

RESSALVA

Atendendo solicitação da autora, o texto completo desta dissertação será disponibilizado somente a partir de 31/08/2022.

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGIA VEGETAL)**

**POLINIZADORES E OS SISTEMAS DE POLINIZAÇÃO NO CAMPO RUPESTRE:
REVISÃO E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS**

BEATRIZ LOPES MONTEIRO

Dissertação apresentada ao Instituto de Biociências do Câmpus de Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal).

BEATRIZ LOPES MONTEIRO

**POLINIZADORES E OS SISTEMAS DE POLINIZAÇÃO NO CAMPO
RUPESTRE: REVISÃO E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE
SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS**

Orientadora: Prof^a Dr^a Leonor Patricia Cerdeira Morellato

Co-orientadora: Dr^a Maria Gabriela Gutierrez de Camargo

Dissertação apresentada ao
Instituto de Biociências do
Campus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista,
como parte dos requisitos para
obtenção do título de Mestre em
Ciências Biológicas (Biologia
Vegetal).

Rio Claro - SP

2020

M775p Monteiro, Beatriz Lopes
Polinizadores e sistemas de polinização no campo rupestre : revisão e implicações para a conservação de serviços ecossistêmicos / Beatriz Lopes Monteiro. -- Rio Claro, 2020
152 f. : tabs., fotos

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro
Orientadora: Leonor Patricia Cerdeira Morellato
Coorientador: Maria Gabriela Gutierrez de Camargo

1. Botânica. 2. Plantas Reprodução. 3. Biodiversidade Conservação.
I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca do Instituto de Biociências, Rio Claro. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: POLINIZADORES E OS SISTEMAS DE POLINIZAÇÃO NO CAMPO RUPESTRE: REVISÃO E IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

AUTORA: BEATRIZ LOPES MONTEIRO

ORIENTADORA: LEONOR PATRICIA CERDEIRA MORELLATO

COORDINADORA: MARIA GABRIELA GUTIERREZ DE CAMARGO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestra em CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (BIOLOGIA VEGETAL), área: Biologia Vegetal pela Comissão Examinadora:



Profa. Dra. LEONOR PATRICIA CERDEIRA MORELLATO
Departamento de Botânica / UNESP - Instituto de Biociências de Rio Claro - SP



Profa. Dra. CAMILA SILVEIRA DE SOUZA
Departamento de Química / Universidade Federal do Paraná - UFPR



Prof. Dr. ANDRÉ RODRIGO RECH
Departamento de Engenharia Florestal, Campus JK / Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

Rio Claro, 31 de agosto de 2020

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à minha família, que sem eles eu não estaria nem aqui para fazer qualquer texto ou realizar agradecimentos por fazer uma dissertação (que conquista!). Agradeço por terem me dado a vida, por me criarem nesse núcleo familiar tão privilegiado e cheio de muitas emoções. Agradeço o apoio que foi essencial para a realização de toda minha formação e a compreensão pelos muitos momentos de ausência. Eu amo vocês. Agradeço a Marina, Mariá, Vanessa e Adolfo, eu não imagino o que seria de mim se não tivéssemos construído essa família rioclarense! Não tenho palavras para agradecer a parceria, o afeto, os consolos e o acolhimento. Por absolutamente tudo, sou muito agradecida!

Agradeço muito a minha orientadora Patricia, por me acolher no laboratório, por me ensinar tanto, por me dar essa oportunidade incrível de aprender com ela e com outros profissionais que admiro tanto, além de ser tão paciente em alguns momentos. Agradeço por me abrir tantas portas e oportunidades essenciais para a minha formação que vão muito além do âmbito profissional. Agradeço a Gabi, minha coorientadora, sempre muito atenciosa, paciente e ágil! Que sempre, com muito carinho, me ensinou muito sendo alguém em quem me espelho em muitos aspectos. Agradeço a oportunidade de trabalhar e aprender tanto com mulheres tão inspiradoras! Agradeço também ao Prof. Pietro Maruyama que me ajudou muito atendendo as tantas dúvidas por e-mail sempre com muita paciência e atenção, muito obrigada.

