



UNIVERSIDADE ESTADUAL DO SUDOESTE DA BAHIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E
CONSERVAÇÃO

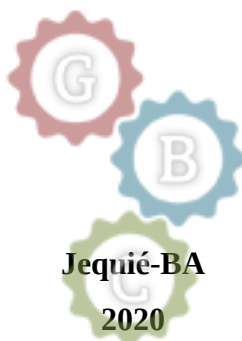
Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

APIFAUNA E REDE DE INTERAÇÕES ABELHA-PLANTA EM FRAGMENTO
ANTROPIZADO DE CAATINGA



IGOR EVANGELISTA DO CARMO

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Jequié-BA
2020

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



IGOR EVANGELISTA DO CARMO



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

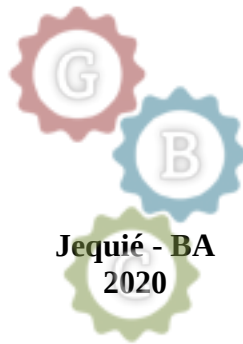
**APIFAUNA E REDE DE INTERAÇÕES ABELHA-PLANTA EM FRAGMENTO
ANTROPIZADO DE CAATINGA**



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Dissertação de mestrado apresentada ao programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, para obtenção do título de Mestre em Genética, Biodiversidade e Conservação.

Orientadora: Profa. Dra. Ana Maria Waldschmidt
Co-orientador: Profa. Dra. Lorena Andrade Nunes

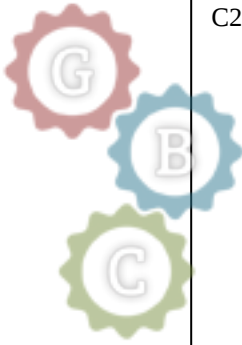


**Jequié - BA
2020**

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



C287a Carmo, Igor Evangelista do.

Apifauna e rede de interações abelha-planta em fragmento antropizado de caatinga / Igor Evangelista do Carmo. - Jequié, 2020. 75f.

(Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - UESB, sob orientação da Profa. Dra. Ana Maria Waldschmidt e coorientação da Profa. Dra. Lorena Andrade Nunes)

1.Antropização 2.Caatinga 3.Diversidade 4.Monitoramento 5.Rede ecológica I.Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia II.Título

CDD – 617.7

Rafaella Câncio Portela de Sousa - CRB 5/1710. Bibliotecária – UESB - Jequié



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação



UESB



Governo do
Estado da Bahia

Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia - UESB

Rua José Antonio Sobrinho, s/n - Centro - Jequié - BA

CEP 45.200-000

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

DECLARAÇÃO DE APROVAÇÃO

Título: "APIFAUNA E REDE DE INTERAÇÕES ABELHA-PLANTA EM FRAGMENTO ANTROPIZADO DE CAATINGA".

Autor (a): Igor Evangelista do Carmo

Orientador (a): Profa. Dra. Ana Maria Waldschmidt

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: GENÉTICA, BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO, pela Banca Examinadora:

Profa. Dra. Ana Maria Waldschmidt – UESB / Jequié, BA

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Profa. Dra. Raquel Pérez-Maluf – UESB / V. da Conquista-BA

Prof. Dr. Lucio Antonio de Oliveira Campos – UFV / Viçosa-MG

Data de realização: 26 de agosto de 2020.

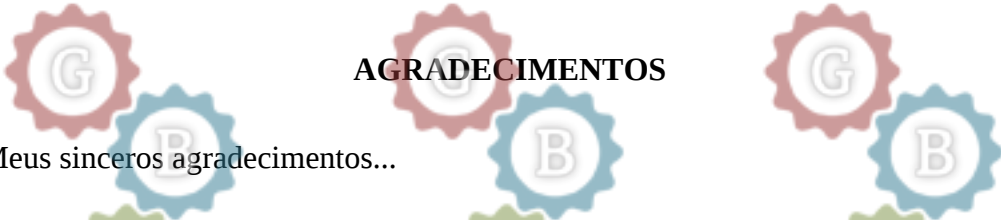
Campus de Jequié
Praça da Pátria, s/n - 40
Dentro do Centro
CEP 45.200-000

Campus de Jequié
Rua José Antonio Sobrinho, s/n
Dentro do Centro
CEP 45.200-000

Campus de Vitória da Conquista
Avenida Nelson Figueiredo, s/n -
Dentro do Centro
CEP 45.000-000

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação



AGRADECIMENTOS

Meus sinceros agradecimentos...

A minha família por ter compreendido minhas ausências, mesmo estando fisicamente presente. Não houve um dia sem pensar na conclusão dessa etapa. A minha mãe (Elaine) e meu pai (Claudio), por me ajudaram a amadurecer nesse percurso. A minha irmã (Aline), minha mulher (Jéssica) e minha princesa (Analu) pela compreensão nessa reta final. Ao meu irmão (Gabriel) pelos desabafos no telefone. Amo vocês!

A professora Ana Maria, por ter me concedido a oportunidade de participar do grupo “Abelhudos” e aceitar me orientar. Pelos ensinamentos, conselhos e contribuições ao longo dos últimos 4 anos. Pela compreensão durante a construção desse trabalho. Externo meu apreço a essa cientista e profissional exemplar, muito obrigado!

Agradeço a meus colegas de laboratório, principalmente Leyde Lazarino e Rafael Benevides, que estiveram comigo durante as coletas e com quem compartilhei momentos marcantes. Duas cabras de acerola. Não poderia deixar de agradecer a Natalia e Ediana por terem me recepcionado no grupo de pesquisa e a Nino por ter me incentivado a ingressar no mestrado.

Agradeço a minha co-orientadora Lorena Andrade pelas contribuições no trabalho. Ao prof. Paulo Afonso pelas contribuições nos manuscritos e em minha formação nas disciplinas. A profa. Caroline Garcia pela orientação em seminários. Aos professores Cervine, Malhado, Ivan, Juvenal e todos os demais que contribuíram com minha trajetória no PPGGBC.

Por fim agradeço a meus amigos por compartilhar momentos importantes na minha vida e que indiretamente refletiram no meu processo formativo.



RESUMO

A polinização é um processo fundamental para a manutenção dos ecossistemas e as abelhas são as principais polinizadoras em sistemas naturais, seminaturais ou agrícolas. Esses polinizadores estão em declínio e a distribuição da maioria das espécies ainda seja desconhecida. Com isso, o objetivo desse estudo foi monitorar a diversidade atual de abelhas em um trecho antropizado de Caatinga, comparar com dados publicados em 2007 e analisar os padrões de interação abelha-planta por meio da teoria de redes. Na área de aproximadamente 600 hectares foram marcados 4 pontos de 1000 metros e percorrida por coletores das 06:00 às 18:00 horas, uma vez ao mês. A metodologia do **capítulo 1** foi realizada conforme Batalha-filho *et al* (2007) entre janeiro de 2017 e junho de 2019. Nessa etapa, foram capturados 4941 indivíduos, pertencentes a 70 espécies, quatro famílias e 29 gêneros. Registramos aumento de 21 espécies e quatro (04) gêneros, representando uma alteração em 65% (16 gêneros) na riqueza originalmente descrita. No **capítulo 2**, inventariamos a flora local e coletamos as abelhas visitantes com rede entomológica, entre julho de 2018 e junho de 2019. Construímos uma rede de interações com 56 espécies de abelhas e 75 espécies de plantas, sendo utilizado diferentes softwares no cálculo dos índices. Foram obtidos valores para Conectância ($C=7.42$), especialização da rede ($H2=0.155$), Modularidade ($M=0.387$), aninhamento ($N=0.983$ e $NODF=47.45$), Robustez ($R=0.94$), dependência (D'), especialização para 96 espécies (d') e simulações da remoção de vértices. O padrão aninhado e os valores das métricas estão associadas às características semiáridas da Caatinga. Concluimos que a área apresentou grande diversidade de espécies e modificação em 65% da riqueza, entretanto, a predominância do padrão aninhado indica que a maioria das novas ocorrências também se associam a plantas generalistas.

Palavras-chave: Antropização; Caatinga; Diversidade; Monitoramento; Rede ecológica.

ABSTRACT

Pollination is a fundamental process for the maintenance of ecosystems and bees are the main pollinators in natural, semi-natural or agricultural systems. These pollinators are in decline, although the distribution of most species is still unknown. Thus, the objective of this study was to monitor the current diversity of bees in an anthropized section of Caatinga, to compare with data published in 2007 and to analyze the patterns of bee-plant interaction through network theory. The area of approximately 600 hectares was subdivided into 4 trails of 2000 meters and covered by collectors from 6:00 am to 6:00 pm, once a month. The methodology of chapter 1 was carried out according to Batalha-filho et al (2007) between January 2017 and June 2019. In this stage, 4941 individuals were captured, belonging to 70 species, four families and 29 genera. We recorded an increase of 21 species and four (04) genera, representing a 65% change (16 genera) in the wealth originally described. In chapter 2, we inventoried the local flora and collected the visiting bees with entomological network, between July 2018 and June 2019. We built a network of interactions with 56 species of bees and 75 species of plants, using different software to calculate the indexes. Values were obtained for Connectivity ($C = 7.42$), specialization of the network ($H2 = 0.155$), Modularity ($M = 0.387$), nesting ($N = 0.983$ and $NODF = 47.45$), Robustness ($R = 0.94$), dependency (D'), specialization for 96 species (d') and simulations of vertex removal. The nested pattern and the metric values are associated with the semi-arid characteristics of the Caatinga. We conclude that the area presented a great diversity of species and modification in 65% of the richness, however, the predominance of the nested pattern indicates that most of the new occurrences are also associated with generalist plants.

Keywords: Anthropization; Caatinga; Diversity; Ecological network; Monitoring.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Fig 1. Fragmento de Caatinga onde o estudo foi realizado. É possível observar residências limitadas com áreas de vegetação natural ou de cultivo. As coordenadas geográficas indicam as delimitações da área do estudo.....28

Fig 2. Distribuição da riqueza por família e número de gêneros encontrados no fragmento comparado ao identificado por Batalha-filho *et al* (2007). A abundância se refere apenas aos dados obtidos nesse estudo.....33

Fig 3. Distribuição do número de espécies por gênero encontrado no estudo atual comparado aos dados obtidos por Batalha-filho *et al* (2007). Os gêneros mais diversos foram Centris, Megachile e Augochlora.....35

Capítulo II

Fig 1. A área desse estudo fica na região centro-oeste do município de Jequié-BA, nas margens do Rio de Contas e a jusante da Barragem de Pedras. O destaque em vermelho indica a extensão de área amostrada.....48

Fig 2. a) Distribuição cumulativa dos graus das espécies de plantas e abelhas gerada no pacote bipartite do R. b) Número de interações por espécie para abelhas (amarelo) e plantas (verde)...55

Fig 3. a) Distribuição dos módulos no Pajek, em que cada cor representa um módulo diferente, e o gráfico ao lado indica a distribuição do número de nós por classe de modularidade. O tamanho dos círculos representa a proporção de graus. b) Rede ecológica formada pela interação entre abelhas e plantas para todo o período. O tamanho dos retângulos é proporcional ao número de interações com diferentes espécies.....56

Fig 4. Distribuição dos valores mínimo e máximo do índice de dependência para todas as 32 espécies de abelhas com interação não exclusiva ($g > 1$)57

Fig 5. O eixo vertical indica a proporção de espécies que sobreviverão com as extinções primárias (eixo horizontal). Os gráficos a) e b) demonstram o impacto da extinção de abelhas sobre plantas, iniciando pelas espécies com maior (a) ou menor (b) número de graus, respectivamente. Os gráficos c) e d) indicam o impacto das extinções de plantas sobre as abelhas, começando pelas de maior (c) ou menor (d) grau. Os gráficos e) e f) indica a curva de extinções secundárias provocadas por abelhas e plantas, respectivamente, desconsiderando a presença de *A. mellifera* e *M. tomentosa*, tal como as espécies exclusivamente conectadas a elas.....58

LISTA DE TABELAS

Capítulo I

Tab 1. Lista de espécies distribuídas por categoria taxonômica indicando se é um novo registro no fragmento (EN), sua abundância, frequência de ocorrência (FO) e frequência relativa ao total de indivíduos amostrados (FR%).....29

Capítulo II

Tab 1. Lista de programas usados na análise das redes. Foram utilizadas a matriz de adjacência binária (B), com dados de presença (1) ou ausência (0), e a matriz ponderada (P) com o número interações entre as espécies.....49

Tab 2. Distribuição das espécies de abelhas e plantas por grupo taxonômico. O código é a nomenclatura da espécie na rede e a abundância o quantitativo de indivíduos por espécie. O índice de centralidade por intermédio foi calculado no Pajek e estima o quanto uma espécie é intermediária na interação entre outras duas espécies.....51

LISTA DE ABRREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

Conectância.....	C
Distúrbio do Colapso das Colônias.....	CCD
Desvio padrão.....	σ
Índice de dependência.....	D'
Especialização por espécie.....	d'
Frequência de ocorrência.....	FO
Frequência relativa.....	FR
Índice de especialização da rede.....	H2
Instituto Nacional de Meteorologia Espacial.....	INMET
Modularidade.....	M
<i>Nestedness metric based on Overlap and Decreasing Fill</i>	NODF
Organização das Nações Unidas.....	ONU
Robustez.....	R

SUMÁRIO

1. Introdução geral.....	11
2. Revisão de literatura.....	
2.1. Monitoramento da apifauna e caatinga.....	12
2.2. Redes de interação abelha-planta.....	13
3. Objetivos (geral e específico)	17
4. Referências.....	18
5. Capítulo I. Monitoramento revela diferenças na composição da apifauna (Hymenoptera, Apoidea) em fragmento da Caatinga após 15 anos de antropização.....	
Resumo.....	25
Introdução.....	25
Material e métodos.....	27
Resultados.....	29
Discussão.....	
I. Biodiversidade de abelhas no fragmento.....	31
II. Diversidade nas famílias.....	32
III. Diversidade nos gêneros.....	34
Conclusão.....	37
Referências.....	38
6. Capítulo II. Rede de interações abelha-planta em um gradiente urbano-rural da Caatinga.....	
Resumo.....	45
Introdução.....	46
Material e métodos.....	47
Resultados.....	51
Discussão.....	
I. Índices de aninhamento e Conectância.....	59
II. Índices H2, M, d' e D'	61
III. Remoção de espécies e Índice de Robustez (R).....	63
Conclusão.....	64
Referências.....	65
7. Conclusões gerais.....	73

1. INTRODUÇÃO GERAL

As abelhas são fundamentais dentro da dinâmica ecológica, pois são as principais polinizadoras de plantas em sistemas naturais, agrícolas e áreas antropizadas. Apesar de sua importância, atividades humanas têm restringido os habitats e promovido o declínio desses polinizadores.

Com a distribuição da maior parte das espécies de abelhas desconhecida, realizar inventários e monitoramentos da fauna apícola ajudam conhecer sua diversidade pelo mundo e a desenvolver estratégias de conservação. No mesmo sentido, a teoria de redes complexas é útil para identificar padrões nas interações abelha-planta, delimitar grupos funcionais dentro de um panorama geral e extrapolar estatisticamente consequências de alterações na dinâmica ecológica.

A Caatinga é um dos biomas mais impactados pela antropização e existem poucas iniciativas para conhecer e conservar sua diversidade. Os inventários e monitoramentos da apifauna estão desatualizados e apenas alguns estudos analisaram a rede de interações abelha-planta nesse bioma. Essa lacuna dificulta entender como a apifauna está respondendo as alterações na Caatinga e o que pode ser feito para conservá-la.

Com o objetivo de contribuir nessa questão analisamos a diversidade de abelhas e sua rede de interações em um fragmento urbano-rural da Caatinga. No **capítulo 1** monitoramos uma área inventariada por Batalha-Filho *et al* (2007) após 15 anos de antropização e discutimos o padrão atual de diversidade apícola. Nesse caso, confirmamos a hipótese de que a composição da diversidade foi consideravelmente alterada e houve aumento no número de espécies encontradas.

No **capítulo 2** compilamos as interações abelha-planta em matrizes e analisamos a estrutura da comunidade por meio das métricas de redes complexas. Os dados sustentam a hipótese de que o padrão é aninhado com baixa especialização e isso possivelmente está relacionado a condição ambiental estressante da Caatinga.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Monitoramento da apifauna e Caatinga

A polinização é uma relação mutualísticas com benefícios para o polinizador, que obtém recursos florais, e para plantas, com aumento da variabilidade genética e maior sucesso reprodutivo (Freitas *et al*, 2015). As abelhas são as principais representantes dessa relação com mais de 20 mil espécies e sete (07) famílias distribuídas pelo mundo, das quais 3 mil espécies de 5 famílias ocorrem no Brasil (Michener, 2000; Silveira *et al*, 2002). Elas são responsáveis pela polinização de cerca de 75% das culturas mais exportadas para o consumo humano no mundo e 85,7% das plantas em sistemas florestais (Witter *et al*, 2014).

A diminuição da diversidade apícola pode impactar negativamente outros organismos (Freitas & Silva, 2015). Se uma abelha especializada desaparece é provável que a planta relacionada a ela também desapareça, mesmo que localmente, caso não haja outra forma de polinização efetiva. As espécies solitárias ou pouco abundantes são as mais afetadas por mudanças ambientais com índices de extinção superiores ao observado para abelhas sociais (Burkle *et al*, 2013).

Com a ocupação de quase metade da superfície terrestre e consequente supressão vegetal, hábitos humanos têm promovido o declínio dos polinizadores em diferentes partes do mundo (Vitousek *et al*, 2008). O crescimento da urbanização e a intensificação no uso do solo produzem fragmentação, degradação e perda de habitat, restringindo os ambientes apropriados para nidificação, assim como a diversidade floral para sustentar a apifauna (Viana *et al*, 2012; Fortel *et al*, 2014; Goulson *et al*, 2015; Jamieson *et al*, 2019). Além disso, a excessiva aplicação de agroquímicos em monoculturas pode produzir deformações durante o desenvolvimento das abelhas e o manejo inadequado das espécies reduz a variabilidade genética entre populações, condenando-as a altas taxas de endogamia (Silva *et al*, 2014; Prado-Silva *et al*, 2018).

Devido a importância e declínio dos polinizadores foi criada pela ONU a “Iniciativa Internacional para a Conservação e Uso Sustentável dos Polinizadores”. Entre os objetivos estão promover no mundo ações como o Monitoramento do declínio dos polinizadores, observando suas causas e consequências; Avaliar o valor econômico dos polinizadores para a agricultura; Esclarecer questões taxonômicas; Promover iniciativas de conservação, restauração e manejo sustentável dos polinizadores, entre outros (Imperatriz-Fonseca *et al*, 2007). Nesse sentido, inventários ou monitoramentos da apifauna possibilitam conhecer a distribuição das espécies e

avaliar o quanto os padrões de diversidade estão sendo influenciados pela antropização (Jamieson *et al*, 2019).

Na Caatinga, um bioma exclusivamente brasileiro, inventários revelam a predominância de abelhas solitárias, alto índice de espécies raras e concentração de riqueza próximo a grandes corpos d'água ou regiões úmidas (Zanella & Martins, 2003; Batalha-Filho *et al*, 2007). Nesse bioma, a maior parte das espécies são amostradas em períodos chuvosos, cujas condições ambientais são favoráveis, sendo que nos períodos de estiagem existe menor riqueza e prevalência de abelhas generalistas (Waser *et al*, 1996; Pigozzo & Viana, 2010).

Os poucos inventários na Caatinga indicam diversidade superior a 187 espécies, sendo que as maiores riquezas foram observadas nos municípios de Jequié-BA (49), Itatim-BA (60), Canudos-BA (70), Castro Alves-BA (80) e Serra Negra do Norte-RN (83) (Zanella & Martins, 2003; Aguiar & Zanella, 2005; Batalha-Filho *et al*, 2007; Pigozzo & Viana, 2010, respectivamente). A repetição desses inventários na forma de monitoramentos pode ajudar a direcionar futuros esforços para conservação e manejo das abelhas.

