ecosystem function: examples from pollination and carbon storage. *Ecological Applications*, 15(1), 360–375.
- Bascompte, J., & Jordano, P. (2007). Plant-animal mutualistic networks: the architecture of biodiversity. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 38(1), 567–593.
- Bascompte, J., García, M. B., Ortega, R., Rezende, E. L., & Pironon, S. (2019). Mutualistic interactions reshuffle the effects of climate change on plants across the tree of life. *Science Advances*, 5(5), eaav2539.
- Benevides, C. R., Moreira, M. M., Rodarte, A. T. A., Arruda e Albuquerque, A., da Silva, E. M. M., do Nascimento, L. C. O. S., & Lima, H. A. (2022). Dioecy: The dimorphic sexual system and pollination in restinga vegetation. In M. F. T. Medeiros & B. S. Haiad (Eds.), *Aspects of Brazilian floristic diversity: From botany to traditional communities* (pp. 47–72). Springer International Publishing.

- Benzing, D. H. (2000). *Bromeliaceae: Profile of an adaptive radiation*. Cambridge University Press.
- Bergamo, P. J., Streher, N. S., Zambon, V., Wolowski, M., & Sazima, M. (2021). Pollination generalization and reproductive assurance by selfing in a tropical montane ecosystem. *The Science of Nature*, *108*(6), 50.
- Boscolo, D., Nobrega Rodrigues, B., Ferreira, P. A., Lopes, L. E., Tonetti, V. R., Reis dos Santos, I. C., & Quirino, Z. G. M. (2023). Atlantic flower–invertebrate interactions: A data set of occurrence and frequency of floral visits. *Ecology*, *104*, e3900.
- Cardoso, M. C., & Gonçalves, R. B. (2018). Reduction by half: the impact on bees of 34 years of urbanization. *Urban ecosystems*, *21*(5), 943–949.
- Carvalho, L. G., Cordeiro, G. D., Marques, B. F., Menezes, P. P., Consorte, P. M., & Gianinni, T. C. (2025). Challenges for quantifying knowledge shortfalls on tropical pollinators in the face of global environmental change—Brazilian bees as a case study. *Sociobiology*, *72*(2), e11276–e11276.
- Chamberlain, S., Zhu, H., Jahn, N., Boettiger, C., & Ram, K. (2022). *rcrossref: Client for Various 'CrossRef' APIs* (Version 1.2.0) [R package].
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. & Ellison, A.M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, *84*, 45–67.
- Chazdon, R. L. (2014). *Second growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation*. University of Chicago Press.
- Cruz, K. C., Lelis, S. M., Godinho, M. A. S., Fonseca, R. S., Ferreira, P. S. F., & Vieira, M. F. (2012). Species richness of anthophilous butterflies of an Atlantic Forest fragment in Southeastern Brazil. *Revista Ceres*, *59*, 571–579.
- Dafni, A., Kevan, P. G., & Husband, B. C. (2005). *Practical pollination biology*. Enviroquest.
- da Silva, Y. B. A. G. (2023). Identificação de áreas quentes de desmatamento no cerrado por meio do estimador de densidade kernel: Estudo de caso nas microrregiões de Gerais das Balsas (MA) e Barreiras (BA) no MATOPIBA. *GeoTextos*, *19*(1), 161–185.
- Diniz, M. E. R., & Buschini, M. L. T. (2016). Diversity of flower visiting bees of *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) in fragments of Atlantic Forest in South Brazil. *Sociobiology*, *63*(3), 982–990.
- Fischer, E. A., Jimenez, F. A., & Sazima, M. (1992). Polinização por morcegos em duas espécies de Bombacaceae na Estação Ecológica de Juréia, São Paulo. *Revista Brasileira de Botânica*, *15*(1), 67–72.
- Freitas, L., & Sazima, M. (2006). Pollination biology in a tropical high-altitude grassland in Brazil: interactions at the community level. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, *93*, 465–516.
- Giannini, T. C., Boff, S., Cordeiro, G. D., Cartolano Jr, E. A., Veiga, A. K., Imperatriz-Fonseca, V. L., & Saraiva, A. M. (2015). Crop pollinators in Brazil: A review of reported interactions. *Apidologie*, *46*(2), 209–223.
- Gonçalves, R. B., & Melo, G. A. (2005). A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apidae sl) em uma área restrita de campo natural no Parque Estadual de Vila Velha, Paraná: diversidade, fenologia e fontes florais de alimento. *Revista Brasileira de Entomologia*, *49*, 557–571.
- Gonçalves, R. B., Melo, G. A., & Aguiar, A. J. (2009). A assembléia de abelhas (Hymenoptera, Apidae) de uma área restrita de campos naturais do Parque Estadual de Vila Velha, Paraná e comparações com áreas de campos e cerrado. *Papéis Avulsos de Zoologia*, *49*, 163–181.
- Grames, E. M., Stillman, A. N., Tingley, M. W., & Elphick, C. S. (2019). An automated approach to identifying search terms for systematic reviews using keyword co-occurrence networks. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(10), 1645–1654.