Agradeço ao pessoal do Laboratório de Fe-nologia, sempre muito colaborativos e acolhedores! Agradeço a uma das mais novas integrantes do nosso Lab, Priscilla, que contribuiu tanto para este trabalho e me arrancou tantos risos a distância. Agradeço a Daniel Carstensen, Simone Gustafsson e todas e todos os pesquisadores que fizeram trabalhos tão incríveis sobre polinização e permitiram com que organizássemos um banco de dados tão bonito possibilitando a realização deste trabalho.

Agradeço a todos os parceiros e parceiras de casa que tive ao longo desses anos, em especial Isa, Gabi e Eric que me fizeram, e ainda fazem, aprender tanto! Agradeço também ao pessoal do herbário por todo o aprendizado e ao acolhimento do pessoal da UFMG, especialmente Irene e Lorena.

Agradeço à Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, que desde 2012 é a minha segunda casa e as muitas experiências que participar dessa comunidade me proporcionou. Agradeço em especial ao pessoal do Departamento de Botânica e a Seção Técnica de Pós-graduação por todo o apoio! Agradeço a Coordenação de Aperfeiçoamento de

Pessoal de Nível Superior-Brasil (CAPES) (Código de financiamento 001) financiar minha bolsa ao longo do mestrado e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) grants FAPESP-Microsoft Research Institute #2013/50155-0, FAPESP-Vale #2010/51307-0, e FAPESP MEU #2009/54208-6) pelo CNPq (CNPq-PVE #400717/2013-1) que financiaram o trabalho de campo.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Por fim, agradeço a todos os esforços e comprometimentos realizados em tempos de tantas dificuldades para a finalização desta dissertação.

Muito obrigada!

“Vamos con el polen en el viento

Estamos vivos porque estamos en movimiento”

-Jorge Drexler

RESUMO

Ações antrópicas têm mudado os ecossistemas de forma extensiva causando o declínio da biodiversidade e gerando impactos a um importante serviço ecossistêmico, a polinização. A interação entre as espécies no processo de polinização pode ser interpretada como uma rede de interações. Dessa forma, o uso desta abordagem permite ampliar o entendimento das dinâmicas de comunidade e avaliar prioridades de conservação de acordo com o papel das espécies. O *campo rupestre* é uma vegetação distribuída em mosaicos associada a elevadas altitudes e que concentra alto endemismo e biodiversidade. É uma vegetação descrita como um OCBIL (Old, Climatically-Buffered Infertile Landscape), ou um sistema antigo, tamponado climaticamente, numa paisagem infértil ou empobrecida, o que explicaria os sua alta biodiversidade, endemismo e traços funcionais. Com isso, encontramos uma flora com populações localmente restritas, sendo previsto, de acordo com a teoria OCBIL, que voadores que alçam voos de maiores distâncias são essenciais para conectar a paisagem promovendo o fluxo gênico. Por ser uma vegetação diversa, mas também ameaçada, a partir do levantamento de seus polinizadores, caracterização dos sistemas de polinização e distribuição na paisagem, buscamos testar a hipótese proposta para os OCBILs de que polinizadores de longa distância seriam os principais vetores de polinização. Em seguida, com os dados de interação de uma comunidade de *campo rupestre*, buscamos caracterizar como esta rede de interações está estruturada, o papel das espécies de acordo com a sua posição na rede, buscando subsidiar estratégias de conservação. Reunimos 413 espécies de polinizadores, sendo a maioria abelhas (220 espécies) e moscas (69). Entre as 636 espécies de plantas avaliadas encontramos que o principal sistema de polinização é por abelhas (56%), seguido pelo vento (14%) e por beija-flores (10%). Vimos que a polinização pelo vento, abelhas pequenas e moscas aumenta com a altitude, enquanto a polinização por abelhas grandes e beija-flores não se altera na altitude. Os sistemas de polinização relacionados aos voadores de longa distância também são mais frequentes nos afloramentos rochosos, que é a tipologia de vegetação mais isolada. Em relação a rede de interações, encontramos uma meta rede aninhada e modular. Porém, esta modularidade é perdida ao simularmos a retirada da abelha exótica *Apis mellifera*. Abelhas grandes ocupam papéis importantes na rede, com destaque para a nativa *Bombus pauloensis*. Plantas polinizadas por abelhas, mas que são amplamente visitadas por outros grupos taxonômicos, também têm papéis centrais na rede. Nossos resultados corroboram a hipótese de OCBIL ao confirmarmos a importância de sistemas de polinização relacionados a voadores de longa distância no gradiente de altitude e sua prevalência nos afloramentos rochosos do *campo rupestre*. Além de