Monitoramentos indicam que o efeito da antropização sobre a diversidade de abelhas varia conforme a história evolutiva das espécies e de acordo com a composição vegetal das áreas urbanas ou rurais (Wilson & Jamieson, 2019; Birdshire *et al*, 2020). Em alguns casos a riqueza de abelhas é maior em locais antropizados do que em ambientes semi-naturais (Ganho & Marinoni, 2005; Fortel *et al*, 2014; Wenzel *et al*, 2019), em outros ela é prejudicada (Choate *et al*, 2018; Birdshire *et al*, 2020). Em todos os casos o impacto da antropização é minimizado pelo aumento da diversidade floral (Wilson & Jamieson, 2019).

2.2. Redes de interação abelha-planta

A aplicação da teoria de redes em estudos ecológicos é recente comparado a métodos tradicionais como inventários, mas suas bases teóricas são bem consolidadas (Mello, 2010). A rede pode ser unipartida, quando todos os elementos podem se associar, ou bipartidas, quanto as interações são possíveis apenas entre dois níveis tróficos (Bascompte & Jordano, 2007). Cada membro da rede representa um vértice, que ao estabelecer interações com outros vértices constituem um nó, link ou grau (Bascompte, 2009). O conjunto de associações na rede nos permite extrapolar estatisticamente vários aspectos da comunidade, discutir os padrões de interação e simular impactos de extinções (Bascompte *et al*, 2003, Guimarães *et al*, 2009).

Algumas variáveis são importantes para que a rede se aproxime de uma representação fidedigna. Quanto maior o intervalo de tempo analisado mais chances o pesquisador terá de

observar todas as ocorrências possíveis e, nesse sentido, um número maior de colaboradores ampliaria o esforço amostral e reduzirá a chance não observar alguma interação. Um problema recorrente envolvendo redes polinizador-planta é o pequeno período amostral (<12 meses), culminando em conclusões enviesadas sobre comunidade (Burkle *et al*, 2013).

A estrutura de uma rede abelha-planta é mais do que um conjunto de interações, está relacionada a história evolutiva e estabilidade das espécies em diferentes condições ambientais (Bascompte & Jordano, 2007). Durante muito tempo o estudo de relações mutualísticas era direcionado a um ou outro grupo, pois, acreditava-se que constituíam interações predominantemente especializadas (Bascompte 2009). Entretanto, os padrões generalistas são mais frequentes e aumentam a resiliência da comunidade diante de perturbações ambientais (Mello, 2010; Montoya *et al*, 2012; Deprá & Gaglianone, 2018).

Espécies com distribuição recente no ambiente tendem a apresentar poucas interações e com o tempo é esperado que essa seletividade diminua, reduzindo a assimetria da rede (Olesen *et al*, 2006; Burkle *et al*, 2013). As assimetrias no quantitativo de interações está associada a um padrão chamado aninhado, cuja principal característica é a formação de núcleos densos de generalistas interagindo entre si e com especialistas, sendo que algumas espécies mais seletivas formam um grupo marginal (Bascompte *et al*, 2003; Bascompte *et al*, 2006). Esse índice aumenta com a associação exclusiva de especialistas com generalistas.

O aninhamento proporciona maior estabilidade para a comunidade caso ocorra a perda de algum componente e esse padrão é comum para diferentes grupos de polinizadores, como vespas, abelhas e borboletas (Guimarães *et al*, 2007; Pigozzo & Viana, 2010; Oliveira *et al*, 2015). Em se tratando de redes abelha-planta o aninhamento é sobrepujado por espécies sociais altamente abundantes como *Apis mellifera* e *Trigona spinipes* (Kleinert & Giannini, 2012). Há uma correlação positiva da abundância com o número de nós que uma espécie estabelece e isso é resultado de sua capacidade em explorar variadas fontes de recursos (Lewinsohn *et al*, 2006).

A razão entre as interações observadas e o total de interações possíveis foi definido como Conectância (C) por Jordano (1987) e, desde então, vários trabalhos têm avaliado essa métrica em redes polinizador-planta (Olesen *et al*, 2006; Bascompte, 2009; Santos *et al*, 2010; Pigozzo & Viana, 2010). Quanto maior for a riqueza menor será a probabilidade que todas as espécies se relacionem e, conseqüentemente, o valor de C diminui. No mesmo sentido, espécies poliléticas tendem a aumentar e especialistas a diminuir o valor da Conectância (Bluthgen *et al*, 2008). Essa métrica também é uma medida de estabilidade, pois no caso de C próximo a 100% é pouco provável que alguma espécie seja extinta por falta de recursos.

Uma revisão de dados sobre interações abelha-planta ao longo de 120 anos sugere que grande parte das extinções ou mudanças na rede podem ser atribuídas a alterações das fenologias de abelhas e plantas, que ocasionam incompatibilidades temporal e perda de co-ocorrências espaciais (Burkle *et al*, 2013). Existe sincronicidade entre a oferta de recursos florais e a possibilidade de a abelha utilizá-lo, de modo que alterações ambientais perturbam essa dinâmica e comprometem a adaptação das espécies (Burkle & Alarcón, 2011; Deprá & Gaglianone, 2018). As perdas de vértices são mais frequentes entre abelhas solitárias especialistas, enquanto generalistas são consideradas espécies chave na sustentação da rede (Carvalho & Oliveira, 2010; Martín-González *et al*, 2010).

As métricas de centralidade ajudam na identificação de espécies chave da comunidade (Martín-González *et al*, 2010). A centralidade por intermédio (i) calcula o quanto uma espécie é responsável por intermediar outras conexões, sendo i proporcional a sua importância para a coesão da rede (Borgatti & Everett, 2006). Esse índice leva em consideração a frequência com que os nós estabelecidos por uma espécie são intermediários no caminho mais curto entre outros dois vértices (Jordán, 2009). Espécies com maiores valores de i podem ser prioritárias para conservação, pois em caso de extinção a rede seria rapidamente impactada.

Outra característica de redes abelha-planta é a estruturação modular, com delimitação de subgrupos funcionais que se associam mais intensamente (Olesen *et al*, 2007). A coesão desses módulos geralmente está associada a preferências de recursos ou formas de especialização, no entanto, a tendência é que espécies de grupos taxonomicamente próximos também sejam funcionalmente parecidas e agrupados no mesmo módulo (Guimerà & Amaral, 2005; Olesen *et al*, 2007).

Espécies com muitos graus geralmente interagem com duas ou mais classes modulares, atuando como conectores, e são denominados “hubs”. Caso esses “hubs” sejam extintos poderá ocorrer fragmentação da rede e consequente perda de diversidade (Olesen *et al*, 2007). Quanto mais compartimentalizada for a rede menor será a probabilidade de impactos generalizados sobre a comunidade (Guimarães, 2009). A avaliação desses módulos pode ser usada para delimitar grupos funcionais e auxiliar em estratégias de restauração.

A especialização da rede ($H2$) é uma medida que varia de 0 (não especializado) a 1 (perfeitamente especializada) e está relacionada a sobreposição de nicho, cujo valor máximo indica alta complementariedade e poucas interações no mesmo vértice (Bluthgen *et al*, 2006). Quanto menor for $H2$ mais redundante são as interações e maior será a sobreposição de nicho, de modo que até as espécies mais seletivas estejam conectadas a generalistas, aumentando o grau de

aninhamento. Para a teoria de redes o generalismo é baseado no quantitativo de graus da espécie e isso nem sempre corresponde a uma definição ecológica adequada (Mello *et al*, 2011). Por exemplo, uma abelha pode ser especializada em um tipo de recurso floral compartilhado por muitos vegetais e, dado o grande número de graus poderá ser considerada generalista.

Também é possível estimar o quanto uma comunidade é resiliente no caso de extinções secundárias pelo índice de robustez (R) (Memmot *et al*, 2004). Quando removemos uma espécie do conjunto todas aquelas que estiverem exclusivamente ligadas a ela no nível trófico oposto também desaparecem, sendo o valor de R correspondente a área do gráfico abaixo da curva de extinções secundárias (Bascompte & Jordano, 2007). Se a área total do gráfico é 1, quanto mais rápido a curva de extinções decair menor será a área de estabilidade R. Se poucas espécies forem extintas secundariamente a cada remoção o expoente de decaimento será menor e a inclinação da curva será mais suave, resultando em valores de R próximos a 1 (altamente resistente) (Montoya *et al*, 2012). Quanto maior a diversidade da rede, mais possibilidades de sustentação existiram frente a remoções de vértices e, portanto, maior será robustez (Kaiser-Bunbury & Blüthgen, 2015).

As simulações geralmente são iniciadas a partir de especialistas, pois estão mais suscetíveis a extinção do que organismos altamente conectados (Dunne *et al*, 2002; Montoya *et al*, 2012; Burkle *et al*, 2013). Por outro lado, apesar de menos provável, é possível que espécies generalistas sejam extintas primeiro e muitas perdas secundárias ocorrerão, reduzindo R. Ao afirmar que o padrão aninhado provê maior estabilidade consideramos que generalista sejam removidos posteriormente e existirão outras espécies para suprir as perdas.

Apesar do potencial da teoria de redes para embasar estratégias de conservação o número de estudos ainda é pequeno, sendo que a maioria é focada na visitação de uma ou poucas espécies florais (Machado *et al*, 2002; Vilhena & Augusto, 2007; Bomfim *et al*, 2015). Em relação a Caatinga, as poucas pesquisas abelha-planta sustentam que o elevado padrão aninhado, baixa Conectância e pouca especialização estão relacionados a condições ambientais estressantes (Viana & Kleinert, 2006; Santos *et al*, 2010; Pigozzo & Viana, 2010).



3. Objetivos

3.1. Geral

Analisar a biodiversidade de abelhas em um fragmento urbano-rural da Caatinga, após 15 anos de ações antrópicas, e compreender os padrões de interações abelha-planta por meio da teoria de redes ecológicas.

3.2. Específicos

- Monitorar e identificar a diversidade apícola em um fragmento de Caatinga situado no município de Jequié-BA;
- Avaliar a diversidade de abelhas atual com dados publicados para a mesma área em 2007;
- Construir uma rede com as interações observadas entre abelhas e plantas;
- Determinar os índices de aninhamento (N e NODF), Conectância (C), modularidade (M), especialização da rede (H_2), especialização por espécie (d'), dependência (D'), centralidade (i) e Robustez (R);
- Simular a remoção de espécies do conjunto de interações.

4. Referências

Aguiar, CML. & Zanella, FCV. 2005. Estrutura da comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea: Apisformis) de uma área na margem do domínio da Caatinga (Itatim, BA). **Neotropical Entomology**, Vol. 34, no. 1, p. 15-24. doi: <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2005000100003>.

Albuquerque, PMC.; Ferreira, RG.; Rêgo, MMC.; Santos, CS.; Brito, CMS. 2001. Levantamento da Fauna de Abelhas Silvestres (Hymenoptera, Apoidea) na Região da “Baixada Maranhense”, Vitória do Mearim, MA, Brasil. **ACTA Amazônica**, Vol. 31, no. 3, p. 419-430. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/1809-43922001313430>

Bascompte, J. 2009. Mutualistic networks. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Vol. 7, no. 8, p. 429-436. doi: <http://dx.doi.org/10.1890/080026>

Bascompte, J. & Jordano, P. 2007. Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, Vol. 38, p. 567-93. doi: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818>

Bascompte, J.; Jordano, P. & Olesen, JM. 2006. Assymmetric coevolutionary network facilitate biodiversity maintenance. **Science**, Vol. 312, p. 431-433. doi: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1123412>

Bascompte, J.; Jordano, P.; Melián, CJ. & Olesen, JM. 2003. The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A**, Vol. 100, p. 9383-9387. doi: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1633576100>

Batalha-Filho, H.; Nunes, LA.; Pereira, DG. & Waldschmidt, AM. 2007. Inventário da fauna de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) em uma área de Caatinga da região de Jequié, BA. **Bioscience Journal**, Supplement 1, Vol. 23, p. 24-29.

Birdshire, KR.; Carper, AL. & Briles, CE. 2020. Bee community response to local and landscape factors along an urban-rural gradient. **Urban Ecosystems**. doi: <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00956-w>

Bluthgen, N.; Menzel, F. & Bluthgen, N. 2006. Measuring specialization in species interaction networks. **BMC Ecology**, Vol. 6, p. 1-12. doi: <http://dx.doi.org/10.1186/1472-6785-6-9>

Bomfim, MS.; Silva, SO.; Almeida, IRR. & Pina, WC. 2015. Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) visitantes das flores de urucum (*Bixa orellana* Linnaeus 1753) em Teixeira de Freitas, Bahia, Brasil. **Scientia Plena**. Vol. 11, no. 5.

Borgatti, SP. & Everett, MG. 2006. A consistent metric for nestedness analysis in ecological Systems: reconciling concept and measurement. **Social networks**, Vol. 28 p. 466-484.

Burkle, LA.; Marlin, JC. & Knight, TM. 2013. Plant-Pollinator Interactions over 120 Years: Loss of Species, Co-Occurrence, and Function. **Science**, Vol. 339, p. 1611-1615. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1232728>

Carvalho, AMC. & Oliveira, PEAM. 2010. Estrutura da guilda de abelhas visitantes de *Matayba guianensis* Aubl (Sapindaceae) em vegetação do cerrado. **Oecologia Australis**, Vol. 14, p. 40-66. doi: <https://doi.org/10.4257/oeco.2010.1401.02>

Choate, BA.; Hickman, PL. & Moretti, EA. 2018. Wild bee species abundance and richness across an urban-rural gradient. **Journal Insect Conservation**, Vol. 22, p. 391-403. doi: <https://doi.org/10.1007/s10841-018-0068-6>

Deprá, MS. & Gaglianone, MC. 2018. Interações entre plantas e polinizadores sob uma perspectiva temporal. **Oecologia Australis**, Vol. 22, no. 1, p. 1-16. doi: <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2201.01>

Dunne, J.; Williams, R. & Martinez, N. 2002. Network structure and biodiversity loss in food webs: Robustness increases with connectance. **Ecology Letters**, Vol. 5, p. 558-567. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00354.x>

Fortel, L.; Henry, M.; Guilbaud, L.; Guirao, AL. & Kuhlmann, M.; *et al.* 2014. Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient. **PLoS ONE**, Vol. 9, no. 8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0104679>

Freitas, BM. & Silva, CI. 2015. **Agricultura e polinização**: O papel dos polinizadores na produção agrícola no Brasil. Associação Brasileira de Estudos das Abelhas (Org.), São Paulo-SP, p. 9-71.

Ganho, NG. & Marionini, RC. 2005. A diversidade inventarial de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. **Revista Brasileira de Entomologia**, Vol. 49, p. 535-543. doi: <https://doi.org/10.1590/S0085-56262005000400014>

Goulson, D.; Nicholls, E.; Botías, C. & Rotheray, EL. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. **Science**, Vol. 347, no. 6229. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1255957>

Guimarães, PR. 2009. A estrutura e a dinâmica evolutiva de redes mutualísticas. **Ciência & Ambiente**, Vol. 39, p. 137-148.

Guimarães, PR.; Sazima, C.; Reis, SF. & Sazima, I. 2007. The nested structure of marine cleaning symbiosis: is it like flowers and bees? **Biology Letters**, Vol. 3, p. 51-54. doi: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0562>

Guimerà, R. & Amaral, LAN. 2005. Cartography of complex networks: modules and universal roles. **Journal of Statistical Mechanics**, Vol. 2005: P02001. doi: <https://doi.org/10.1088/1742-5468/2005/02/P02001>

Imperatriz-Fonseca, VL.; Saraiva, A. & Gonçalves, LS. 2007. The brazilian pollinators initiative and the advances for the comprehension of the role of pollinators as ecosystem services providers. **Bioscience Journal**, supplement 1, p. 100-106.

Jamieson, MA.; Carper, AL.; Wilson, CJ.; Scott, VL. & Gibbs, J. 2019. Geographic Biases in Bee Research Limits Understanding of Species Distribution and Response to Anthropogenic Disturbance. **Frontiers in Ecology and Evolution**, Vol. 7, no. 194. doi: <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00194>

Jordán, F. 2009. Keystone species and food webs. **Philosophical Transactions of The Royal Society Biological Science**, Vol. 364, no. 1524, p. 1733-1741. doi: <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0335>

Jordano, P. 1987. Patterns of Mutualistic Interactions in Pollination and Seed Dispersal: Connectance, Dependence Asymmetries, and Coevolution. **The American Naturalist**, Vol. 129, no. 5, p. 657-677. doi: <https://doi.org/10.1086/284665>

Lewinsohn, TW.; Prado, PI.; Jordano, P.; Bascompte, J. & Olesen, JM. 2006. Structure in plant-animal interaction assemblages. **Oikos**, Vol. 113, p. 174-184. doi: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14583.x>

Kaiser-Bunbury, CN. & Bluthgen, N. 2015. Integrating network ecology with applied conservation: a synthesis and guide to implementation. **AoB Plants**, Vol. 7: plv076. doi: <https://doi.org/10.1093/aobpla/plv076>

Kleinert, AMP. & Giannini, TC. 2012. Generalist Bee Species on Brazilian Bee-Plant Interaction Networks. **Psyche**, Vol. 2012, p. 1–7. doi: <https://doi.org/10.1155/2012/291519>

Lewinsohn, TW.; Prado, PI.; Jordano, P.; Bascompte, J. & Olesen, JM. 2006. Structure in plant-animal interaction assemblages. **Oikos**, Vol. 113, p. 174-184. doi: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14583.x>

Martín-González, AM.; Dalsgaard, B. & Olesen, JM. 2010. Centrality measures and the importance of generalist species in pollination network. **Ecological complexity**, Vol. 7, p. 36-43. doi: <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.03.008>

Machado, ICS.; Vogel, S. & Lopes, AV. 2002. Pollination of *Angelonia cornigera* Hook. (Scrophulariaceae) by long-legged, oil-collecting bees in NE Brazil. **Plant Biology**, Vol. 4, p. 352–359.

Martins, CF.; Moura, ACA. & Barbosa, MRV. 2003. Bee plants and relative abundance of corbiculate Apidae species in a Brazilian Caatinga area. **Revista Nordestina de Biologia**, v. 17, p. 63-74.

Mello, MAR.; Santos, GMM.; Mechi, MR. & Hermes, MG. 2011. High generalization in flower-visiting networks of social wasps. **Acta Oecologica**, Vol. 37, no. 1, p. 37-42.

<https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.11.004>

Mello, MAR. 2010. Redes mutualísticas: Pequenos mundos de interação entre animais e plantas. **Ciência Hoje**, Vol. 47, no. 277, p. 32-37.

Memmott, J.; Waser, NM. & Price, MV. 2004. Tolerance of pollination networks to species extinctions. **Proceeding of the Royal Society of London**, Vol. 271, p. 2605-2611. doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2004.2909>

Michener, CD. 2000. **The bees of the world**. Johns Hopkins Univ Press, Baltimore: 913 p.