- Gruchowski-Woitowicz, F. C., da Silva, C. I., & Ramalho, M. (2024). Influence of generalist stingless bees on the structure of mutualistic flower–pollinator networks in the tropics: Temporal variation. *Ecological Entomology*, *49*(3), 338–356.
- Heberling, J. M., Miller, J. T., Noesgaard, D., Weingart, S. B., & Schigel, D. (2021). Data integration enables global biodiversity synthesis. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *118*(6), e2018093118.
- Hermes, M. G., & Köhler, A. (2006). The flower-visiting social wasps (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae) in two areas of Rio Grande do Sul State, southern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, *50*, 268–274.
- Hijmans, R. J. (2025). *raster: Geographic data analysis and modeling* (Version 3.6-32) [R package].
- Hortal, J., De Bello, F., Diniz-Filho, J. A. F., Lewinsohn, T. M., Lobo, J. M., & Ladle, R. J. (2015). Seven shortfalls that beset large-scale knowledge of biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, *46*(1), 523–549.
- Hsieh, T. C., Ma, K. H. & Chao, A. (2016) iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, *7*, 1451–1456.
- Hummel, R. F. (2019). *Para além do dossel: Restauração florestal baseada em processos ecológicos* [Tese de doutorado, Universidade Federal de Santa Maria].
- Iamara-Nogueira, J., Targhetta, N., Allain, G., Gambarini, A., Pinto, A. R., Rui, A. M., & Buzato, S. (2022). Atlantic pollination: A data set of flowers and interaction with nectar-feeding vertebrates from the Atlantic Forest. *Ecology*, *103*, e03595.
- Jamhour, J., & Laroca, S. (2004). Uma comunidade de abelhas silvestres (Hym., Apoidea) de Pato Branco (PR-Brasil): Diversidade, fenologia, recursos florais e aspectos biogeográficos. *Acta Biológica Paranaense*, *33*(1–4), 27–119.
- Jardim Botânico do Rio de Janeiro. (2020). *Flora e Funga do Brasil*.
- Joly, C. A., Metzger, J. P., & Tabarelli, M. (2014). Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New phytologist*, *204*(3), 459–473.
- König, C., Weigelt, P., Schrader, J., Taylor, A., Kattge, J., & Kreft, H. (2019). Biodiversity data integration—the significance of data resolution and domain. *PLoS Biology*, *17*(3), e3000183.
- Marques, M. C., & Grelle, C. E. (2021). *The Atlantic Forest. History, Biodiversity, Threats and Opportunities of the Mega-diverse Forest*. Springer International Publishing.
- Maruyama, S., Marçal, P. S., Silva, M. L., Rangel, T. F., Vizenin-Bugoni, J., & Oliveira, P. E. (2024). Global change drivers reshape plant–hummingbird interaction networks in cities worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *121*(10), e2322347121.
- Maués, M. M., Varassin, I. G., Freitas, L., Machado, I. C. S., & Oliveira, P. E. A. M. (2012). A importância dos polinizadores nos biomas brasileiros: Conhecimento atual e perspectivas futuras para conservação. In V. L. Imperatriz-Fonseca, D. A. L. Canhos, D. D. A. Alves, & A. M. Saraiva (Eds.), *Polinizadores no Brasil: Contribuição e perspectivas para a biodiversidade, uso sustentável, conservação e serviços ambientais* (pp. 41–50). Edusp.
- Mello, M. A., de Mendonça Santos, G. M., Mechi, M. R., & Hermes, M. G. (2011). High generalization in flower-visiting networks of social wasps. *Acta Oecologica*, *37*(1), 37–42.
- Nery, L. S., Takata, J. T., Camargo, B. B., Chaves, A. M., Ferreira, P. A., & Boscolo, D. (2018). Bee diversity responses to forest and open areas in heterogeneous Atlantic Forest. *Sociobiology*, *65*(4), 686–695.
- Neves, D. M., Dexter, K. G., Pennington, R. T., Valente, A. S., Bueno, M. L., Eisenlohr, P. V., Fontes, M. A. L., Miranda, P. L. S., Rocha, R. M., Saiter, F. Z., Schaefer, C. E. G. R., & Oliveira-Filho, A. T. (2017). Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic

- Forest domain of South America. *Diversity and Distributions*, 23(8), 898–909.
- Oliveira, F. F., Franco, T. M., Mahlman, T., Kleinert, A. de M. P., & Canhos, D. A. L. (2012). O impedimento taxonômico no Brasil e o desenvolvimento de ferramentas auxiliares para identificação de espécies. In V. L. Imperatriz-Fonseca, D. A. L., Canhos, D. D. Alves, & A. M. Saraiva (Eds.), *Polinizadores no Brasil: Contribuição e perspectivas para a biodiversidade, uso sustentável, conservação e serviços ambientais* (pp. 273–300). EDUSP.
- Ollerton, J. (2017). Pollinator diversity: distribution, ecological function, and conservation. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 48(1), 353–376.
- Pebesma, E., & Bivand, R. (2023). *Spatial data science: With applications in R*. Chapman and Hall/CRC. <https://r-spatial.org/book/>.
- Pereira, R., & Gonçalves, C. (2024). *geobr: Download official spatial data sets of Brazil* (Version 1.9.1) [R package].
- Piotto, D., Craven, D., Montagnini, F., Ashton, M., Oliver, C., & Thomas, W. W. (2019). Successional, spatial, and seasonal changes in seed rain in the Atlantic forest of southern Bahia, Brazil. *PLoS ONE*, 14(12), e0226474.
- Potts, S. G., Biesmeijer, J. C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O., & Kunin, W. E. (2010). Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution*, 25(6), 345–353.
- Proctor, M., Yeo, P., & Lack, A. (1996). *The natural history of pollination*. Harper Collins Publishers.
- R Core Team. (2025). *R: A language and environment for statistical computing* [Computer software]. R Foundation for Statistical Computing.
- Restrepo-González, A., Zanata, T. B., Brum, F. T., Buzato, S., Graham, C. H., Iamara-Nogueira, J., & Varassin, I. G. (2026). Climate change will resize and reshape plant-hummingbird networks in the Atlantic Forest. *Diversity and Distributions*, 32(1), e70134.
- Rezende, E. L., Lavabre, J. E., Guimarães, P. R., Jordano, P., & Bascompte, J. (2007). Non-random coextinctions in biological networks. *Nature*, 448(7150), 925–928.
- Sakagami, S. F., Laroca, S., & Moure, J. S. (1967). Wild bee biocoenotics in São José dos Pinhais (PR), South Brazil: Preliminary report. *Journal of the Faculty of Science-Hokkaido University, Series V-I*, 16(2), 253–291.
- Salim, J. A., Saraiva, A. M., Zermoglio, P. F., Agostini, K., Wolowski, M., Drucker, D. P., Brito, V. L. G., Carvalheiro, L. G., Freitas, L., Garibaldi, L. A., Hipólito, J., Imperatriz-Fonseca, V. L., Jaffé, R., Klein, A. M., Rech, A. R., Ribeiro, M. C., Rocha, P. L. B., Santos, G. M. M., & Viana, B. F. (2022). Data standardization of plant–pollinator interactions. *GigaScience*, 11, giac043.
- Sanmartin-Gajardo, I., & Sazima, M. (2005). Chiropterophily in *Sinningia* (Gesneriaceae): *Sinningia brasiliensis* and *Paliavana prasinata* are bat-pollinated, but *P. sericiflora* is not. *Annals of Botany*, 95(7), 1097–1103.
- Sazima, I., Buzato, S., & Sazima, M. (1995). Bat pollination of *Vriesea* in southeastern Brazil. *Bromelia*, 2(4), 29–37.
- Sazima, I., Buzato, S., & Sazima, M. (1996). An assemblage of hummingbird-pollinated flowers in a montane forest in southeastern Brazil. *Botanica Acta*, 109(2), 149–160.
- Schlesinger, M. D., White, E. L., Corser, J. D., Danforth, B. N., Fierke, M. K., Greenwood, C. M., Pickering, J., Gibbs, J., Okamoto, D., McFarland, K. P., & Howard, T. G. (2023). A multi-taxonomic survey to determine the conservation status of native pollinators. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11, 1274680.
- Silveira, F. A. D., Pinheiro-Machado, C., Alves-dos-Santos, I., Kleinert, A. D. M. P., & Imperatriz-Fonseca, V. L. (2002). Taxonomic constraints for the conservation and sustainable use of wild pollinators—the Brazilian wild bees. In V. L. Imperatriz-Fonseca (Ed.), *Pollinating bees—the conservation link between agriculture*