analisar a importância dos principais sistemas de polinização do *campo rupestre*, apresentamos o papel das plantas e polinizadores para a manutenção da estrutura da rede de interações, considerando o seu grau de ameaça e endemismo. Estes resultados, juntamente com a base de dados inédita de interações entre plantas e polinizadores, concentram informações chave para o conhecimento da evolução, dinâmica das comunidades e para a definição de estratégias de conservação da biodiversidade e serviços ecossistêmicos do *campo rupestre*.

Palavras-chave: abelhas grandes – anemofilia – afloramento rochoso – beija-flores – Cadeia do Espinhaço - conservação – OCBIL — Serra do Cipó – síndromes de polinização

ABSTRACT

Anthropogenic drivers have been changing ecosystems extensively causing loss of biodiversity and impacting the provision of the ecosystem services provided by pollination. Plant-pollinator interactions can be analyzed as mutualistic networks. Therefore, this approach allows to broaden the understanding of community dynamics and evaluate conservation priorities according to species's role in the network. The *campo rupestre* is an archipelago-like vegetation associated with high altitudes in Brazil and concentrates high species endemism and biodiversity. It is considered an OCBIL (Old, Climatically Buffered Infertile Landscape), this theory suggests that its ancient origin and infertile soils, both of which acting as the main environmental filters buffered by a mild climate explains its high biodiversity, endemism and functional traits. Thus, according to the theory, the *campo rupestre* flora with locally restricted populations, has dependence on pollinators capable to fly longer distances to act as connectors of the landscape. Considering the high species diversity of the *campo rupestre* along with the threats by anthropic factors, here we gathered information on *campo rupestre*'s pollinators and characterized the pollination system's composition and distribution in the landscape. We also tested the hypothesis proponed for OCBILs long-range flyers act as important vector for pollination. Then, with the interaction data of a *campo rupestre* community, we characterized how the network of interactions is structured and the role of species for the maintenance of the network structure, seeking for conservation strategies. We surveyed 413 pollinator species, mostly bees (220 species) and flies (69). Among 636 plant species surveyed, the bee pollination system was dominant (56%), followed by wind (14%), and hummingbird (10%). Wind, small-bee and fly pollination systems increased with altitude, while large-bee and hummingbird long-distance systems remained unchanged across altitudes. Long-distance systems were more frequent in highly isolated rocky outcrops. Regarding the pollination network we found both, nested and modular patterns, but when excluding the exotic species *Apis mellifera*, we found no significant modularity. Large bees occupy important roles in the network, highlighting the bumblebee *Bombus pauloensis*, as a network hub, and small insects acting as connectors. Species with the bee pollination system but visited by distincts functional groups of pollinators were the main plant species structuring the network. Our findings unravel the pollination systems across the *campo rupestre*, corroborating the OCBIL long-distance pollination prevalence in isolated vegetations, and its persistence across altitudinal gradients. This study provides an evaluation of the importance of species according to their functional role for the persistence of a threatened ecosystem, especially those that are already classified as near

threatened and endemic. The extensive database on plant-pollinator interactions here presented holds key information for the conservation and knowledge of ecosystem services of *campo rupestre*.