Montoya, D.; Rogers, L. & Memmott, J. 2012. Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, Vol. 27, no. 12, p. 666-672. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.004>

Olesen, JM.; Bascompte, J.; Dupont, YL. & Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A**, Vol. 104, no. 50, p. 19891-19896. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>

Olesen, JM.; Bascompte, J.; Dupont, YL. & Jordano, P. 2006. The smallest of all worlds: pollination networks. **Journal of Theoretical Biology**, Vol. 240, p. 270-276. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2005.09.014>

Oliveira, DSF.; Franchin, AG. & Marçal-Júnior, O. 2015. Rede de interações ave-planta: um estudo sobre frugivoria em áreas urbanas do Brasil. **Biotemas**, Vol. 28, no. 4, p. 83-97. doi: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2015v28n4p83>

Pigozzo, CM. & Viana, BF. 2010. Estrutura da Rede de Interações entre Flores e Abelhas em Ambiente de Caatinga. **Oecologia Australis**, Vol. 14, n.1, p. 100-114. doi: <https://doi.org/10.4257/oeco.2010.1401.04>

Prado-Silva, A.; Nunes, LA.; Mendes, JS.; Mello, PRA. & Waldschmidt, AM. 2018. Morphogenetic Alterations in *Melipona quadrifasciata anthidioides* (Hymenoptera: Apidae)

- Associated with Pesticides. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, Vol. 74, p. 627-632. doi: <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0509-y>
- Santos, GMM.; Aguiar, CML.; Mello, MARR. 2010. Flower-visiting guild associated with the Caatinga flora: trophic interaction networks formed by social bees and social wasps with plants. **Apidologie**, Vol. 41, p. 466-475. doi: <https://doi.org/10.1051/apido/2009081>
- Silva, GR.; Pereira, FM.; Souza, BA.; Lopes, MTR.; Campelo, JEG. & Diniz, FM. 2014. Bioecological and behavioral genetic aspects involved in the conservation of the stingless bee *Melipona subnitida* Ducke (Apidae, Meliponini) and the use of molecular tools in studies of diversity. **Agricultural Entomology**, Vol. 81, no. 3, p. 299-308. doi: <https://doi.org/10.1590/1808-1657000812012>
- Silveira, FA.; Melo, GAR. & Almeida, EAB. 2002. **Abelhas brasileiras: sistemática e identificação**. Belo Horizonte-MG: 253 p.
- Viana, BF.; Boscolo, D.; Neto, EM.; Lopes, LE.; Lopes, AV.; Ferreira, PA. & Pigozzo, CM. 2012. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services. **Journal of Pollination Ecology**, Vol. 7, n.5, p. 31-41. doi: [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2012\)2](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2012)2)
- Viana, BF. & Kleinert, AMP. 2006. Structure of bee-flower system in the coastal sand dune of Abaeté, northeastern Brazil. **Revista de Entomologia**, Vol. 50, no. 1, p. 53-63. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262006000100008>
- Vilhena, AMGF. & Augusto, SC. 2007. West indian cherry's *Malpighia emarginata* DC (malpighiaceae) pollinators in savanna area of triângulo mineiro. **Bioscience Journal**, Vol. 23, Suplement 1, p. 14-23.
- Vitousek, PM.; Mooney, HA.; Lubchenco, J. & Melillo, JM. 2008. Human domination of earth's ecosystems. **Science**, Vol. 277, p. 494-499. doi: https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_1
- Vogel, S. & Machado, IC. 1991. Pollination of four sympatric species of Angelonia (Scrophulariaceae) by oil-collecting bees in NE, Brazil. **Plant Systematics and Evolution**, Vol. 178, p. 153–178. doi: <https://doi.org/10.1007/BF00937962>
- Waser, NM.; Chittka, L.; Price, MV.; Williams, NM. & Ollerton, J. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. **Ecological Society of America**, Vol. 77, p. 1043-1060. doi: <https://doi.org/10.2307/2265575>

Wenzel, A.; Grass, I.; Belavadi, VV. & Tschardt, T. 2019. How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. **Biological Conservation**. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108321>

Wilson, CJ. & Jamieson, MA. 2019. The effects of urbanization on bee communities depends on floral resource availability and bee functional traits. **PLoS ONE**, Vol. 14, no. 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225852>

Witter, S.; Nunes-Silva, P.; Blochtein, B.; Lisboa, BB. & Imperatriz-Fonseca, VL. 2014. **As abelhas e a agricultura**. EDIPUCRS, Porto Alegre: 143p.

Zanella, FCV. & Martins, CF. 2003. **Abelhas da Caatinga**: Biogeografia, ecologia e conservação, p. 75-134. In: Leal, IR.; Tabarelli, M. & Silva, JMC. (eds.), Ecologia e conservação da Caatinga. Editora Universitária, UFPE, Recife. p 804.



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação



CAPÍTULO I

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

5. MONITORAMENTO REVELA DIFERENÇAS NA COMPOSIÇÃO DA APIFAUNA (HYMENOPTERA, APOIDEA) EM FRAGMENTO DA CAATINGA APÓS 15 ANOS DE ANTROPIZAÇÃO



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Manuscrito a ser submetido na revista Biota Neotropica



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

MONITORAMENTO REVELA DIFERENÇAS NA COMPOSIÇÃO DA APIFAUNA (HYMENOPTERA, APOIDEA) EM FRAGMENTO DA CAATINGA APÓS 15 ANOS DE ANTROPIZAÇÃO

IE Carmo¹, LC Lazarino¹, RP Benevides², LA Nunes³, NS SILVA², AM Waldschmidt⁴

1. Pós-graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação (PPGGBC), Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, Bahia, Brazil.

2. Licenciatura em Ciências Biológicas e bolsista de Iniciação Científica, Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, Bahia, Brazil.

3. Pós-graduação em Enfermagem e Saúde, Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, Bahia, Brazil.

4. Departamento de Ciências Biológicas, Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, Bahia, Brazil.

Autor correspondente: IE Carmo, Pós-graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação (PPGGBC), Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, Bahia, Brazil; carmo.uesb@gmail.com

Resumo: As atividades humanas têm sido responsáveis pelo declínio dos polinizadores e por profundas modificações na composição das comunidades de abelhas. Esse trabalho é resultado de um monitoramento da diversidade de abelhas em um fragmento de Caatinga, cuja área foi inventariada em 2007 e submetida a diferentes alterações antrópicas nos últimos 15 anos. Nós comparamos a diversidade encontrada entre janeiro de 2017 e dezembro de 2018 com dados publicados no inventário anterior. Seguindo os mesmos métodos de amostragem realizados em 2007, mas com três coletores, capturamos 4941 abelhas de 70 espécies, 29 gêneros e quatro famílias. Houve aumento de 21 espécies e quatro gêneros, representando uma alteração em 65% da riqueza original. Acreditamos que o aumento da diversidade possa estar associado ao aumento do esforço amostral e reforçamos que monitoramentos são importantes para conhecer a distribuição das espécies, avaliar a influência humana sobre a apifauna e estabelecer estratégias de conservação.

Keywords: Diversidade; Semiárido; Declínio dos polinizadores;

Introdução

As abelhas são as principais representante das relações de mutualismo dispersivo, com mais de 20 mil espécies no mundo e três mil com ocorrência no Brasil (Silveira, Melo & Almeida 2002,

Ramos, Kawada & Brandão 2015). A polinização contribui para o aumento da variabilidade genética e consequente diversificação das plantas com flores (Freitas & Silva 2015), sendo que 85,7% das angiospermas em sistemas florestais dependam da polinização por abelhas (Witter *et al.* 2014).

Apesar de sua importância ecológica e econômica, os polinizadores estão em declínio (Freitas *et al.* 2017, Caires & Barcelos 2017). As ações humanas que promovem fragmentação ambiental, degradação de habitat e o uso de agroquímicos tem resultado em Distúrbio do Colapso das Colônias (CCD) com diminuição da diversidade das abelhas (Viana *et al.* 2012, Goulson *et al.* 2015). Na Caatinga, um bioma exclusivamente brasileiro e com alto índice de endemismo (Lessa *et al.* 2019, MMA 2012), os reflexos desses processos são acentuados pela relativa pobreza, baixo investimento econômico e insuficiência de dados científicos para identificar e conservar sua biodiversidade (Avancini & Tega 2013).

Diante do declínio dos polinizadores e o contexto de negligência em relação à Caatinga, algumas pesquisas avaliaram a diversidade apícola do Bioma. Uma revisão realizada por Zanella (2000) identificou 187 espécies e 87 gêneros distribuídos em diferentes regiões da Caatinga, variando de 42 a 66 espécies por localidade. Outros trabalhos registraram 60 espécies em Itatim-BA (Aguilar 2003) e 70 espécies em Canudos-BA (Pigozzo & Viana 2010).

Além desses, um inventário produzido por Batalha-Filho *et al.* (2007) em um fragmento de mata ciliar da Caatinga, com urbanização incipiente, identificou 49 espécies e 25 gêneros. Desde então, a região sofreu diversificados processos de antropização, como implantação de um sistema de agricultura familiar com produção de hortifruticultura e aumento significativo no número de residências.

O efeito dessas atividades sobre a diversidade varia conforme a história evolutiva das espécies e a composição das áreas urbanas ou rurais (Birdshire, Carper & Briles 2020), que pode favorecer um grupo em detrimento de outro (Wilson & Jamieson 2019). Em alguns casos, a riqueza de

abelhas é maior em locais antropizados do que em ambientes semi-naturais (Ganho & Marinoni 2005, Fortel *et al.* 2014, Wenzel *et al.* 2019, Theodorou *et al.* 2020), enquanto em outros, essa diversidade não é alterada ou é negativamente impactada (Choate *et al.* 2018, Birdshire, Carper & Briles 2020). Em todos os casos, há uma associação positiva entre a apifauna e a riqueza floral, que condiciona os efeitos da antropização à disponibilidade de recursos pelas plantas e promove alterações na riqueza funcional (Wilson & Jamieson 2019). Essas correlações e mudanças no padrão de dominância também foram observadas em monitoramentos de Coleoptera e Lepidoptera (Ganho & Marinoni 2005, Wepprich *et al.* 2019).

Monitorar a diversidade é importante para compreender a dinâmica ecológica em diferentes gradientes de pressão antrópica e definir estratégias de conservação (Navarro *et al.* 2017). Existem poucos trabalhos de monitoramento da apifauna e faltam dados sobre a distribuição da maior parte das 20.000 espécies pelo mundo (Meiners, Griswold & Carril 2019, Jamieson *et al.* 2019). Diante disso, o objetivo desse estudo foi avaliar a diversidade atual de abelhas na região e analisar as diferenças em relação a riqueza identificada por Batalha-Filho *et al.* (2007). Os dados contribuirão para melhorar o conhecimento sobre a Caatinga e fomentarão discussões sobre a conservação do bioma.

Material e Métodos

Utilizando a mesma metodologia e área estudada por Batalha-Filho *et al.* (2007), com três coletores, monitoramos um fragmento de Caatinga próximo à Barragem de Pedras do Médio Rio de Contas, no município de Jequié-BA (13°52'18" S e 40°14'29" W) com altitude de 233m (Figura 1). A região apresenta relevo irregular de formações caracterizadas como Ilhas de morros (Batalha-Filho *et al.* 2007), com solo raso e pedregoso, recoberto por vegetação endêmica predominando as famílias Euphorbiaceae, Anacardiaceae, Fabaceae, Malvaceae e Cactaceae, além de espécies exóticas como *Eucalyptus globulus* e *Prosopis juliflora*.

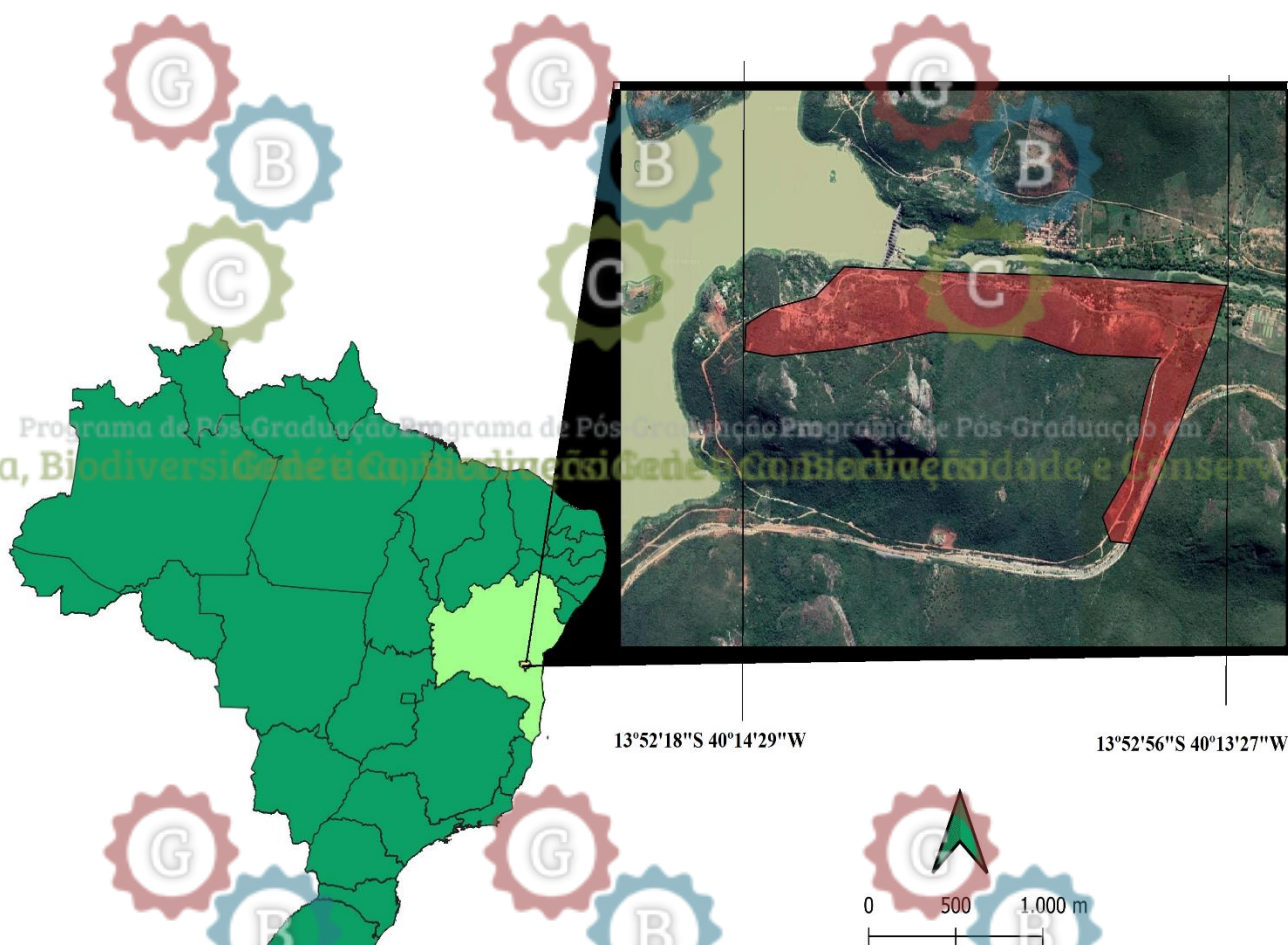


Figura 2. Fragmento de Caatinga onde o estudo foi realizado. É possível observar residências limitadas com áreas de vegetação natural ou de cultivo. As coordenadas geográficas indicam as delimitações da área do estudo.

A trilha tem 4000 metros e foi dividida em quatro pontos, um a cada 1000 metros, distribuídas internamente e nas bordas do fragmento. A coleta do material biológico foi realizada mensalmente no turno matutino (06:00 às 12:00) e vespertino (12:00 às 18:00) entre janeiro de 2017 e dezembro de 2018.

Os espécimes foram enviados a um especialista e comparados a coleção de abelhas no Biotério da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB, *campus* de Jequié), onde foi depositado a coleção testemunho.

A abundância refere-se ao total de indivíduos, a riqueza ao número de espécies e a frequência de Ocorrência (FO) do grupo (espécie ou família) é a proporção de meses em que a espécie foi coletada.

Resultados

Foram capturadas 4941 abelhas distribuídas entre 70 espécies pertencentes a quatro (04) famílias e 29 gêneros (Tabela 1). A maior riqueza foi observada às 10 horas, com pico de 39 espécies, e a maior abundância às 09 horas, com 539 indivíduos.

Tabela 1. Lista de espécies distribuídas por categoria taxonômica indicando se é um novo registro no fragmento (EN), sua abundância, frequência de ocorrência (FO) e frequência relativa ao total de indivíduos amostrados (FR%). (N – não; S – sim; ND – não é possível definir).

ESPÉCIE	EM	ABUNDÂNCIA	FO	FR (%)
APIDAE				
APINI				
<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	N	3647	1,0	73,94%
BOMBINI				
<i>Bombus brevillus</i> Franklin, 1913	S	4	0,10	0,08%
<i>Bombus pauloensis</i> Friese, 1912	S	10	0,23	0,20%
<i>Bombus morio</i> Swederus, 1787	S	4	0,13	0,08%
EUGLOSSINI				
<i>Euglossa townsendi</i> Cockerell, 1904	ND	2	0,06	0,04%
<i>Euglossa</i> sp. 01	ND	1	0,03	0,02%
<i>Euglossa cordata</i>	S	2	0,06	0,04%
<i>Eulaema nigrita</i> Lepeletier, 1841	S	8	0,10	0,12%
ERICROCIDINI				
<i>Aglaomelissa</i> sp. 1	S	1	0,03	0,02%
<i>Ctenioschelus goryi</i> Romand, 1840	S	1	0,03	0,02%
<i>Mesocheira bicolor</i> Fabricius, 1804	S	2	0,06	0,04%
MELIPONINI				
<i>Geotrigona mombuca</i> Smith, 1863	N	15	0,16	0,30%
<i>Melipona quadrifasciata anthidioides</i> Lepeletier, 1936	N	9	0,26	0,18%
<i>Melipona asilvai</i> Moure, 1971	N	1	0,03	0,02%
<i>Morfotipo Meliponini 1</i>	ND	1	0,03	0,02%
<i>Plebeia droryana</i> Friese, 1900	N	1	0,03	0,02%
<i>Scaptotrigona postica</i> Latreille, 1807	S	71	0,56	1,45%
<i>Tetragonisca angustula</i> Latreille, 1811	N	1	0,03	0,02%
<i>Trigona fuscipennis</i> Friese, 1900	N	5	0,06	0,10%
<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	N	270	0,96	5,46%
CENTRIDINI				
<i>Centris aenea</i> Lefeletier, 1841	N	4	0,13	0,08%

<i>Centris analis</i> Fabricius, 1804	S	58	0,26	1,17%
<i>Centris fasciata</i> Smith, 1854	S	35	0,26	0,71%
<i>Centris pulchra</i> Moure, 2003	S	70	0,36	1,41%
<i>Centris nitida</i> Smith, 1874	S	69	0,56	1,39%
<i>Centris tarsata</i> Smith, 1874	N	98	0,66	1,98%
<i>Centris trigonoides</i> Lepeletier, 1841	N	5	0,03	0,10%
<i>Centris xanthomelaena</i> Moure & Castro, 2001	N	1	0,03	0,02%
<i>Centris</i> sp. 01	ND	49	0,36	1,00%
<i>Centris</i> sp. 02	ND	1	0,03	0,02%
<i>Centris</i> sp. 03	ND	3	0,06	0,06%
<i>Epicharis flava</i> Friese, 1900	S	6	0,10	0,12%

EMPHORINI

<i>Ancyloscelis apiformis</i> Fabricius, 1793	N	1	0,03	0,02%
---	---	---	------	-------

EUCERINI

<i>Melissoptila unicoloris</i> Ducke, 1910	N	3	0,03	0,06%
<i>Melissoptila</i> sp. 01	ND	1	0,03	0,02%
<i>Melissoptila</i> sp. 02	ND	1	0,03	0,02%

EXOMALOPSINI

<i>Exomalopsis analis</i> Spinola, 1853	N	16	0,13	0,32%
---	---	----	------	-------

XYLOCOPINI

<i>Xylocopa cearensis</i> Ducke, 1910	N	56	0,73	1,13%
<i>Xylocopa grisescens</i> Lepeletier, 1841	N	31	0,53	0,62%
<i>Xylocopa frontalis</i> Olivier, 1789	S	3	0,10	0,06%
<i>Xylocopa</i> sp. 01	ND	2	0,06	0,04%

COLETIDAE

CAUCAPOLICANINI

<i>Ptiloglossa</i> sp. 01	ND	14	0,26	0,28%
<i>Ptiloglossa</i> sp. 02	ND	4	0,03	0,08%

HALICTIDAE

AUGOCHLORINI

<i>Augochlora thalia</i> Smith, 1879	N	8	0,23	0,16%
<i>Augochlora pura</i> Say, 1837	S	55	0,56	1,10%
<i>Augochlora smithiana</i> Cockerell, 1900	S	20	0,23	0,40%
<i>Augochlora</i> sp. 01	S	5	0,06	0,10%
<i>Augochlora</i> sp. 02	S	2	0,03	0,04%
<i>Augochlora</i> sp. 03	S	11	0,13	0,22%
<i>Augochloropsis callichroa</i> Cockerell, 1900	N	30	0,40	0,60%
<i>Augochloropsis</i> sp. 1	ND	1	0,03	0,02%
<i>Pseudaugochlora graminea</i> Fabricius, 1804	N	1	0,03	0,02%
<i>Pseudaugochlora</i> sp. 01	ND	6	0,16	0,12%

MEGACHILIDAE

ANTHIDIINI

<i>Austrostelis</i> sp. 1	S	1	0,03	0,02%
---------------------------	---	---	------	-------

<i>Anthidium</i> sp. 1	S	1	0,03	0,02%
<i>Epanthidium tigrinum</i> Schrottky, 1905	N	56	0,66	1,12%
<i>Epanthidium araranguense</i> Urban, 2006	S	2	0,03	0,04%
<i>Ctenanthidium</i> sp. 1	S	3	0,06	0,06%
MEGACHILINI				
<i>Megachile albitarsis</i> Cresson, 1872	S	4	0,10	0,08%
<i>Megachile dentipes</i> Vachal, 1909	N	4	0,03	0,08%
<i>Megachile parallela</i> Smith, 1853	S	20	0,16	0,40%
<i>Megachile paulista</i> Schrottky, 1920	S	83	0,83	1,68%
<i>Megachile rotundata</i> Fabricius, 1793	S	8	0,16	0,16%
<i>Megachile (Rhyssomegachile)</i> sp.	S	1	0,03	0,02%
<i>Megachile (Delomegachile)</i> sp.	S	2	0,06	0,04%
<i>Megachile</i> sp. 01	ND	26	0,36	0,52%
<i>Megachile</i> sp. 02	ND	1	0,03	0,06%
<i>Megachile</i> sp. 03	ND	3	0,03	0,02%
<i>Morfotipo Megachilini 1</i>	ND	1	0,03	0,02%
<i>Coelioxys novomexicana</i> Cockerell, 1909	S	1	0,03	0,02%

Discussão

I. Biodiversidade de abelhas no fragmento

Apesar de atividades antrópicas recentes como a ampliação das áreas de cultivo, asfaltamento de vias e expansão residencial, nós registramos 21 espécies a mais em relação às 49 identificadas por Batalha-filho *et al* (2007) e isso pode estar associado ao aumento no esforço amostral, que foi de três coletores nesse estudo e apenas dois no inventário anterior.