and nature (pp. 41–50). Ministry of Environment.

Stocks, G., Seales, L., Paniagua, F., Maehr, E., & Bruna, E. M. (2008). The geographical and institutional distribution of ecological research in the tropics. *Biotropica*, 40(4), 397–404.

Traveset, A., & Richardson, D. M. (2014). Mutualistic interactions and biological invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45(1), 89–113.

Valadão-Mendes, L. B., Trevizan, R., Duarte, M. O., Silva, V. H., de Amorim, M. D., Souza, C. S., Fidalgo, A. O., Araujo, A. C., Buzato, S., Machado, I. C. S., Freitas, L., & Teixido, A. L. (2025). A cross-biome synthesis on pollination systems in a megadiverse tropical country. *The Botanical Review*, 91(1), 77–102.

Varassin, I. G., Agostini, K., Wolowski, M., & Freitas, L. (2021). Pollination systems in the Atlantic Forest: Characterisation, threats, and opportunities. In M. C. M. Marques & C. E. V. Grelle (Eds.), *The Atlantic Forest: History, biodiversity, threats and opportunities of the mega-diverse forest* (pp. 325–344). Springer International Publishing.

Vasconcelos, M. F. D. (2011). O que são campos rupestres e campos de altitude nos topos de montanha do Leste do Brasil? *Brazilian Journal of Botany*, 34, 241–246.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882–892.

Wickham, H. (2023). *stringr: Simple, Consistent Wrappers for Common String Operations* (Version 1.5.1) [R package].

Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K., & Vaughan, D. (2025). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation* (Version 1.1.4) [R package].

Wolowski, M., & Freitas, L. (2015). Pollination of Bromeliaceae: A review of plant-pollinator interactions in a diverse family. *Botanical Review*, 81(1), 1–25.

Zappi, D. C., Filardi, F. L. R., Leitman, P., Souza, V. C., Walter, B. M., Fiaschi, P., Pirani, J. R., Morim, M. P., Queiroz, L. P., Cavalcanti, T. B., Mansano, V. F., Forzza, R. C., Sobral, M., Stehmann, J. R., Rocha, A. E., Lohmann, L. G., Costa, D. P., Martinelli, G., & Gomes da Costa, G. A. (2015). Growing knowledge: An overview of seed plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, 66(4), 1085–1113.