Keywords: anemophily - conservation – Espinhaço Range - hummingbirds - large bees - OCBIL - pollination syndrome - rocky outcrops - rupestrian grassland - Serra do Cipó

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	10
Referências.....	16
CAPÍTULO 1. Pollination of the <i>campo rupestre</i>: a test of hypothesis for an ancient tropical mountain vegetation.....	24
Abstract.....	24
1.Introduction.....	25
2.Methods.....	27
3.Results.....	33
4.Discussion.....	36
5.References.....	42
6.Tables.....	49
7.Figures.....	54
8.Supporting Information.....	60
CAPÍTULO 2. Evaluating the conservation status of plant-pollinator interactions in <i>campo rupestre</i> using mutualistic networks	118
Abstract.....	118
1.Introduction.....	119
2.Methods.....	121
3.Results.....	124
4.Discussion.....	125
5.References.....	128
6.Tables.....	136
7.Figures.....	137
8.Supporting Information.....	139
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	151

INTRODUÇÃO GERAL

A importância da polinização

As Angiospermas são as plantas que possuem flor e compõem um sexto das espécies descritas no mundo (Christenhusz & Byng, 2016). Como parte do processo reprodutivo deste grupo, é necessário que, na maioria dos casos, ocorra a transferência do grão de pólen da antera para o estigma da mesma ou outra flor e este processo é conhecido como polinização. A transferência do pólen pode ser realizada por vetores abióticos, como o vento e a água ou por vetores bióticos, como diferentes grupos de animais, principalmente por uma grande diversidade de insetos (Ollerton et al., 2011; Wardhaugh, 2015; Ollerton, 2017). Estima-se que 87% de todas as Angiospermas dependam de vetores bióticos para a realização da polinização (Ollerton et al., 2011). Este processo é reconhecido um dos principais mutualismos terrestres (Herrera & Pellmyr, 2002) já que esta é uma relação benéfica para as espécies que interagem pois os animais utilizam recursos presentes nas flores e consequentemente transportam os grãos de pólen realizando parte essencial do processo reprodutivo deste grupo de plantas. A interação entre as plantas e animais pelo processo de polinização é apontada como uma das principais causas para a diversificação de grandes grupos de Angiospermas (Johnson, 2006; Vamosi & Vamosi, 2010; van der Van der Niet et al., 2014; Ollerton et al. 2019), sendo crucial para o estabelecimento de novos indivíduos, considerado um processo crítico para a manutenção da diversidade biológica (Kremen et al., 2007; Potts et al., 2010; Ollerton, 2017). Dessa forma, estudos sobre relações mutualísticas entre plantas e animais mostram-se fundamentais para o entendimento e manutenção da biodiversidade (Bascompte & Jordano, 2007). Dados de interação entre as espécies apresentam grande relevância na caracterização de uma comunidade e podem indicar, ao longo do tempo, as alterações sofridas pelas mudanças globais, pois estas interações são sensíveis a fenologia, comportamento, fisiologia e abundância relativa de diversas espécies (Tylianakis et al., 2008).

A partir de observações naturalísticas das plantas e seus polinizadores, foram descritas as síndromes de polinização (Faegri & Van der Pijl, 1979). Dentro desta proposta, um conjunto de atributos florais específicos - como cor, formato, tamanho, odor, presença ou ausência de nectário, podem ser relacionadas a um grupo taxonômico de agentes polinizadores. Entretanto, estudos posteriores (Waser et al., 1996; Ollerton et al., 2009) desafiam essa proposta e apontam que grande fração das Angiospermas apresentariam conjuntos de atributos que não se

encaixariam em nenhuma das síndromes sendo consideradas “generalistas” por serem amplamente visitadas por distintos grupos taxonômicos. Dessa forma, o conceito de síndromes demonstraria uma tendência de relacionar as flores apenas com polinizadores específicos, sendo que esta seria uma característica de poucos grupos de plantas e não uma tendência encontrada na natureza. Por outro lado, Rosas-Guerrero et al. (2014), a partir da reunião de todas as publicações que contam com a eficiência dos polinizadores e atributos florais, constataram que os conjuntos de características florais, de acordo com a síndrome de polinização, possuem sim uma força preditiva, sustentando a proposta ou hipótese das síndromes de polinização (mas ver Ollerton et al., 2015). Esta discussão sugere que prever polinizadores apenas a partir das características morfológicas pode apresentar um alto risco de erro. Dessa forma, para que seja possível definir o principal grupo de polinizadores de cada espécie de planta são essenciais a observação e validação das relações mutualísticas em campo, e a realização dos testes de eficiência de polinização para cada visitante floral, além de cautela ao realizar a classificação da polinização das flores apenas conforme as síndromes de polinização.