Atribuir o aumento do número de espécies às mudanças antrópicas na paisagem seria precipitado, pois áreas naturais apresentam crescimento expressivo de diversidade ao longo de gradientes temporais (Meiners, Griswold & Carril 2019) e estudos em regiões densamente povoadas indicam perda de riqueza (Wenzel *et al.* 2019).

Em áreas de Caatinga predominam espécies raras de abelhas, entre 62 e 67% (Zanella & Martins 2003), e nesse estudo foram 58% (41) com baixa FO e abundância. A concentração na abundância e baixo número de indivíduos por espécie é comum em regiões semiáridas, como em Denver (EUA), com 45% das espécies representadas por um único indivíduo (Birdshire, Carper & Briles 2020).

A frequência de ocorrência (FO) de *A. mellifera* (1,0) indica que esteve presente em todos os meses de coleta e *T. spinipes* ausente em apenas um mês (0,96). As espécies solitárias com maior frequência em diferentes meses foram *Megachile paulista* (0,83), *Xylocopa cearenses* (0,73), *Epanthidium tigrinum* (0,66), *Centris tarsata* (0,66), *Algochloa pura* (0,56), *Centris nitida* (0,56) e *Xylocopa grisescens* (0,53).

II. Diversidade nas famílias

A família Apidae, com 41 espécies (58%), apresentou um aumento de cinco espécies comparado ao levantamento de 2007. No entanto, houve redução de sua representatividade em relação ao total, que era de 74% (figura 2). Isso evidencia que outras famílias apresentaram maior crescimento proporcional em diversidade.

A família Megachilidae foi representada por 17 espécies, um aumento de 340% em relação ao estudo anterior, sendo a segunda maior família em representatividade. Halictidae ocupa a terceira posição com 10 espécies e, apesar do aumento, estudos nos municípios de Casa nova (BA) e São João do Cariri (PB) reforçam a baixa diversidade em áreas de Caatinga (Zanella & Martins 2003). A família Coletidae, com duas espécies, registrava apenas uma no estudo de Batalha-Filho *et al.* (2007). Nenhuma espécie de Andrenidae foi encontrada.

As famílias Colletidae e Andrenidae são pouco representadas na região neotropical, com escassos dados de ocorrência na Caatinga, limitando-se a apenas uma espécie e poucos indivíduos em alguns casos (Batalha-Filho *et al.* 2007).

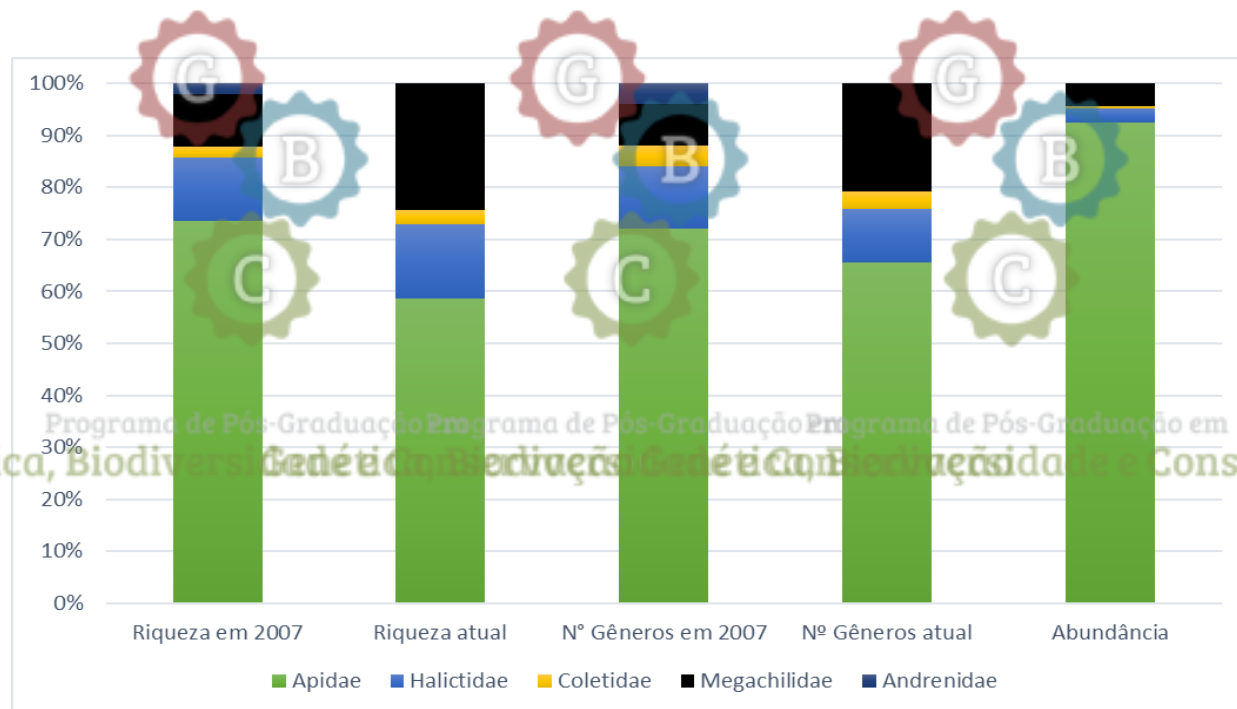


Figura 3. Distribuição da riqueza por família e número de gêneros encontrados no fragmento comparado ao identificado por Batalha-filho et al. (2007). A abundância se refere apenas aos dados obtidos nesse estudo.

Cerca de 92% da abundância está concentrada na família Apidae e quase 74% dessas são referentes a *A. mellifera* e mais de 5% por *T. spinipes*, enquanto 39 espécies de Apidae somam apenas 13%. Mesmo que a sociabilidade exerça alguma influência na abundância, não é um fator preponderante, pois muitas abelhas sociais apresentaram abundância inferior a 1% (*Melipona asilvai*, *M. q. antidioides*, *Plebeia droryana*, entre outras), enquanto 75% das espécies mais abundantes são solitárias (*M. paulista*, *E. tigrinum*, *A. pura*, *X. cearenses*, *Centris analis*, *C. tarsata*, *C. nitita*, *C. pulchra* e *Centris* sp.1).

Outros estudos na Caatinga também encontraram ampla dispersão e superioridade em abundância para *A. mellifera* e *T. spinipes* (Aguiar & Zanela 2005, Bomfim et al. 2015), justificadas pelo padrão generalista de suas interações com a flora local, lhes permitindo explorar diferentes recursos durante condições ambientais desfavoráveis (Pigozo & Viana 2010). Nesse bioma há longos períodos de estiagem, com pouca disponibilidade de recursos florais, temperaturas elevadas e estresse hídrico, de modo que o padrão generalista possa representar uma adaptação a esse ambiente (Santos, Aguiar & Melo 2010, Maia-Silva 2013). Explorar

diferentes recursos diminuirá a necessidade de grandes deslocamentos para forrageio e, consequentemente, representa uma economia energética fundamental para a sobrevivência das espécies.

III. Diversidade nos gêneros

Foi registrado o aumento de quatro (04) gêneros em relação aos 25 destacados por Batalha-filho *et al.* (2007) e uma mudança em quase 65% (16 gêneros) na distribuição da biodiversidade local.

Atividades como hortifruticultura e ornamentação aumentaram a diversidade da flora local e isso pode ter produzido mudanças na composição da diversidade funcional das abelhas, assim como ter contribuído para o aumento da riqueza (Wilson & Jamieson 2019). Infelizmente não há dados da vegetação publicados para a área e período de Batalha-filho *et al.* (2007), inviabilizando discutir as diferenças na composição da vegetação atual e associar isso as diferenças na fauna de abelhas. Uma revisão de 141 estudos sobre a influência da urbanização na diversidade apícola indica que o aumento da riqueza floral pode minimizar o impacto das ações antrópicas mesmo que a origem da planta seja exótica (Wenzel *et al.* 2019).

Os gêneros incluídos nesse estudo são *Eulaema* Lepeletier (1842), *Aglaomelissa* Snelling & Brooks (1985), *Ctenioschelus* Romand (1840), *Mesocheira* Lepeletier & Serville (1825), *Scaptotrigona* Moure (1942), *Epicharis* Klug (1807), *Austrostelis* Michener & Griswold (1994), *Anthidium* Fabricius (1804), *Ctenanthidium* Urban (1993) e *Coelioxys* Latreille (1809). Os gêneros que deixaram de ser registrados foram *Oxaea* Klug (1807), *Frieseomelitta* Ihering (1912), *Partamona* Schwarz (1939), *Melitomella* Roig-Alsina (1999), *Ptilothrix* Smith (1853) e *Peponapis* Robertson (1902).

Os gêneros *Frieseomelitta*, *Partamona*, *Melitomella* e *Ptilothrix* apresentam ocorrência em fragmentos de Caatinga com condições climáticas semelhantes (Zanella & Martins 2003, Rodarte, Silva & Viana 2008), enquanto *Oxaea* e *Peponapis* raramente são amostradas (Batalha-

Filho *et al.* 2007, Urban, Moure & Melo 2012). É possível que esses gêneros ocorram na região e sua ausência nesse estudo tenha sido a falta de oportunidade ou dificuldade em capturá-los.

As abelhas solitárias registraram a maior diversidade, assim como no inventário realizado por Batalha-filho *et al.* (2007), que apresentou 37 espécies de abelhas solitárias e 12 espécies de abelhas sociais. Nesse estudo *Centris* Fabricius (1804) apresentou a maior riqueza (11 espécies), seguido de *Megachile* Latreille (1802) (10 espécies), *Augochlora* Smith (1853) (seis espécies) e *Xylocopa* Latreille (1802) (quatro espécies) (Figura 3). Outras pesquisas na Caatinga também obtiveram maior riqueza para esses gêneros (Batalha-filho *et al.* 2007, Maia-Silva *et al.* 2012).



Figura 4. Distribuição do número de espécies por gênero encontrado no estudo atual comparado aos dados obtidos por Batalha-filho *et al.* (2007). Os gêneros mais diversos foram *Centris*, *Megachile* e *Augochlora*.

O gênero *Centris* é altamente diversificado e especializado na coleta de óleos florais para alimentação e reprodução, sendo a família de plantas Malpighiaceae suas principais fornecedoras (Ramalho & Silva 2002). A espécie *Epicharis flava* (Centridini) teve registro inédito nesse

fragmento e, segundo Vilhena e Augusto (2007), é encontrada visitando com alta frequência de ocorrência (FO) em *M. emarginata*.

O gênero *Megachile* apresentou um grande crescimento de riqueza (250%) e, conforme evidenciado, é o segundo maior gênero em áreas de Caatinga (Zanella 2000). Essas abelhas solitárias são conhecidas por utilizar folhas e pétalas na confecção de ninhos, apresentando hábito de nidificar no solo ou em cavidades pré-existentes (Teixeira, Schwartz & Gaglianone 2011). Um estudo sobre interação abelha-planta poderia ajudar a entender o grande crescimento em diversidade do grupo.

O gênero *Augochlora* apresentou o maior aumento proporcional (600%) em relação ao levantamento de Batalha-filho *et al.* (2007), no qual *Augochlora thalia* foi única espécie registrada. Vários indivíduos do gênero foram capturados enquanto forrageavam sobre plantas da família Asteraceae, como a rupestre *Galinsoga parviflora* Kew (1796). Nessa planta foram capturadas *A. thalia*, *A. pura*, *A. smithiana* e *Augchlora* sp. 03, sendo que a alta visitação de *Augochlora* nessa planta foi identificada por Schlindwein (2008).

Em *Xylocopa* foi identificada a presença inédita de *Xylcopa frontalis* nesse fragmento, enquanto *X. ordinaria* Smith (1874) e *X. subzonata* Moure (1949) deixaram de ser registradas em relação ao estudo de Batalha-Filho *et al.* (2007). Foram encontradas as espécies *Bombus brevivillus*, *B. pauloensis* e *B. morio* referentes a *Bombus* Latreille (1802). Também foi registrada *Euglossa townsendi* e *Euglossa cordata* no gênero *Euglossa* Latreille (1802) e uma espécie não identificada em *Ptiloglossa* Smith (1853). No gênero *Augochloropsis* Cockerell (1897) foi encontrada uma espécie a menos e em *Pseudaugochlora* Michener (1954) não foi registrada a *P. pandora*. Os gêneros *Melipona* Illiger (1806), *Trigona* Jurine (1807), *Ancyliscecelis* Latreille (1829), *Plebeia* Schwarz (1938), *Tetragonisca* Moure (1946) e *Melissoptila* Holmberg (1884) apresentaram as mesmas espécies identificadas por Batalha-Filho *et al.* (2007).

Na Caatinga, áreas próximas a corpos d'água apresentam maior diversidade (Zanella & Martins 2005) e, mesmo com o aumento, a riqueza amostrada ainda é inferior a outros biomas. Em uma área de cerrado com extensão 800 vezes menor foi registrada uma riqueza quase três vezes superior ao desse estudo (Carvalho & Bego 1997), enquanto levantamentos faunísticos em fragmentos de Mata Atlântica indicam uma apifauna com 276 espécies (Imperatriz-Fonseca *et al.* 2011). A baixa diversidade em relação a outros biomas pode estar associada a menor diversidade floral e a condição semiárida com temperaturas elevadas da Caatinga, atuando como fator estressante e forçando as abelhas a encerrar sua atividade forrageira (Maia-Silva *et al.* 2015).

Apesar de possuir menor diversidade em relação a outros biomas brasileiros, a Caatinga está entre as regiões de semiárido com maior diversidade animal do mundo, com alto índice de endemismo (Maia *et al.* 2017), é relativamente rica em recursos genéticos (Calixto-Junior & Drumond 2014), possui diversas espécies vegetais com potencialidade terapêutica (Marinho *et al.* 2011) e apresenta áreas potencialmente produtivas para cultivo de subsistência (Maia *et al.* 2017). O desenvolvimento de mais pesquisas no bioma diminui as lacunas de conhecimento sobre sua diversidade e auxilia na definição das estratégias de conservação.

Conclusão

Nós registramos 21 espécies a mais que em 2007 e uma diferença de 65% na composição da diversidade após 15 anos do inventário anteriormente publicado. As abelhas solitárias registraram maior riqueza, enquanto abelhas sociais foram mais abundantes.

O registro da distribuição das espécies diminui a lacuna de conhecimentos sobre as abelhas da Caatinga. Reforçamos a importância da realização de inventários e monitoramentos da fauna apícola no bioma para compreender como essa diversidade está sendo influenciada por mudanças ambientais e ações humanas.

Agradecimentos

Agradecemos aos professores Dr. Gabriel Augusto Rodrigues de Melo e Dr. Fernando Amaral da Silveira pela confirmação taxonômica dos exemplares e ao professor Dr. Paulo Roberto Antunes de Mello Affonso pelas contribuições na leitura do artigo. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Contribuições dos Autores

Todos os autores têm contribuição substancial na concepção e desenho do estudo. A preparação do material, a coleta de dados e a análise foram realizadas por IE Carmo, LC Lazarino, RP Benevides, LA Nunes e AM Waldschmidt. O primeiro rascunho do manuscrito foi escrito por IE Carmo, LA Nunes e AM Waldschmidt e todos os autores comentaram as versões anteriores do manuscrito. Todos os autores contribuíram para revisão crítica, agregando conteúdo intelectual.

Conflitos de Interesse

Os autores declaram não haver conflito de interesses relacionado à publicação deste manuscrito.

Referências

AGUIAR, CML. 2003. Utilização de recursos florais por abelhas (Hymenoptera, Apoidea) em uma área de Caatinga (Itatim, Bahia, Brasil). **Revista Brasileira Zoologia**, v. 20, n. 3, p. 457-467. <https://doi.org/10.1590/S0101-81752003000300015>.

AGUIAR, CML & ZANELLA, FCV. 2005. Estrutura da comunidade de abelhas (Hymenoptera: Apoidea: Apisformis) de uma área na margem do domínio da Caatinga (Itatim, BA). **Neotropical Entomology**, V. 34, n. 1, p. 15-24. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2005000100003>.

AVANCINI, MM & TEGA, G. 2013. Caatinga: um bioma entre a devastação e a conservação. **ComCiência**, Campinas, n. 149.

BATALHA-FILHO, H., NUNES, L.A., PEREIRA, DG & WALDSCHMIDT, AM. 2007. Inventário da fauna de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) em uma área de Caatinga da região de Jequié, BA. **Bioscience Journal**, v. 23, suplemente 1, p. 24-29.

BIRDSHIRE, KR., CARPER, AL & BRILES, CE. 2020. Bee community response to local and landscape factors along an urban-rural gradient. **Urban Ecosystems**. <https://doi.org/10.1007/s11252-020-00956-w>

BOMFIM, MS., SILVA, SO., ALMEIDA, IRR & PINA, WC. 2015. Abelhas (Hymenoptera: Apoidea) visitantes das flores de urucum (*Bixa orellana* Linnaeus 1753) em Teixeira de Freitas, Bahia, Brasil. **Scientia Plena**. v. 11, n. 5.

CAIRES, SC & BARCELOS, D. 2017. Colapso das abelhas: Possíveis causas e consequências do seu desaparecimento na natureza. **Acta Apicola Brasilica**, v.05, n.1, p. 11-15. <https://doi.org/10.18378/aab.v5i1.5294>

CALIXTO-JUNIOR, JT & DRUMOND, MA. 2014. Estudo comparativo da estrutura tossociológica de dois fragmentos de Caatinga em níveis diferentes de conservação. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 34, n. 80, 345-355. <https://doi.org/10.4336/2014.pfb.34.80.670>

CARVALHO, AMC & BEGO, LR. 1997. Exploitation of available resources by bee fauna (Apoidea- Hymenoptera) in the Reserva Ecológica do Panga, Uberlândia, State of Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 41, n. 1, p. 101-107.

FORTEL, L., HENRY, M., GUILBAUD, L., GUIRAO, AL., KUHLMANN, M., *et al.* 2014. Decreasing Abundance, Increasing Diversity and Changing Structure of the Wild Bee Community (Hymenoptera: Anthophila) along an Urbanization Gradient. **PLoS ONE**, v. 9, n. 8. <https://doi:10.1371/journal.pone.0104679>

FREITAS, BM & SILVA, CI. 2015. **Agricultura e polinização**: O papel dos polinizadores na produção agrícola no Brasil. A.B.E.L.H.A.S - Associação Brasileira de Estudos das Abelhas (Org.), São Paulo, p 71.