A polinização também é considerada um serviço ecossistêmico, que são funções dos ecossistemas capazes de prover benefícios diretos e/ou indiretos para populações humanas (Costanza et al., 1997; Wolowski et al., 2019). Pelo serviço da polinização, obtemos diretamente alimento e, indiretamente, diversos recursos indispensáveis como madeira, fibras, remédios, além de ser fundamental para a manutenção e restauração de comunidades locais a partir da reprodução das espécies nativas (Kremen et al., 2007; Joly et al., 2019). Porém, nos últimos anos, ações antrópicas têm mudado os ecossistemas de forma rápida e extensiva se comparada com qualquer outro período da história humana, por causa de grandes demandas de consumo da crescente população (MEA, 2005), ocasionando a fragmentação e perda de habitat que são os principais fatores relacionados a perda de biodiversidade (Mitchell et al., 2015a; Mitchell et al., 2015b; Joly et al., 2019), o que nos leva a atual crise de extinções (Barnosky et al., 2011). Esta perda de biodiversidade afeta a provisão de serviços ecossistêmicos, principalmente ao levarmos em consideração o declínio de populações de polinizadores que são necessários para a segurança alimentar no mundo e a manutenção das áreas naturais, afetando o bem estar humano, assim como a sobrevivência no planeta (Biesmeijer et al., 2006; Potts et al., 2010; Ollerton, 2017; Joly et al., 2019; Wolowski et al., 2019).

O campo rupestre: uma vegetação ameaçada

Estima-se que o Brasil concentra uma biodiversidade de cerca de 42 mil espécies vegetais vasculares (Lewinsohn & Prado, 2005). Em apenas 0,78% do território brasileiro, que é ocupado por uma vegetação específica denominada *campo rupestre*, é possível encontrar cerca de 15% das plantas vasculares estimadas para o Brasil (Silveira et al., 2016), sendo também considerado um importante centro de endemismos (Silveira et al., 2016; Colli-Silva et al., 2019). A alta diversidade encontrada em *campo rupestre* pode ser explicada pelo acúmulo de espécies associada a baixas taxas de extinção durante o longo período de evolução que sucedeu a orogênese da Cadeia do Espinhaço (Hopper, 2009; Vieira et al., 2015; Vasconcelos et al., 2020).

O *campo rupestre* é definido como um complexo vegetacional de topo de montanha em áreas com altitude maior que 900 metros, ocupando trechos de litossolo associados a afloramentos de quartzo e arenito (Alves et al., 2014; Silveira et al., 2016; Colli-Silva et al., 2019). Esta vegetação é encontrada de forma descontínua nas áreas mais elevadas da Cadeia do Espinhaço e Chapada dos Veadeiros (Colli-Silva et al., 2019). Porém, este importante centro de biodiversidade e endemismo vem sofrendo impactos pela urbanização desenfreada, mineração intensa, incêndios não controlados, invasões biológicas, coleta descontrolada de plantas ornamentais, turismo não sustentável e a falta de regularização ambiental para áreas não florestais (Veldman et al., 2015; Morellato & Silveira, 2018; Monteiro et al., 2020). Neste contexto, a porção sudeste da Cadeia do Espinhaço, que inclui o Parque Nacional da Serra do Cipó, onde se insere a área do presente estudo, foi reconhecida como Reserva da Biosfera pela UNESCO em 2005 (Fernandes, 2016).