FREITAS, PVDX., RIBEIRO, FM., ALMEIDA, EM., ZANATA, RA., *et al.* 2017. Declínio populacional das abelhas polinizadoras: Revisão. **PUBVET**. v. 11, n. 1, p. 1-10. <https://dx.doi.org/10.22256/pubvet.v11n1.1-10>

GANHO, NG & MARIONINI, RC. 2005. A diversidade inventarial de Coleoptera (Insecta) em uma paisagem antropizada do Bioma Araucária. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, p. 535-543. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262005000400014>

GOULSON, D., NICHOLLS, E., BOTÍAS, C & ROTHERAY, EL. 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. **Science**, v. 347, n. 3. <https://doi.org/10.1126/science.1255957>

IMPERATRIZ-FONSECA, VL., ALVES-DOS-SANTOS, I., SANTOS-FILHO, PS., ENGELS, W., *et al.* 2011. Checklist of Bees and Honey plants from São Paulo State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, n. 1. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000500029>

JAMIESON, MA., CARPER, AL., WILSON, CJ., SCOTT, VL & GIBBS, J. 2019. Geographic Biases in Bee Research Limits Understanding of Species Distribution and Response to Anthropogenic Disturbance. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 194. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00194>

LESSA, T., SANTOS, JW., CORREIA, RA., LADLE, RJ & MALHADO, ACM. 2019. Known unknowns: Filling the gaps in scientific knowledge production in the Caatinga. **PLOS ONE**, v. 14, n. 7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0219359>

MAIA, JM., SOUZA, VFO., LIRA, EHA & LUCENA, AMA. 2017. Socioeconomic Motivations for Conservation and Sustainable Use of the Caatinga Biome. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 41, p. 295-310. <https://dx.doi.org/10.5380/dma.v41i0.49254>

MAIA-SILVA, C., SILVA, CI., HRNCIR, M., QUEIROZ, RT & IMPERATRIZ-FONSECA, VL. 2012. **Guia de plantas visitadas por abelhas na Caatinga**. Fundação Brasil Cidadão, Fortaleza - CE, 1ª ed., p. 195.

MAIA-SILVA, C., HRNCIR, M., SILVA, CI & IMPERATRIZ-FONSECA, VL. 2015. Survival strategies of stingless bees (*Melipona subnitida*) in an unpredictable environment, the Brazilian tropical dry forest. **Apidologie**, v. 46, p. 631-643. <https://doi.org/10.1007/s13592-015-0354-1>

MARINHO, MGV., SILVA, CC & ANDRADE, LHC. 2011. Levantamento etnobotânico de plantas medicinais em área de Caatinga no município de São José de Espinharas, Paraíba, Brasil.

Revista Brasileira de Plantas Mediciniais, v. 13, n. 2, p. 170-182.

<https://doi.org/10.1590/S1516-05722011000200008>

MEINERS, JM., GRISWOLD, TL & CARRIL, OM. 2019. Decades of native bee biodiversity surveys at Pinnacles National Park highlight the importance of monitoring natural areas over time. **PLoS ONE**, v. 14, n. 1. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0207566>

Ministério do Meio Ambiente – MMA (Brasil). **A Caatinga**. 2012. Available at <<http://www.mma.gov.br/biomas/Caatinga#>>. Accessed Apr/24/2020.

NAVARRO, LM., FERNÁNDEZ, N., GUERRA, C., *et al.* 2017. Monitoring biodiversity change through effective global coordination. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 29, p. 158-169. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.02.005>

PIGOZZO, CM., VIANA, BF. 2010. Estrutura da Rede de Interações entre Flores e Abelhas em Ambiente de Caatinga. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 1, p. 100-114.

<https://doi.org/10.4257/oeco.2010.1401.04>

RAMALHO, M & SILVA, M. 2002. Flora oleífera e sua guilda de abelhas em uma comunidade de restinga tropical. **Sitientibus Série Ciências Biológicas**. v. 2, n. 1, p. 34-43.

RAMOS, KS., KAWADA, R & BRANDÃO, CRF. 2015. Type specimens of bees (Hymenoptera, Apidae) deposited in the Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, Brazil. **Papéis Avulsos de Zoologia** (São Paulo), v. 55, n. 24, p. 335-361.

<https://doi.org/10.1590/0031-1049.2015.55.24>

RODARTE, ATA., SILVA, FO & VIANA, BF. 2008. A flora melitófila de uma área de dunas com vegetação de Caatinga, Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 22, n. 2, p. 301-312. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000200001>.

SANTIS, AAA & CHACOFF, NP. 2020. Urbanization Affects Composition but Not Richness of Flower Visitors in the Yungas of Argentina. **Neotropical Entomology**. <https://doi.org/10.1007/s13744-020-00772-z>

SANTOS, GMM., AGUIAR, CML & MELLO, MAR. 2010. Flower-visiting guild associated with the Caatinga flora: trophic interaction networks formed by social bees and social wasps with plants. **Apidologie**, v. 41, p. 466-475. <https://doi.org/10.1051/apido/2009081>

SCHLINDWEIN, C. 2008. A importância de abelhas especializadas na polinização de plantas nativas e conservação do meio ambiente. p. 131-141. In **Anais**, IV Encontro Abelhas, Ribeirão Preto, USP.

SILVEIRA, FA., MELO, GAR & ALMEIDA, EAB. 2002. **Abelhas Brasileiras** - Sistemática e Identificação. Fundação Fernando A. Silveira, 1 ed. Belo Horizonte, p 253.

TEIXEIRA, FM., SCHWARTZ, TAC & GAGLIANONE, MC. 2011. Biologia da Nidificação de *Megachile (Moureapis) benigna* Mitchell. **EntomoBrasilis**, v. 4, n. 3, p. 92-99. <https://doi.org/10.12741/ebrasilis.v4i3.140>

THEODOROU, P., RADZEVICIUTÈ, R., LENTENDU, G., *et al.* 2020. Urban areas as hotspots for bees and pollination but not a panacea for all insects. **Nature Communications**, v. 11, p. 576. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14496-6>

URBAN, D., MOURE, JS & MELO, GAR. 2012. Eucerini Latreille, 1802. In Moure JS, Urban D, Melo GAR. (Orgs). **Catalogue of Bees (Hymenoptera, Apoidea) in the Neotropical Region** - online version. Available at <<http://www.moure.cria.org.br/catalogue>>, Accessed May/18/2020>.

VIANA, BF., BOSCOLO, D., MARIANO-NETO, E & LOPES, LE. 2012. How well do we understand landscape effects on pollinators and pollination services. **Journal of Pollination Ecology**, v. 7, n.5, p. 31-41. [https://doi.org/10.26786/1920-7603\(2012\)2](https://doi.org/10.26786/1920-7603(2012)2)

VILHENA, AMGF & AUGUSTO, SC. 2007. West indian cherry's *Malpighia emarginata* DC (malpighiaceae) pollinators in savanna area of triângulo mineiro. **Bioscience Journal**, v. 23, Supplement 1, p. 14-23.

WENZEL, A., GRASS, I., BELAVADI, VV & TSCHARNTKE, T. 2019. How urbanization is driving pollinator diversity and pollination – A systematic review. **Biological Conservation**. <https://10.1016/j.biocon.2019.108321>

WEPPRICH, T., ADRION, JR., RIES, L., WIEDMANN, J & HADDAD, NM. 2019. Butterfly abundance declines over 20 years of systematic monitoring in Ohio, USA. **PLoS ONE**, v. 14, n. 7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216270>

WILSON, CJ & JAMIESON, MA. 2019. The effects of urbanization on bee communities depends on floral resource availability and bee functional traits. **PLoS ONE**, v. 14, n. 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225852>

WITTER, S., NUNES-SILVA, P., BLOCHTEIN, B., LISBOA, BB & IMPERATRIZ-FONSECA, VL. 2014. **As abelhas e a agricultura**. EDIPUCRS, Porto Alegre, p 143.

ZANELLA, FCV & MARTINS, CF. 2003. **Abelhas da Caatinga**: Biogeografia, ecologia e conservação, p. 75-134. In: LEAL, IR., TABARELLI, M., SILVA, JMC. (eds.), *Ecologia e conservação da Caatinga*. Editora Universitária, UFPE, Recife. p 804.

ZANELLA, FCV. 2000. The bees of the Caatinga (Hymenoptera, Apoidea, Apiformes): a species list and comparative notes regarding their distribution. **Apidologie**, v. 31, p. 579-592. <https://doi.org/10.1051/apido:2000148>



CAPÍTULO II

Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

6. REDE DE INTERAÇÕES ABELHA-PLANTA EM UM GRADIENTE URBANO-RURAL DA CAATINGA



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Manuscrito a ser submetido para a revista Neotropical Entomology



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Ecology, Behavior and Bionomic

REDE DE INTERAÇÕES ABELHA-PLANTA EM UM GRADIENTE URBANO-RURAL DA CAATINGA

IE Carmo¹, LC Lazarino¹, RP Benevides², AM Waldschmidt³

¹Pós-graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação (PPGGBC), Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, Bahia, Brasil.

²Licenciatura em Ciências Biológicas e bolsista de Iniciação Científica, Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, Bahia, Brasil.

³Departamento de Ciências Biológicas, Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, Bahia, Brasil.

Corresponding author: IE Carmo, Pós-graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação (PPGGBC), Univ. Estadual do Sudoeste da Bahia, Jequié, Bahia, Brazil; carmo.uesb@gmail.com

RESUMO: Compreender os padrões de diversidade e como as espécies se comportam em diferentes circunstâncias é importante para delimitar estratégias de manejo e conservação. Utilizamos a teoria de redes complexas para discutir a estrutura da comunidade abelha-planta em um gradiente urbano-rural da Caatinga, cuja área apresentou recente alteração em 65% da diversidade apícola. Nosso estudo foi realizado em uma área com aproximadamente 600 hectares, percorrida por 3 coletores das 06:00 às 18:00 horas, entre julho de 2018 e junho de 2019. A rede foi formada por 56 espécies de abelhas e 75 espécies de plantas. Foram utilizados os softwares Ataque, Aninhado, Pajek, Rstudio, Netcarto e Modular na obtenção dos índices de Conectância ($C=7.42$), especialização da rede ($H2=0.155$), Modularidade ($M=0.387$), aninhamento ($N=0.983$ e $NODF=47.45$), Robustez ($R=0.94$), dependência (D'), especialização por espécie (d') e simulações da remoção de vértices. O padrão aninhado e os valores das métricas estão relacionadas às características semiáridas da Caatinga.

Keywords: Redes ecológicas; Semiárido; Apifauna; Caatinga. Polinização

Introdução

A distribuição da apifauna é desconhecida para a maior parte das espécies (Jamieson *et al* 2019) e determinar os padrões de diversidade são o primeiro passo para entender o papel funcional das abelhas, assim como definir estratégias de conservação e manejo (Biesmeijer *et al* 2005; Anacleto & Marchini 2005). A interação entre abelhas e plantas depende da compatibilidade morfofisiológica dos dois grupos e é influenciada por eventos cíclicos das espécies vegetais: senescência, floração, liberação de odores, entre outros, de modo que exista sincronicidade entre o momento em que os recursos florais são disponibilizados e a oportunidade de a abelha explorá-la (Burkle & Alarcón 2011; Deprá & Gaglianone 2018).

Analisar como fatores ambientais e antrópicos influenciam essa sincronicidade nos permite avaliar consequências de mudanças ambientais e planejar ações para conservar ecossistemas naturais (Sargent & Ackerly 2008). As guildas de abelhas e sua relação com a flora tem sido amplamente estudadas em redes mutualísticas sob diferentes aspectos: temporal, ambiental, espacial, competição, áreas antropizadas, entre outros (Olesen *et al* 2008; Marques, Deprá & Gaglianone 2018; Novella-Fernandez *et al* 2019).

As métricas de redes possibilitam avaliar a estrutura de comunidades e sua capacidade de resiliência (Memmott *et al* 2004; Silva *et al* 2007). Entre as principais propriedades para redes mutualísticas podemos destacar o índice de aninhamento N e NODF, Conectância (C), Robustez (R), Especialização da rede (H2), dependência, entre outros, que visam discutir estatisticamente a organização da rede (Bascompte *et al* 2003, Guimarães *et al* 2007).

Pesquisas com redes na Caatinga indicam que há predominância de relações generalistas entre a apifauna e a flora local, prevalecendo o padrão aninhado com um núcleo denso de generalistas interagindo entre si e com especialistas (Viana & Kleinert 2006; Santos, Aguiar & Melo 2010; Pigozzo & Viana 2010). Nesse bioma, a maioria das interações são registradas durante os

períodos chuvosos por concentrar a reprodução das espécies vegetais, enquanto as herbáceas sustentam a rede durante períodos de estiagem (Araújo e Ferraz 2003).

Apesar das referências supracitadas existe um déficit de dados para a Caatinga. Com isso, nosso objetivo foi avaliar as métricas da rede de interações abelha-planta em um fragmento desse bioma, cuja área registrou recente alteração em 65% de sua diversidade apícola e aumento de 21 espécies (Carmo *et al* 2020, dados não publicados). A nossa hipótese é que a rede será significativamente aninhada, com predominância de espécies generalistas e baixa especialização (H2). Os dados contribuirão para melhor compreensão dos padrões de interação abelha-planta em um bioma semiárido e assim auxiliar na conservação da apifauna e da flora local.

Material e Métodos

A pesquisa foi realizada em um fragmento de mata-ciliar do Rio de Contas a jusante da Barragem de Pedras, no Município de Jequié-BA ($13^{\circ}52'18''$ S e $40^{\circ}14'29''$ W). A região apresenta clima tropical subsumido, com chuvas irregulares concentradas no inverno, pluviosidade média anual de 773 mm e temperaturas médias variando entre 17°C e 32°C (INMET 2020).

A extensão da área é de aproximadamente 600 hectares sob domínio da Caatinga, com vegetação natural predominantemente herbácea e arbustiva, delimitada por áreas de cultivo comercial e residencial (Fig 1). Foram definidos 4 pontos, separados por 1000 metros, para alternar o local de início das coletas e permitir a amostragem das plantas em horários distintos. As coletas foram realizadas de julho de 2018 a junho de 2019, das 06:00 às 18:00 horas. O período correspondente a 12 meses, sempre com três (03) coletores, e totalizou um esforço amostral de 432 horas.

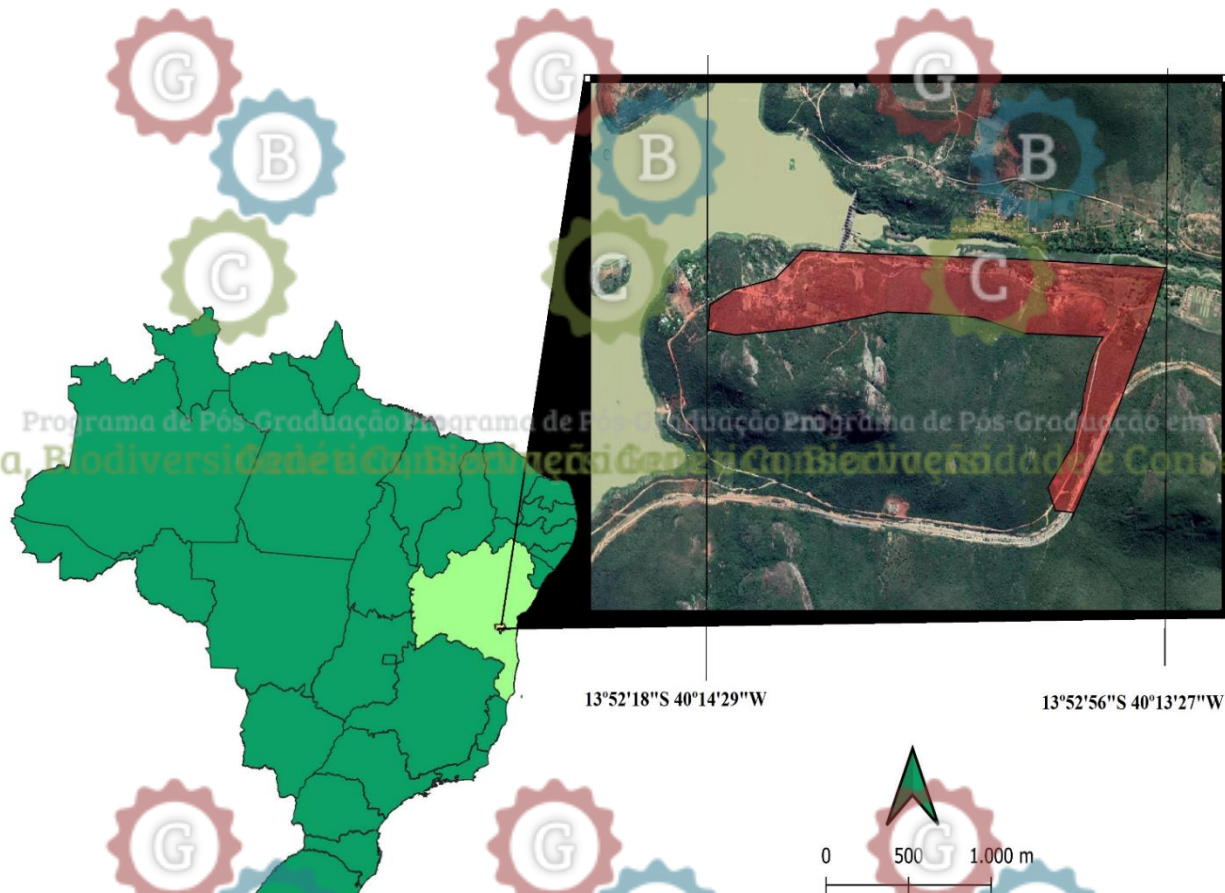


Figura 5. A área desse estudo fica na região centro-oeste do município de Jequié-BA, nas margens do Rio de Contas e a jusante da Barragem de Pedras. O destaque em vermelho indica a extensão de área amostrada.

A flora local foi inventariada antes das coletas e os exemplares encaminhados para identificação e armazenamento no Herbário da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – UESB. A apifauna visitante foi capturada com rede entomológica enquanto interagiam com as flores e armazenadas com o código da planta com a qual interagiu. Utilizamos chaves taxonômicas para identificar as abelhas e enviamos a um especialista, enquanto o material testemunho foi guardado na coleção entomológica no Biotério da UESB. Definimos em 5 minutos a permanência mínima dos coletores em cada espécie de planta por coleta.

Os dados foram compilados em duas matrizes de adjacência: uma binária e outra ponderada. Na tabela binária o elemento 1 indica a interação da abelha com os recursos florais da planta e 0 a ausência dessa interação. Na matriz ponderada os valores das células que ligam os vértices equivalem ao número de meses em que houve a interação (0 a 12). Os programas listados na

Tabela 1 foram utilizados no cálculo das métricas, significância dos resultados e projeções gráficas.

Tabela 1. Lista de programas usados na análise das redes. Foram utilizadas a matriz de adjacência binária (B), com dados de presença (1) ou ausência (0), e a matriz ponderada (P) com o número interações entre as espécies.

Programa	Autor	Objeto	Matriz
Aninhado 3.0 (Bangu)	Guimaraes & Guimaraes (2006)	Índice de aninhamento <i>T</i> e <i>NODF</i>	B
Pajek 5.08	Batagelj & Mrvar (2019)	Grafo bipartido, índice de centralidade, Conectância (C), graus e raio da rede.	B
Netcarto	Guimerà & Amaral (2005)	Índice de modularidade da rede (M)	B
Modular	Marquitti <i>et al</i> (2013)	Significância do Índice de modularidade da rede (M)	B
Gephi 0.9.2	Bastian, Heymann e Jacomy (2009)	Gráficos de modularidade e distribuição das espécies.	P / B
Ataque	Aguiar e Marquitti (2007)	Simulação da extinção de espécies	B
R 4.0	R core team (2019)	Índice de Shannon-Wiener, índice de especialização das espécies (d^*) e da comunidade (H_2), índice de dependência (D^*), Robustez (R), assimetria da rede, grafo bipartido, gráfico de densidade dos nós e gráficos de extinção.	P / B

A Conectância (C) pode ser obtida por $C = 100 * \frac{I}{A * P}$, sendo I o número de interações obtidas,

dividido pelo n° de espécies de abelhas (A) multiplicado pelo n° de espécies plantas (P). Essa métrica estima em termos percentuais a proporção de interações observadas em relação ao esperado (Bascompte 2009).

O índice de Modularidade (M) foi estimado pelo software NetCarto (Guimerà & Amaral 2005) e a significância desse valor calculado pelo Modular com 1000 randomizações (Marquitti *et al* 2013). Essa métrica mensura o quanto a rede está subdividida em módulos a partir do agrupamento de espécies que se relacionam com mais frequência (Guimará & Amaral 2005). Quanto maior for M mais subredes existem e isso proporciona maior estabilidade à rede, pois reduz a probabilidade de impactos generalizados em toda a comunidade (Guimarães 2009).

O índice de aninhamento N é resultante de $N = \frac{(100-T)}{100}$, sendo T (*temperatura*) uma estimativa inversamente proporcional ao grau do aninhamento (Atmar & Patterson 1993). O índice de aninhamento NODF é estatisticamente mais confiável do que N , pois leva em consideração a assimetria na distribuição das interações entre especialistas e generalistas, dada a probabilidade de as espécies estabelecerem conexões. Os índices N e NODF foram calculados no software Aninhado, com 1000 randomizações, modelo nulo CE e teste Z para avaliar a significância dos resultados (Guimarães & Guimarães 2006, Almeida-Neto *et al* 2008).

A robustez da rede foi calculada no R pelo pacote bipartite, função networklevel “robustness”. Essa métrica está relacionada a fragilidade da rede e varia de 0 (frágil) a 1 (resistente), calculando a área abaixo da curva em simulações de extinções. Ao remover vértices cumulativamente é possível observar a extinção de espécies no nível trófico oposto até que todas sejam eliminadas. Quanto mais rapidamente ocorrerem extinções secundárias maior é o expoente de inclinação da curva e menor será o valor da Robustez (Montoya, Rogers & Memmot 2012).

A especialização (H_2) varia de 0 (pouco especializado) a 1 (perfeitamente especializado) e se refere a especialização geral da rede calculando o desvio das frequências das interações observadas em relação ao que seria esperado (Bluthgen, Menzel & Bluthgen 2006). O índice H_2 foi calculado no R e sua significância estimada com 1000 randomizações.

O Índice de especialização da espécie (d') é representado por $d' = \sum \left[\frac{C_{PA}}{T_p} \right]$, sendo P a espécie de vegetal, A a espécie de abelha, C_{PA} a presença (1) ou ausência (0) da visitação floral pelo polinizador, T_p a riqueza numérica de abelhas que interagem com p (vegetal) e S o número de espécies de plantas. Essa métrica estima o grau de especialização da espécie, levando em consideração o número de graus e a importância deles para as espécies associadas (Murray 2000; Santos, Aguiar e Melo 2010).

O índice de dependência (D') foi calculado no R por $D'x = \frac{xy}{X}$, estimando o grau de dependência da espécie x pela espécie y , de modo que xy é o número de interações entre elas e X o número total de interações da espécie. O grau médio (g) das plantas e abelhas é resultante de $\frac{\sum Graun}{N^{\circ} Espécies}$, sendo o somatório do número de interações por espécie dividido pelo número de espécies (Pigozzo e Viana 2010).

Resultados

A apifauna foi composta por 2484 indivíduos pertencentes a 56 espécies, 27 gêneros e quatro famílias (Apidae, Coletidae, Halictidae e Megachilidae), enquanto a flora visitante foi formada por 75 espécies distribuídas entre 22 famílias e 38 gêneros. O índice de diversidade de Shannon-Wiener foi estimado em 1.42, com 131 espécies compondo a rede ecológica distrófica (Tab 2). A temperatura média no período foi de 30°C (23°C a 36°C) e a média da umidade relativa do ar de 64% (42% a 76%).

Tabela 2. Distribuição das espécies de abelhas e plantas por grupo taxonômico. O código é a nomenclatura da espécie na rede e a abundância o quantitativo de indivíduos por espécie. O índice de centralidade por intermédio foi calculado no Pajek e estima o quanto uma espécie intermedia a interação entre outras duas espécies.

Hymenoptera – Apoidea

Grupo taxonômico	Espécies	Código	Abundância	Centralidade
Apidae	Apini	<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758	Apme	1812
	Bombini	<i>Bombus brevivillus</i> Franklin, 1913	Bobr	01
		<i>Bombus pauloensis</i> Friese, 1912	Bopa	06
		<i>Bombus morio</i> Swederus, 1787	Bomo	01
	Euglossini	<i>Euglossa townsendi</i> Cockerell, 1904	Euto	02
		<i>Euglossa</i> sp. 01	Eugl1	01
		<i>Euglossa cordata</i>	Eula1	02
		<i>Eulaema nigrita</i> Lepeletier, 1841	Euni	06
		<i>Ctenioschelus goryi</i> Romand, 1840	Ctgo	01
	Ericrocidini	<i>Mesocheira bicolor</i> Fabricius, 1804	Mebi	01
	Meliponini	<i>Geotrigona mombuca</i> Smith, 1863	Gemo	03
		<i>Melipona quadrifasciata</i> Lepeletier, 1936	Mequ	06
		<i>Melipona asilvai</i> Moure, 1971	Meas	01
		<i>Plebeia droryana</i> Friese, 1900	Pldo	01
		<i>Scaptotrigona postica</i> Latreille, 1807	Scpo	42
		<i>Tetragonisca angustula</i> Latreille, 1811	Tran	1

Centridini		<i>Trigona fuscipennis</i> Friese, 1900	Trfu	5	9,8E+09
		<i>Trigona spinipes</i> Fabricius, 1793	Trsp	123	0.1725
		<i>Centris aenea</i> Lefebv. 1841	Ceae	1	Null
		<i>Centris analis</i> Fabricius, 1804	Cean	55	0.0247
		<i>Centris fasciata</i> Smith, 1854	Cefa	18	0.0041
		<i>Centris pulchra</i> Moure, 2003	Cepu	48	0.0197
		<i>Centris nitida</i> Smith, 1874	Ceni	27	0.0107
		<i>Centris tarsata</i> Smith, 1874	Ceta	57	0.0380
		<i>Centris trigonoides</i> Lefebv. 1841	Cetr	05	Null
		<i>Centris</i> sp. 01	Cent1	25	0.0091
Emphorini		<i>Centris</i> sp. 03	Cent3	03	0.0011
		<i>Epicharis flava</i> Friese, 1900	Epfl	05	0.0010
		<i>Ancylorhynchus apiformis</i> Fabricius, 1793	Anap	01	Null
		<i>Melissoptila</i> sp. 02	Meli2	01	Null
		<i>Exomalopsis analis</i> Spinola, 1853	Exan	02	Null
		<i>Xylocopa cearensis</i> Ducke, 1910	Xyce	22	0.0092
		<i>Xylocopa grisescens</i> Lefebv. 1841	Xygr	20	0.0259
		<i>Xylocopa frontalis</i> Olivier, 1789	Xyfr	02	Null
		<i>Xylocopa</i> sp. 01	Xylo1	02	Null
		<i>Ptiloglossa (Ptiloglossodes)</i> sp. 01	Ptil1	10	0.0063
Halictidae		<i>Ptiloglossa (Ptiloglossodes)</i> sp. 02	Ptil2	04	0.0012
		<i>Augochlora thalia</i> Smith, 1879	Auth	07	0.0334
		<i>Augochlora pura</i> Say, 1837	Aupu	08	0.0168
		<i>Augochlora smithiana</i> Cockerell, 1900	Ausm	10	0.0278
		<i>Augochlora</i> sp. 03	Augo3	01	Null
		<i>Augochloropsis callichroa</i> Cockerell, 1900	Auca	10	0.0129
		<i>Augochloropsis (Agapostemon)</i> sp. 1	Aucl1	01	Null
		<i>Pseudaugochlora</i> sp. 01	Pseu1	03	Null
		<i>Anthidium</i> sp. 1	Anth1	01	Null
		<i>Epanthidium tigrinum</i> Schrottky, 1905	Epfr	28	0.0274
Megachilidae		<i>Ctenanthidium</i> sp. 1	Cten	02	Null
		<i>Megachile albicans</i> Cresson, 1872	Meal	03	0.0157
		<i>Megachile parallela</i> Smith, 1853	Mepar	19	0.0088
		<i>Megachile paulista</i> Schrottky, 1920	Mepa	52	0.0155
		<i>Megachile rotundata</i> Fabricius, 1793	Mero	03	1,1E+09
		<i>Megachile (Rhyssomegachile)</i> sp.	Mega5	01	Null
		<i>Megachile</i> sp. 01	Mega1	12	0.0062
		<i>Megachile</i> sp. 02	Mega2	01	Null
		<i>Megachile</i> sp. 06	Mega6	01	Null
		<i>Coelioxys novomexicana</i> Cockerell, 1909	Cono	01	8,5E+08
Espécies de plantas					
Grupo taxonômico		Espécies	Código	Centralidade	
Amaranthaceae		<i>Gomphrena globosa</i> L.	G.glob	Null	
Anacardiaceae		<i>Anacardium occidentale</i> L.	A.occi	0.0036	

	<i>Mangifera indica</i> L.	M.indi	0.0014
Apocynaceae	<i>Trachelospermum jasminoides</i> Lem	T.jasm	Null
Asteraceae	<i>Helianthus annuus</i> L.	H.annu	0.0023
	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	G.parv	0.0170
Convolvulaceae	<i>Ipomoea nil</i> (L.) Roth	I.nil	Null
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	C.papa	Null
Boraginaceae	<i>Heliotropium indicum</i> L.	H.indi	0.0030
Euphorbiaceae	<i>Croton heliotropiifolius</i> Kunth	C.heli	0.0173
	<i>Jatropha mollissima</i> (Pohl) Baill	J.moli	Null
Fabaceae	<i>Caesalpinia pyramidalis</i> [Tul.]	C.pyra	0.0201
	<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	C.pulc	0.0067
	<i>Clitoria ternatea</i> L.	C.tern	0.0773
	<i>Delonix regia</i> (Hook.) Raf.	D.regi	Null
	<i>Prosopis juliflora</i> (Sw.) DC.	P.juli	0.0192
	<i>Tephrosia egregia</i> Sandwith	T.egre	0.0040
	<i>Mimosa verrucosa</i> Benth.	M.verr	5,4E+09
Malpighiaceae	<i>Malpighia emarginata</i> DC.	M.emar	0.0068
Malvaceae	<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	H.rosa	Null
	<i>Herissantia crispa</i> (L.) Brizicky	H.cris	Null
	<i>Herissantia tiubae</i> (K. Schum) Brizicky	H.tiub	Null
	<i>Melochia tomentosa</i> L.	M.tome	0.3025
	<i>Sida galheirensis</i> Ulbr	S.galh	Null
	<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxell	S.micr	0.0029
	<i>Sidastrum paniculatum</i> (L.) Fryxell	S.pani	0.0011
	<i>Waltheria americana</i> L.	W.amer	0.0491
Mimosaceae	<i>Acacia bahiensis</i> Benth.	A.bahi	0.0010
Moraceae	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	A.hete	Null
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	P.guaj	0.0014
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea glabra</i> Choisy	B.glab	Null
	<i>Boerhavia coccinea</i> Mill.	B.cocc	0.0014
Rhamnaceae	<i>Ziziphus cotinifolia</i> Reissek	Z.coti	Null
Rosaceae	<i>Rosa centifolia</i> L.	R.centi	Null
Rubiaceae	<i>Morinda citrifolia</i> L.	M.citr	0.0096
	<i>Spermacoce verticillata</i> L.	S.vert	0.0049
Rutaceae	<i>Citrus sinensis</i> L. Osbeck	C.sine	2,9E+09
	<i>Citrus limon</i> (L.) Burm	C.limo	6,9E+08
Sapindaceae	<i>Cardiospermum corindum</i> L.	C.cori	0.0011
Verbenaceae	<i>Lippia alba</i> (Mill) N. E. Brown	L.alba	0.0078
	<i>Lippia</i> sp. 1	Li.sp1	Null
Vitaceae	<i>Vitis vinifera</i> L.	V.vini	Null
Aguardando identificação	Morfotipo 1	Morf1	0.0078
	Morfotipo 4	Morf4	0.0176
	Morfotipo 5	Morf5	2,9E+09
	Morfotipo 6	Morf6	0.0017
	Morfotipo 7	Morf7	Null



Morfotipo 8
Morfotipo 9
Morfotipo 11
Morfotipo 13
Morfotipo 15
Morfotipo 16
Morfotipo 17
Morfotipo 18
Morfotipo 22
Morfotipo 23
Morfotipo 24
Morfotipo 25
Morfotipo 26
Morfotipo 30
Morfotipo 31
Morfotipo 32
Morfotipo 34
Morfotipo 35
Morfotipo 41
Morfotipo 43
Morfotipo 47
Morfotipo 48
Morfotipo 50
Morfotipo 52
Morfotipo 54
Morfotipo 56
Morfotipo 61
Morfotipo 62
Morfotipo 72

Morf8 Null
Morf9 0.0011
Morf11 Null
Morf13 Null
Morf15 Null
Morf16 Null
Morf17 Null
Morf18 0.0068
Morf22 Null
Morf23 0.0260
Morf24 Null
Morf25 0.0081
Morf26 0.0257
Morf30 0.0200
Morf31 0.0048
Morf32 0.0609
Morf34 0.0722
Morf35 0.0178
Morf41 Null
Morf43 0.0020
Morf47 8,3E+09
Morf48 4,5E+09
Morf50 Null
Morf52 Null
Morf54 2,9E+09
Morf56 Null
Morf61 Null
Morf62 0.0014
Morf72 Null

Foram identificadas 312 interações entre apifauna e a flora local das 4200 possíveis. A rede formada apresenta padrão aninhado (NODF=47.45), modularidade não significativa ($M=0.387$), pouca especialização ($H^2=0.155$) e baixa Conectância ($C=7.42$), sendo que esse valor cai para $C=3.79$ se removermos as duas espécies de abelhas (*Apis mellifera* e *Trigona spinipes*) e plantas (*Melochia tomentosa* e *Clitoria ternatea*) mais generalistas. A média de graus por espécie ($g=2.38$) contrasta com a topologia assimétrica e a rede possui diâmetro de 6 vértices. A flora obteve grau médio de 4, variando de 1 a 39, sendo que 31 espécies apresentaram 1 grau. Uma grande parte dos registros (37%) foi concentrada em *C. ternatea* (18=5,7%), *M. tomentosa* (39=12,5%), *Waltheria americana* (15=4,8%), morfotipo 23 (13=4,1%), morfotipo 32 (13=4,1%)

e morfotipo 34 (17=5,4%), enquanto outras 58 espécies de plantas (77%) obtiveram apenas 115 graus (37%).

A assimetria na distribuição das interações também foi observada para a apifauna, com grau médio de 6, variando de 1 a 58, sendo que 24 espécies apresentaram 1 grau. As espécies *A. mellifera* (58=18,5%), *T. spinipes* (31=9,9%) e *Centris tarsata* (18=5,7%) registraram 110 graus (35%), enquanto as demais espécies (38) somaram apenas 68 graus (22%). As plantas e abelhas mais generalistas representam apenas 6% da riqueza analisada, mas foram responsáveis por 70% de todos os registros (fig 2).

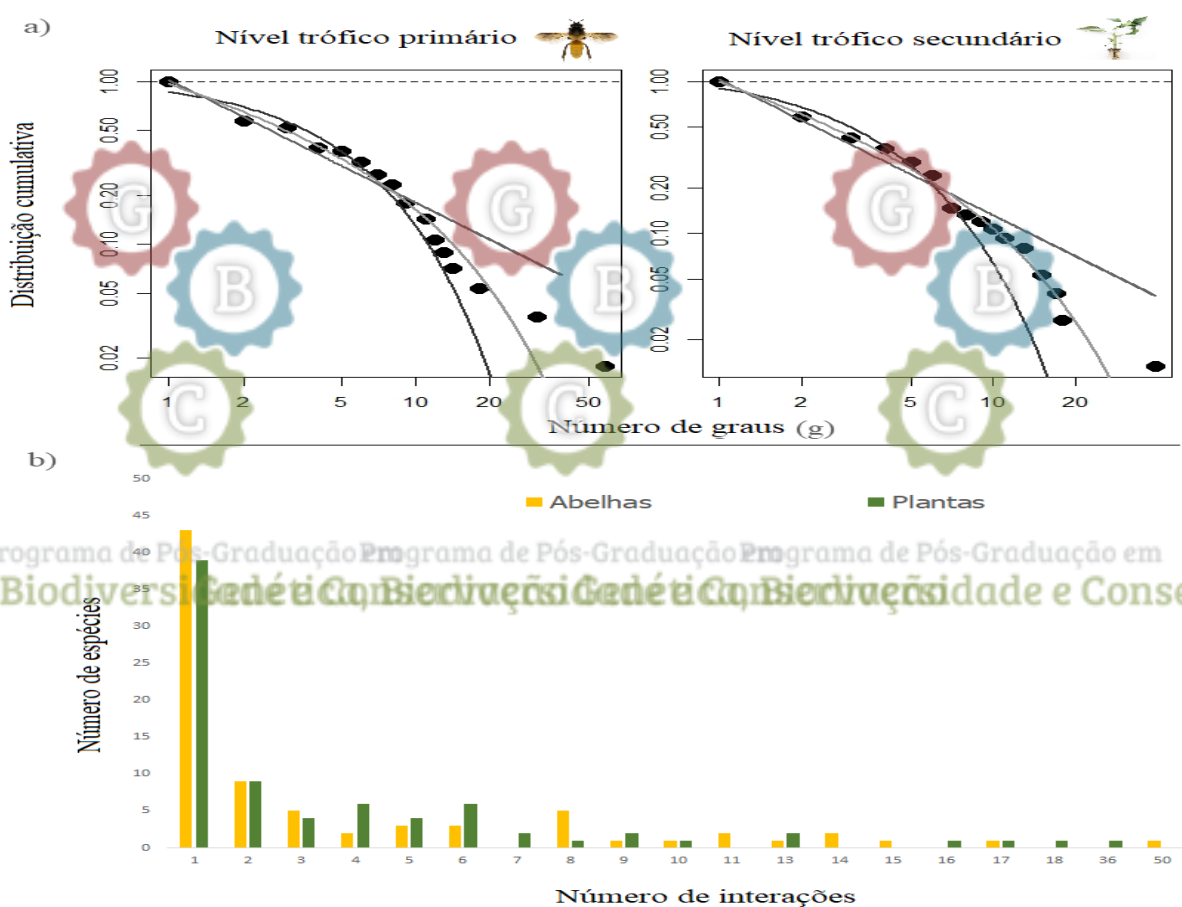


Figura 2. a) Distribuição cumulativa dos graus das espécies de plantas e abelhas gerada no pacote bipartite do R. b) Número de interações por espécie para abelhas (amarelo) e plantas (verde).

A modularidade da rede pelo Netcarto identificou oito módulos e obteve $M=0.387$ ($\sigma=0.0069$; $M_{\text{Randomizado}}=0.372$), no entanto, esse resultado não é estatisticamente significativo (Software

Modular; $p=0.784$) (fig 3a). A estimativa dos índices $N=0.983$ ($\sigma=0.018$; $N_{\text{randomizado}}=0.849$; $p<0.001$) e $NODF=47.45$ ($\sigma=1.54$; $NODF_{\text{randomizado}}=16.09$; $p<0.001$) indicam que a rede está significativamente aninhada, com a formação de núcleos densos e sobreposição de nós no grafo bipartido (fig 3b). A especialização da rede $H_2=0.155$ ($\sigma=0.020$; $H_{2_randomizado}=0.225$; $p=0.002$) foi significativamente baixa.

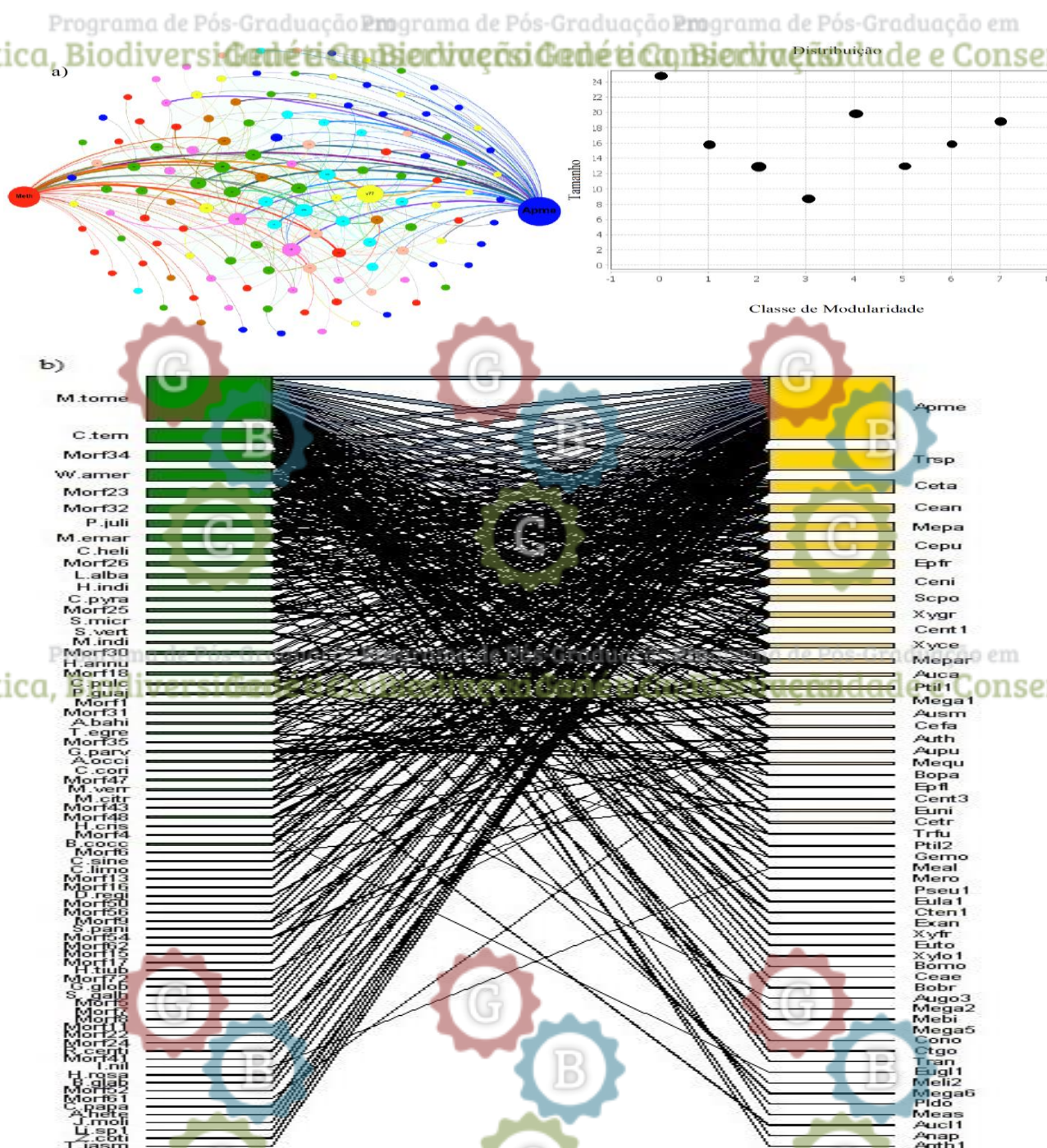


Figura 3. a) Distribuição dos módulos no Pajek, em que cada cor representa um módulo diferente, e o gráfico ao lado indica a distribuição do número de nós por classe de modularidade. b) Rede ecológica formada pela interação

entre abelhas e plantas para o período estudado. O tamanho dos retângulos é proporcional ao número de interações com diferentes espécies. O tamanho dos círculos representa a proporção de graus

O índice de especialização da espécie (d') foi superior a zero para 53 espécies de plantas ($0.021 \leq d' \leq 0.793$) e 43 espécies de abelhas ($0.023 \leq d' \leq 0.722$). As plantas *Ipomoea nil* ($g=1$; $d'=0.793$), *Herissantia tiubae* ($g=1$; $d'=0.709$) e *Galinsoga parviflora* ($g=5$; $d'=0.635$) apresentaram os maiores índices de especialização, assim como as abelhas *Euglossa* sp. 1 ($g=1$; $d'=0.722$), *Augochlora* sp. 3 ($g=1$; $d'=0.641$) e *Augocloropsis* sp. 1 ($g=1$; $d'=0.641$) (fig 4). As 35 espécies com índice de especialização nulo ($d' = 0$) apresentaram poucas interações restritas a generalistas ($g \geq 10$).

O índice de dependência foi calculado para 32 espécies de abelhas com mais de um grau, sendo que as mais dependentes foram *Epicharis flava* ($D'=0,600$), *Geotrigona mombuca* ($D'=0,667$), *Megachile rotundata* ($D'=0,667$), *Trigona fuscipennis* ($D'=0,500$), *Centris* sp. 3 ($D'=0,600$), *Ctenanthidium* sp. 1 ($D'=0,500$), *Euglossa cordata* ($D'=0,500$) e *Ptiloglossa* sp. 2 ($D'=0,500$), enquanto as menos dependentes foram *Apis mellifera* ($D'=0,058$), *Augochlora thalia* ($D'=0,143$), *Trigona spinipes* ($D'=0,182$) e *Melipona quadrifasciata* ($D'=0,200$).

Amplitude de dependência

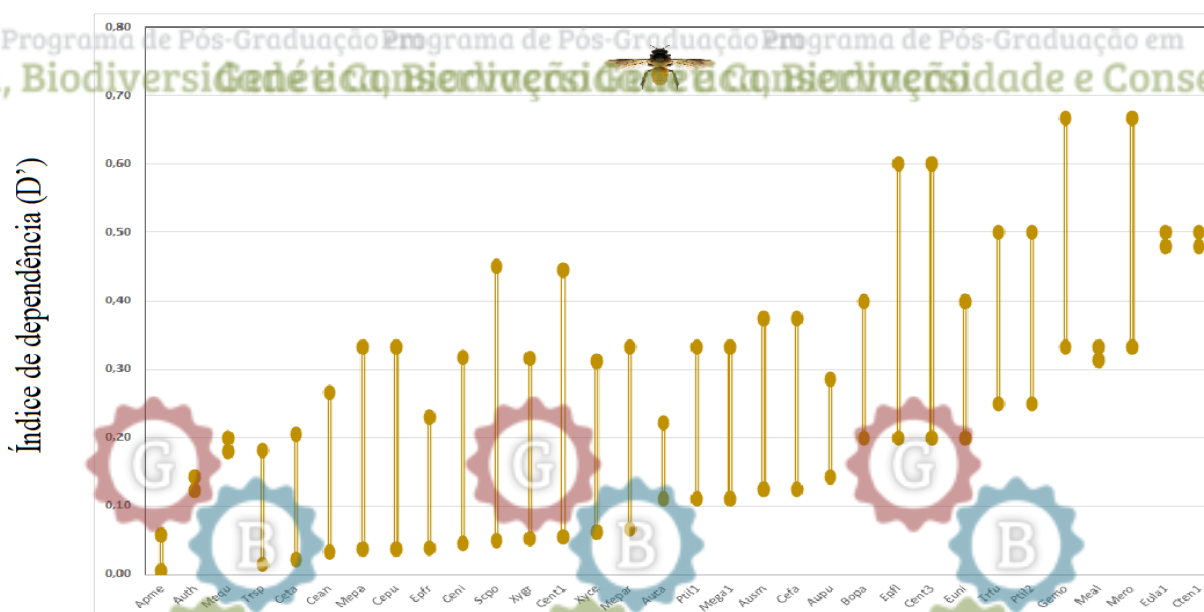


Figura 4. Distribuição dos valores mínimo e máximo do índice de dependência para todas as 32 espécies de abelhas com interação não exclusiva ($g > 1$).

A remoção de vértices pelo Ataque obteve o número de extinções colaterais para as abelhas (fig 5): *A. mellifera* (18), *T. spinipes* (8), *S. postica* (1), *X. grisescens* (1), *A. thalia* (1), *A. smithiana* (1) e *M. albitarsis* (1). Enquanto as plantas que resultariam em extinção secundária foram: *M. tomentosa* (12), *C. ternatea* (2), *C. pyramidalis* (1), *G. parviflora* (1) e os morfotipos 4 (1), 26 (1), 30 (1), 32 (2), 34 (2) e 35 (1). A soma de abelhas (49) e plantas (65) que não resultaram em extinções secundárias quando eliminadas totalizaram 114 espécies. A remoção cumulativa de *A. mellifera*, *T. spinipes*, *M. tomentosa* e *C. ternatea* resultaria na perda de 49 espécies (37% da riqueza).

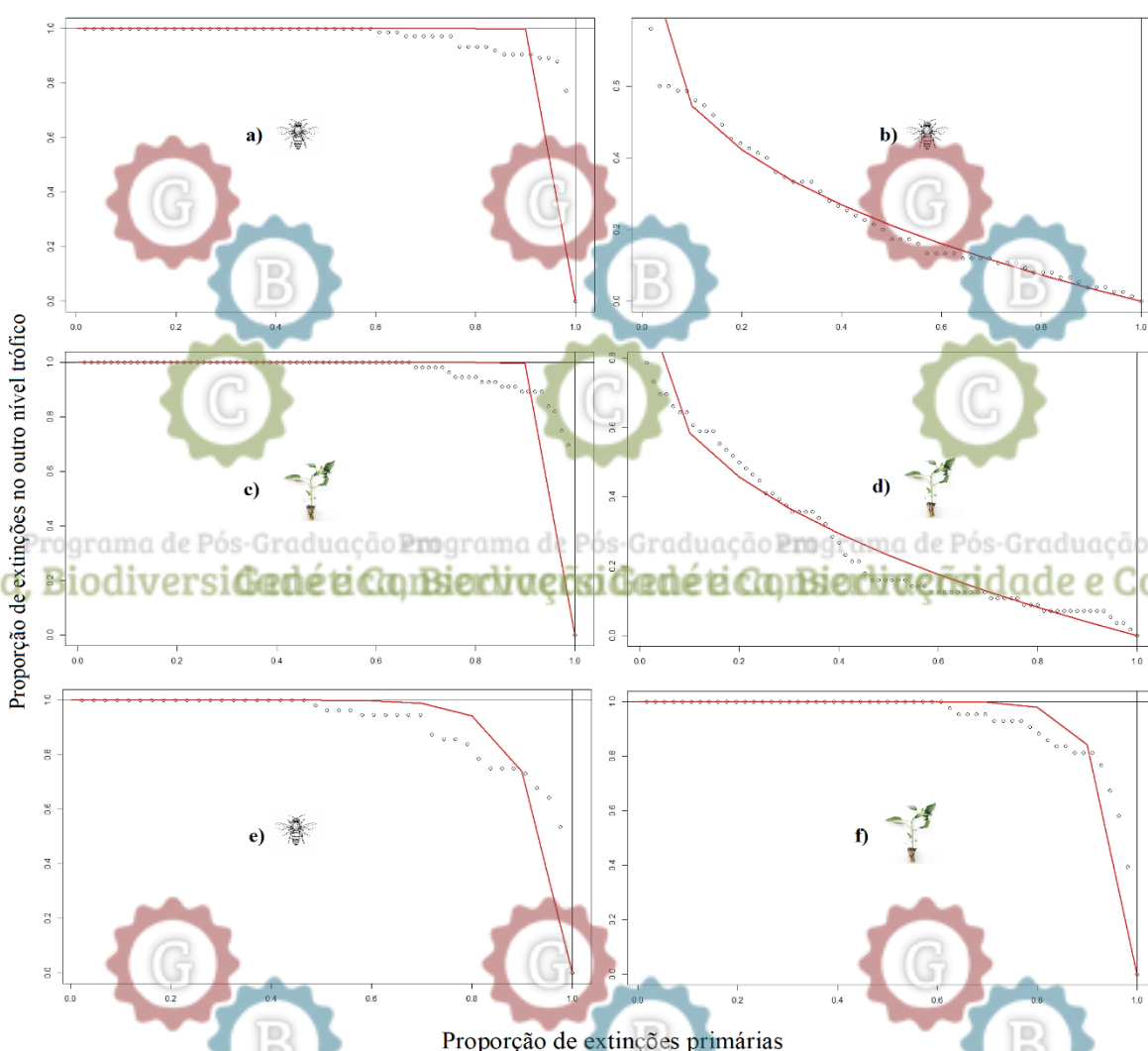


Figura 5. O eixo vertical indica a proporção de espécies que sobreviverão com as extinções primárias (eixo horizontal). Os gráficos a) e b) demonstram o impacto da extinção de abelhas sobre plantas, iniciando pelas espécies com maior (a) ou menor (b) número de graus, respectivamente. Os gráficos c) e d) indicam o impacto das extinções

de plantas sobre as abelhas, começando pelas de maior (c) ou menor (d) grau. Os gráficos e) e f) indicam a curva de extinções secundárias provocadas por abelhas e plantas, respectivamente, desconsiderando a presença de *Apis mellifera* e *Melhochia tomentosa*, tal como as espécies exclusivamente conectadas a elas.

Discussão

I. Índices de aninhamento e Conectância

A rede obtida no nosso estudo se apresentou significativamente aninhada devido a fatores como:

I) as interações foram concentradas em poucas espécies, enquanto a maioria delas apresentou alta seletividade ($g=1$); II) é formada por um conjunto de generalistas que estabelecem conexões

entre si; III) há pouca ou nenhuma interação entre grupos mais especializados; IV) os grupos generalistas estabelecem conexões com grupos especialistas (Bascompte *et al* 2003; Bascompte

& Jordano 2007; Guimarães *et al* 2007). Além desses, outros estudos indicam que o aninhamento

e a assimetria são comuns em redes envolvendo polinizadores e plantas (Guimarães *et al* 2007;

Pigozzo & Viana 2010; Santos, Aguiar e Melo 2010; Aidar, Bartelli & Nogueira-Ferreira 2015;

Novella-Fernandez *et al* 2019).

O aumento do aninhamento contribui para a estabilidade da rede, reduzindo o impacto de eventuais perdas de diversidade no outro nível trófico. Esse padrão parece ser uma adaptação em

comunidades com relações mutualísticas, estando presente em redes de polinização e dispersão

de sementes, dispersão de sementes por aves, relações de simbiose marinha, entre outras

(Bascompte *et al* 2003; Guimarães *et al* 2007; Oliveira, Franchin & Marçal-Júnior 2015).

Os índices N (0.983) e NODF (47.45) foram sobrepujados pelas discrepâncias em relação ao

grau médio, com números muito superiores para generalistas e muito inferiores para espécies

mais seletivas ($g=1$; 42%). Essa seletividade geralmente não significa especialização e,

possivelmente, seja reflexo da baixa abundância, como para as 18 espécies de abelhas

representadas por um indivíduo (tab 1) (Lewinsohn *et al* 2006). O índice NODF obtido foi maior

do que o registrado para diferentes áreas da Caatinga e outros biomas brasileiros (Pigozzo &

Viana 2010; Aidar, Bartelli & Nogueira-Ferreira 2015; Marques, Deprá & Gaglianone 2018; Kloc *et al* 2019).

Os valores de N e NODF podem ser influenciados por atividades antrópicas (Burkle, Marlin & Knight 2013). Em estudo recente nesse mesmo fragmento foi encontrado uma alteração de 65% da diversidade apícola, o que pode ter refletido nos resultados observados para esses índices (Carmo *et al* 2020, dados não publicados). Quando uma nova espécie surge no ambiente é provável que ela inicialmente estabeleça interação com aquelas que estiverem mais conectadas e, em redes muito diversas, é pouco provável que estabeleça conexões suficientes para ser considerada generalista (Bascompte *et al* 2003).

O valor obtido para a Conectância ($C=7.42$) foi inferior ao encontrado por outros autores na Caatinga e isso possivelmente está relacionado a alta riqueza de espécies vegetais encontrada nesse estudo (Viana & Kleinert 2006; Santos, Aguiar e Melo 2010; Pigozzo & Viana 2010). O aumento de riqueza produz mais interações e isso é ecologicamente positivo, mas quanto maior a riqueza menor é a probabilidade que todas se relacionem e isso influencia negativamente a Conectância (Olesen *et al* 2006) corroborando que é a ausência de interação que reduz essa métrica (C).

Essa proporção entre Conectância e riqueza pôde ser observada em redes polinizador-planta de Ibiraba-BA com 83 espécies ($C=13.9$), Canudos-BA com 110 espécies ($C=10.6$) e Abaeté-MG com 115 espécies ($C=9.58$) (Viana & Kleinert 2006; Rodarte, Silva & Viana 2008; Pigozzo & Viana 2010, respectivamente). Além disso, redes formadas apenas por abelhas sociais exibem padrão generalista com Conectância superior ao de redes formadas por espécies oligoléticas ou não sociais (Biesmeijer *et al* 2005), sendo que a fauna apícola desse fragmento é predominantemente solitária.

Para as espécies com maiores valores de especialização (d') a seletividade pode ser uma forma de reduzir a competição, mas se a abundância do recurso é pequena, o gasto energético no

forrageio torna-se dispendioso e as relações generalistas são mais vantajosas (Waser *et al* 1996; Pigozo & Viana 2010). A competição entre espécies nativas e exóticas pode ter contribuído para a assimetria na distribuição dos graus e o baixo valor da Conectância (Traveset & Richardson 2006). As espécies *A. mellifera* (espécie exótica) e *T. spinipes* (nativa) são as principais polinizadoras em biomas brasileiros e sua notável capacidade de exploração não impede a coexistência com outras espécies de abelhas, mas podem inibir sua frequência em plantas pouco abundantes (Menezes *et al* 2007; Kleinert & Giannini 2012). Assim, as espécies nativas utilizam recursos florais de plantas generalistas com ampla distribuição, como *M. tomentosa* e *C. ternatea*.

II. Índice de especialização (H2), modularidade (M), especialização por espécie (d') e dependência (D')

O índice de especialização $H2=0.155$ foi muito inferior ao encontrado por outros estudos (Kloc *et al* 2019; Villalobos *et al* 2019; Novella-Fernandez *et al* 2019). Isso ocorreu porque 80% das espécies com apenas um grau (59) interagiu exclusivamente com espécies generalistas ($g \geq 10$). A baixa conectividade também pode estar relacionada a uma amostragem insuficiente ou a restrição alimentar em determinados locais por parte de espécies generalistas (Bascompte *et al* 2003; Armbruster 2006; Petanidou *et al* 2008). Redes muito especializadas são estáveis, mas apresentam menores índices de aninhamento e maior vulnerabilidade a extinções secundárias (Bluthgen, Menzel & Bluthgen 2006; Devictor *et al* 2009).

A baixa especialização e concentração de interações exclusivas em generalistas impactou negativamente o índice de modularidade ($M=0.387$), com oito (08) módulos que não corresponderam a grupos funcionais significativamente subdivididos ($p=0.784$) (Fortuna *et al* 2010). Esse valor foi inferior à média para redes de polinização ($M=0.52$) e coletores de óleos florais (Olesen *et al* 2007; Bezerra *et al* 2009), porém próxima ao identificado na Flona de Três

Barras – SC ($M=0.33$) (Kloc *et al* 2019) e muito superior ao identificado para vespas ($M=0.02$) e abelha sociais ($M=0.14$) (Santos, Aguiar & Mello 2010).

A especialização das espécies (d') foi negativamente correlacionada à abundância e o número de graus. Essa métrica tende a aumentar com a seletividade das espécies envolvidas na interação e a diminuir se uma ou ambos apresentam relações generalistas. O valor $d'=0,794$ obtido por *I. nil* é o maior para plantas porque sua única interação foi registrada com *M. albitarsis* ($g=3$), que está entre as abelhas mais especializadas ($d'=0,401$), assim como para *Euglossa* sp. 1 ($d'=0,722$), cuja única interação foi registrada na planta morfotipo 4 ($g=4$; $d'=0,381$). Tanto espécies com maiores valores de especialização como aquelas com índice nulo ($d'=0$) apresentaram dependência exclusiva, mas no caso d' nulo as interações restringiram-se a generalistas.

A dependência exclusiva das plantas em relação às abelhas é super estimada, pois algumas dessas espécies podem possuir outros animais como polinizadores efetivos, como borboletas e vespas e por esse motivo não foi considerada (Quirino & Machado 2001). Entretanto, os valores de dependência para abelhas são reais, pois os recursos florais são itens indispensáveis a manutenção de suas atividades e ao ciclo reprodutivo (Pacheco Filho *et al* 2015).

Ressalta-se que os intervalos obtidos para os valores de dependência são um bom indicador de estabilidade da espécie na rede (fig 5), pois a amplitude da dependência é proporcional a assimetria na distribuição das interações por grau. Quanto menor for o valor e a amplitude da dependência, menor será o impacto resultante de perturbações no nível trófico oposto.

A relação entre *A. mellifera* e *M. tomentosa* ($D_{\max} \leq 0,10$) indica que a extinção de uma não representaria grande perda para a outra, mesmo que uma seja a principal fornecedora de recursos florais e a outra sua principal polinizadora. O contrário pode ser observado com a planta *A. bahiensis* ($D_{\max}=0,857$) e a abelha *E. flava* ($D_{\max}=0,600$), ambas com grande amplitude de dependência, seriam consideravelmente impactadas se removidas *A. mellifera* e *Croton*

heliotropiifolius, respectivamente, pois apresentaram grande dependência dessas espécies mesmo com outros registros de interação.

A dependência das espécies tende a diminuir em escala temporal e isso aumenta a resiliência diante de perturbações ambientais (Burkle, Marlin & Knight 2013). A maior parte das mudanças na flora são consequências do uso da terra e das mudanças climáticas, que afetam principalmente abelhas raras e especializadas (Bluthgen, Menzel & Bluthgen 2006; Kleinert & Giannini 2012; Burkle, Marlin & Knight 2013).

III. Remoção de espécies e Índice de Robustez (R)

No caso de perturbações em redes ecológicas é provável que espécies mais conectadas sejam as últimas a serem impactadas e espécies mais seletivas estejam suscetíveis à extinção (Dunne, Williams & Martinez 2002; Montoya, Rogers & Memmott 2012; Burkle, Marlin & Knight 2013). Isso está correlacionado à abundância e à capacidade da espécie de explorar diferentes recursos (Lewinsohn *et al* 2006). Em caso de extinções cumulativas as espécies generalistas sustentam a maior parte da comunidade, proporcionando estabilidade e maior Robustez a rede (fig 6) (Kleinert & Giannini 2012).

Mesmo com baixa Conectância o índice de Robustez ($R_a=0.94$, $R_c=0.92$) foi muito superior ao encontrado por outros estudos abelha-planta (Albrecht *et al* 2014; Marques, Deprá & Gaglianone 2018; Rabeling 2019), indicando que a rede nesse fragmento é estável e resiliente em casos de perturbações (fig 6a,c). Esse índice manteve-se alto ($R_e=0.86$, $R_f=0.89$) mesmo com a remoção das duas espécies mais generalistas (fig 6 – e, f).

Por outro lado, é importante avaliar o quanto a rede seria afetada caso as extinções comecem por generalistas (fig 6 – b, d), que podem ser impactados por perturbações antrópicas como uso excessivo de agrotóxicos e ação de patógenos (Pires *et al* 2016). Nesse caso, observa-se uma redução significativa da robustez, com quase 60% de extinções secundárias a partir da perda de 20% da diversidade primária para abelhas ou plantas.

Mesmo no pior cenário o índice de Robustez foi próximo do encontrado pelos estudos supracitados ($R_b=0.42$, $R_d=0.44$). Isso corrobora a ideia de que o aninhamento é um padrão adaptativo para a comunidade, pois o índice NODF e de Robustez indicam boa estabilidade da rede e foram sobrepujados pelos núcleos densos de generalistas (Dunne, Williams & Martinez 2002; Thébault & Fontaine 2010).

Nossos dados sugerem que quanto maior a diversidade de abelhas e plantas mais resiliente a extinções ela será, mesmo em ambientes antropizados. O impacto das alterações humanas sobre as abelhas pode ser amenizado pelo aumento da diversidade floral, desde que as espécies estejam bem distribuídas espacialmente e temporalmente. Observamos que plantas com menor distribuição espacial obtiveram menos interações, de modo que aumentar sua abundância poderia favorecer o forrageio de mais espécies de abelhas e tornar a comunidade ainda mais estável.

A diversificação da flora deve ser pensada com espécies nativas para favorecer a riqueza funcional de abelhas características da Caatinga. O ideal seria a preservação dos ambientes naturais, mas é possível minimizar os impactos no uso do solo se o crescimento de áreas antropizadas for planejado e aliado a medidas mitigadoras.

Nesse sentido, é recomendável que instituições de pesquisa, regulamentação e proteção ambiental definam as espécies mais apropriadas para cada região e desenvolvam projetos de ornamentação ecologicamente adequados. Infelizmente, poucos estudos com redes foram realizados na Caatinga e grande parte das pesquisas no Brasil estão restritas a teses e dissertações, dificultando a discussão dos resultados. Estudos como esse ajudam a identificar preferências alimentares, compreender a dinâmica de interação abelha-planta e auxiliam nas estratégias de conservação das espécies envolvidas nas redes.

Conclusão

A rede de interações abelha-planta para esse fragmento de Caatinga apresentou padrão aninhado, com núcleos densos de generalistas interagindo entre si e com especialistas. A remoção de

vértices indica que a comunidade é robusta (R) e resistente a perturbações, mas as extinções primárias começando por generalistas indicam perda abrupta de diversidade.

O baixo valor para Conectância (C) está relacionado a grande diversidade de espécies da rede, principalmente de plantas. A especialização (H2) foi muito inferior ao de outros estudos devido à baixa abundância de muitas espécies.

Agradecimentos

Agradecemos a professora Flávia Maria Darcie Marquitti pelo compartilhamento do software Ataque e ao professor Marcio Luiz de Oliveira pela identificação das abelhas. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Declaração de contribuição do autor

Todos os autores contribuíram para a realização e delineamento do estudo. A preparação do material, a coleta de dados e a análise foram realizadas por IE Carmo, LC Lazarino, RP Benevides, LA Nunes e AM Waldschmidt. O primeiro rascunho do manuscrito foi escrito por IE Carmo, LA Nunes e AM Waldschmidt e todos os autores comentaram as versões anteriores do manuscrito. Todos os autores leram e aprovaram o manuscrito final.

Referências

- Aidar IF, Bartelli BF, Nogueira-Ferreira FH (2015) Network of Bee-plant Interactions and Recognition of Key Species in Semideciduous Forest. **Sociobiology**, v. 62, n. 4. doi: <http://dx.doi.org/10.13102/sociobiology.v62i4.610>
- Anacleto DA, Marchini LC (2005) Análise faunística de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) coletadas no cerrado do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum-Biological Sciences**, v. 27, pp 277-284. doi: <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiols.v27i3.1315>.

Araújo EL, Ferraz EMN (2003) **Processos ecológicos mantenedores da diversidade vegetal na Caatinga**: estado atual do conhecimento. In: Sales, V. (Org.), *Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação*. Expressão Gráfica, Fortaleza, pp. 115-128

Armbruster S (2006) **Evolutionary and ecological aspects of specialized pollination: views from the arctic to the tropics**. in Waser N, Ollerton J (eds), *Plant-pollinator interactions: from specialization to generalization*. University of Chicago Press, Chicago, pp 260-282.

Albrecht M, Padro'n B, Bartomeus I, Traveset A (2014) Consequences of plant invasions on compartmentalization and species' roles in plant – pollinator networks. **Proceedings of the Royal Society**. doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.0773>

Almeida-Neto M *et al* (2008) A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and quantification. **Oikos**, v. 117, pp 1227-1239. doi: <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16644.x>

Atmar W, Patterson BD (1993) The measure of order and disorder in the distribution of species in fragmented habitat. **Oecologia**, n. 96, pp 373-382. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/BF00317508>

Batagelj V, Mrvar A (2003) Pajek – Analysis and visualization of large networks, in: Jünger M., Mutzel P. (Eds.), **Graph Drawing Software**, Springer, Berlin, pp. 77–103. Disponível em: <http://vlado.fmf.uni-lj.si/pub/networks/pajek/>, acessado no dia 16 de julho de 2020.

Bascompte, J., Jordano, P., Melián, C. J. & Olesen, J. M. (2003). The nested assembly of plant-animal mutualistic networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A**, v. 100, pp. 9383-9387. doi: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1633576100>.

Bascompte J, Jordano P (2007) Plant-Animal Mutualistic Networks: The Architecture of Biodiversity. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, v. 38, pp 567-93. doi: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.38.091206.095818>.

Bascompte, J. (2009). Disentangling the Web of Life. **Science**, v. 325, pp 416-419. doi: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1170749>.

Bastian M, Heymann S, Jacomy M (2009) **Gephi**: an open source software for exploring and manipulating networks. In: International AAAI Conference on Weblogs and Social Media. Association for the Advancement of Artificial Intelligence. doi: <http://dx.doi.org/10.13140/2.1.1341.1520>

Bezerra ELS, Machado IC, Mello MAR (2009) Pollination networks of oil-flowers: a tiny world within the smallest of all worlds. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, pp 1096-1101. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2656.2009.01567.x>

Biesmeijer JC, Slaa EJ, Castro MS, Viana BF, Kleinert AMP, Imperatriz-Fonseca VL (2005) Connectance of Brazilian social bee – food plant networks is influenced by habitat, but not by latitude, altitude or network size. **Biota Neotropica**, v. 5, pp 1-9. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032005000100010>

Burkle LA, Alarcón R (2011) The future of plant – pollinator diversity: Understanding interaction networks across time, space, and global change. **American Journal of Botany**, v. 98, n. 3, pp 1-11. doi: <http://dx.doi.org/10.3732/ajb.1000391>

Bluthgen N, Menzel F, Bluthgen N (2006) Measuring specialization in species interaction networks. **BMC Ecology**, v. 6, pp 1-12. doi: <http://dx.doi.org/10.1186/1472-6785-6-9>

Devictor V, Clavel J, Julliard R, Lavergne S, Moullot D, Thuiller W, Venail P, Villéger S, Mouquet N (2009) Defining and measuring ecological specialization. **Journal of Applied Ecology**, v. 47, n. 1, pp 15-25. doi: <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0773>

Deprá MS, Gaglianone MC (2018) Interações entre plantas e polinizadores sob uma perspectiva temporal. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 1, pp 1-16. doi: <https://doi.org/10.4257/oeco.2018.2201.01>

Dunne J, Williams R, Martinez N (2002) Network structure and biodiversity loss in food webs: Robustness increases with connectance. **Ecology Letters**, v. 5, pp 558 - 567. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2002.00354.x>

Thébault E, Fontaine C (2010) Stability of Ecological Communities and the Architecture of Mutualistic and Trophic Networks. **Science**, v. 329, pp. 853-856. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1188321>

Fortuna MA, Stouffer DB, Olesen JM, Jordano P, Mouillot D, Krasnov BR, Poulin R, Bascompte J (2010) Nestedness versus modularity in ecological networks: two sides of the same coin? **Journal of Animal Ecology**, v. 79, pp 811–817. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01688.x>

Guimarães PR, Guimarães P (2006) Improving the analyses of nestedness for large sets of matrices. **Environmental Modelling and Software**, v. 21, pp 1512-1513. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.04.002>

Guimarães PR, Sazima C, Reis SF, Sazima I (2007). The nested structure of marine cleaning symbiosis: is it like flowers and bees? **Biology Letters**, v. 3, pp 51-54. doi: <https://doi.org/10.1098/rsbl.2006.0562>.

Guimarães PR (2009) A estrutura e a dinâmica evolutiva de redes mutualísticas. **Ciência & Ambiente**, v. 39, pp 137-148.

Guimerà R, Amaral LAN (2005) Cartography of complex networks: modules and universal roles. **Journal of Statistical Mechanics**, v. 2005 (P02001). doi: <https://doi.org/10.1088/1742-5468/2005/02/P02001>

INMET. 2018. Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos. Disponível em: <https://tempo.cptec.inpe.br/ba/jequie>, ccessado em 10 de maio de 2020.

Jamieson MA, Carper AL, Wilson CJ, Scott VL, Gibbs J (2019) Geographic Biases in Bee Research Limits Understanding of Species Distribution and Response to Anthropogenic Disturbance. **Frontiers in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 194. doi: <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00194>

Kleinert AMP, Giannini TC (2012) Generalist Bee Species on Brazilian Bee-Plant Interaction Networks. **Psyche**, v. 2012, pp 1–7. doi: <https://doi.org/10.1155/2012/291519>

Kloc PB, Silva TMV, Holdefer DR, Oliveira FF, Woitowicz-Gruchowski FC (2019) Diversity and interaction networks between bees and plants in floodplains areas in the National Forest (Flona) of Três Barras – Santa Catarina, Brazil. **Acta Biológica Catarinense**, v. 6, n. 3, pp 81-97. doi: <https://doi.org/10.21726/abc.v6i3.664>

Jordano P, Bascompte J, Olesen JM (2006) **The ecological consequences of complex topology and nested structure in pollination webs**, pp.173-199. In: Waser NM, Ollerton J. (eds.). *Specialization and generalization in plant-pollinator interactions*. University of Chicago Press, 441p.

Burkle LA, Marlin JC, Knight TM (2013) Plant-Pollinator Interactions over 120 Years: Loss of Species, Co-Occurrence, and Function. **Science**, v. 339, pp 1611-1615. doi: <https://doi.org/10.1126/science.1232728>

Lewinsohn TW, Prado PI, Jordano P, Bascompte J, Olesen JM (2006) Structure in plant-animal interaction assemblages. **Oikos**, v. 113, pp 174-184. doi: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14583.x>

Marques MF, Deprá MS, Gaglianone MC (2018) Seasonal Variation in Bee-Plant Interactions in an Inselberg in the Atlantic Forest in Southeastern Brazil. **Sociobiology**, v. 65, n. 4, pp 612-620. doi: <http://dx.doi.org/10.13102/sociobiology.v65i4.3473>

Marquitti FMD, Guimarães PR, Pires MM, Bittencourt LF (2013) Modular: Software for the autonomous computation of modularity in large network sets. **Ecogeography**, arXiv:1304.2917.

Memmott J, Waser NM, Price MV (2004) Tolerance of pollination networks to species extinctions. **Proceeding of the Royal Society of London**, v. 271, pp 2605-2611. doi: <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2004.2909>

Menezes C, Silva CI, Singer RB, Kerr WE (2007) Competition among bees during foraging on *Schefflera arboricola* (Hayata) Merr. **Bioscience Journal**, v. 23, Supplement 1, pp 63-69.

Montoya D, Rogers L, Memmott J (2012) Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 27, n. 12, pp. 666-672. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.07.004>

Murray KG (2000) The importance of different bird species as seed dispersers, in: Nadkarni N.M., Wheelwright N.T. (Eds.), **Monteverde: ecology and conservation of a tropical cloud forest**, Oxford University Press, pp. 294–295.

Novella-Fernandez R, Rodrigo A, Arnan X, Bosch J (2019) Interaction strength in plant-pollinator networks: Are we using the right measure? **PLoS ONE**, v. 14, n. 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0225930>

Olesen JM, Bascompte J, Elberling H, Jordano P (2008) Temporal dynamics in a pollination network. **Ecology**, v. 89, pp 1573-1582. doi: <https://doi.org/10.1890/07-0451.1>

Olesen JM, Bascompte J, Dupont YL, Jordano P (2007) The modularity of pollination networks. **Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A**, v. 104, n. 50, pp 19891-19896. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>

Olesen JM, Bascompte J, Dupont YL, Jordano P (2006) The smallest of all worlds: pollination networks. **Journal of Theoretical Biology**, v. 240, pp 270-276. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jtbi.2005.09.014>

Oliveira DSF, Franchin AG, Marçal-Júnior O (2015) Rede de interações ave-planta: um estudo sobre frugivoria em áreas urbanas do Brasil. **Biotemas**, v. 28, n. 4, pp 83-97. doi: <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2015v28n4p83>

Pacheco Filho AJ, Verola CF, Lima VLW *et al* (2015) Associação abelha-flor nos Neotrópicos: implicações para a conservação das abelhas e polinização vegetal. **Apidologie**, v. 46, pp 530-541. doi: <https://doi.org/10.1007/s13592-014-0344-8>

Petanidou T, Kallimanis AS, Tzanopoulos J, Sgardelis SP, Pantis JD (2008) Long-term observation of a pollination network: fluctuation in species and interactions, relative invariance of network structure and implications for estimates of specialization. **Ecology Letters**, v. 11, pp 564-575. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01170.x>.

Pigozzo CM, Viana BF (2010) Estrutura da rede de interações entre flores e abelhas em ambiente de Caatinga. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 1, pp 100-114. <https://doi.org/10.4257/oeco.2010.1401.04>

Pires CSS *et al* (2016) Enfraquecimento e perda de colônias de abelhas no Brasil: há casos de CCD? **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 5, p. 422-442. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000500003>

Quirino ZGM, Machado IC (2001) Biologia da polinização e da reprodução de três espécies de *Combretum* Loebl. (Combretaceae). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 2, pp 181-193. doi: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042001000200008>

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[3097:CFHIWS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[3097:CFHIWS]2.0.CO;2)

Rodarte ATA, Silva FO, Viana BF (2008) A flora melitófila de uma área de dunas com vegetação de Caatinga, Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 22, n. 2, pp 301-312. doi: <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062008000200001>.

Rabeling SC, Lim JL, Tidon R, Neff JL, Simpson BB, Pawar S (2019) Seasonal variation of a plant-pollinator network in the Brazilian Cerrado: Implications for community structure and robustness. **PLoS ONE**, v. 14, n. 12. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0224997>

Santos GMM, Aguiar CML, Mello MARR (2010) Flower-visiting guild associated with the Caatinga flora: trophic interaction networks formed by social bees and social wasps with plants. **Apidologie**, v. 41, pp 466-475. doi: <https://doi.org/10.1051/apido/2009081>

Sargent RS, Ackerly DD (2008) Plant–pollinator interactions and the assembly of plant communities. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 23, pp 123-130. doi: <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.11.003>.

Silva W, Guimarães-Jr PR, Reis SF, Guimarães P (2007) **Investigating fragility in plant-frugivore networks: a case study for Atlantic Forest**. In Dennis AJ, Green R, Schupp EW, Wescott D. (Eds.) *Frugivory and seed dispersal: theory and applications in a changing world*. Wallingford: Commonwealth Agricultural Bureau International, pp 561-578.

Traveset A, Richardson DM (2006) Biological invasions as disruptors of plant reproductive mutualisms. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 21, n. 4, pp 208-216. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.01.006>

Viana BF, Kleinert AMP (2006) Structure of bee-flower system in the coastal sand dune of Abaeté, northeastern Brazil. **Revista de Entomologia**, v. 50, n. 1, pp 53-63. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262006000100008>

Villalobos S, Sevenello-Montagner JM, Vamosi JC (2019) Specialization in plant–pollinator networks: insights from local-scale interactions in Glenbow Ranch Provincial Park in Alberta, Canada. **BMC Ecology**, v. 19, n. 34. doi: <https://doi.org/10.1186/s12898-019-0250-z>

Waser NM, Chittka L, Price MV, Williams NM, Ollerton J (1996) Generalization in pollination systems, and why it matters. **Ecological Society of America**, v. 77, pp 1043-1060. doi: <https://doi.org/10.2307/2265575>



7. CONCLUSÕES GERAIS

Nossos dados contribuem para o conhecimento da distribuição das espécies e os padrões de diversidade apícola na Caatinga, além de fornecer dados de visitação floral. Concluímos que houve aumento da riqueza de abelhas e registramos diferença em 65% na composição da diversidade apícola, mas a predominância do padrão aninhado indica que a maioria dos novos registros também se associam a plantas generalistas. A baixa especialização da comunidade está relacionada a condição ambiental estressante da Caatinga, pois é provável que as abelhas forrageiem em plantas abundante para reduzir o gasto energético em grandes deslocamentos. As espécies que obtiveram maior índice de especialização estão mais suscetíveis a extinção e, portanto, seriam prioritárias para conservação.



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação



Programa de Pós-Graduação em Genética, Biodiversidade e Conservação

Genética, Biodiversidade e Conservação