Sua composição florística é caracterizada por uma vegetação montanhosa herbácea-arbustiva, com espécies adaptadas a regimes de fogo. Por ser considerada uma vegetação Neotropical Azonal (i.e. quando o desenvolvimento da comunidade vegetal é influenciada mais por questões edáficas do que climáticas), encontramos no *campo rupestre* diferentes tipologias de vegetação associadas às diferentes composições de solos, sendo eles: afloramentos rochosos, campos arenosos, campos pedregosos e campos úmidos (Alves et al., 2014; Silveira et al., 2016; Mattos et al. 2019). Também é possível encontrar vegetação transicional de cerrado, caatinga e floresta estacional, matas de galeria e ilhas ou encaves florestais localizados no topo das montanhas (Silveira et al., 2016; Coelho et al., 2016; 2018). Dessa forma, esta vegetação tem a conformação considerada como um “arquipélago continental”, onde é possível encontrar

populações de plantas localmente restritas e associadas as diferentes tipologias de vegetação (Vasconcelos et al., 2020).

Silveira et al. (2016) descreve o *campo rupestre* como uma OCBIL Neotropical (Old Climatically-Buffered Infertile Landscapes) com o intuito de compará-la a outras poucas vegetações do mundo já consideradas nessa categoria, contribuindo para compreensão de padrões ecológicos globais. Esta classificação ressalta a importância e fragilidade deste sistema em face aos distúrbios do Antropoceno, e a necessidade de estratégias de conservação. As predições de uma OCBIL citadas por Hopper (2009) e que podem ser validadas no *campo rupestre* são: 1. Predominância de espécies com reduzido poder de dispersão, alto endemismo e raridade; 2. Predominância de linhagens filogenéticas antigas; 3. Estratégias para a conservação da heterozigosidade devido as populações pequenas e restritas; 4. Adaptações associadas à manutenção e absorção de recursos e 5. Baixa resiliência à distúrbios antrópicos. Pela baixa capacidade de dispersão nesta formação, com populações de plantas restritas espacialmente no mosaico de vegetação e predominância de dispersão abióticas de suas sementes (Guerra et al., 2016), a polinização por agentes bióticos, principalmente que alcem maiores distâncias de vôo, propiciaria maiores possibilidades de fluxo gênico e conexão destas populações na paisagem (Giulietti et al., 1997; Silveira et al., 2016; Guerra et al., 2016; Silveira et al., 2020). Além disso, a falta de resiliência e dificuldades para a recuperação da vegetação original prevista para *campo rupestre* (Le Stradic et al., 2014) e outras OCBILs enfatiza a necessidade de estratégias de conservação e monitoramento dessas áreas, especialmente em relação aos vetores de pólen e propágulos que asseguram sua movimentação no ambiente.

Conservação de biodiversidade e redes de interação mutualísticas

O primeiro passo para a conservação da biodiversidade é medi-la e mapeá-la (Margules & Pressey, 2000; Ollerton, 2017), nessa perspectiva, algumas iniciativas são utilizadas para a conservação de áreas naturais, como a realização de listas que catalogam a biodiversidade e avaliam quanto ao seu risco de ameaça de extinção e a criação de áreas de proteção ambiental (Martinelli & Moraes, 2013; ICMBio, 2018; Flora do Brasil 2020, em construção). A criação da metodologia proposta pela IUCN (“International Union for Conservation of Nature”) para avaliar espécies de acordo com o seu risco de extinção depende do acesso a identificação adequada, registros completos, contagens e modelagens para a distribuição das espécies (IUCN, 2012; Martinelli & Moraes, 2013). A última lista vermelha da flora brasileira, com as

espécies avaliadas de acordo com o seu risco de ameaça, avalia apenas 8% do que é estimado da sua diversidade (Martinelli & Moraes, 2013). As principais dificuldades para a realização desta avaliação, relacionam-se principalmente ao “impedimento taxonômico”, que é a dificuldade de acessar informações taxonômicas adequadas e o declínio do número de taxonomistas numa escala global para a realização dessa importante função (Hopkins & Freckleton, 2002; Martinelli & Moraes, 2013). Dessa forma, catalogação de toda a biodiversidade brasileira mostra-se um grande desafio. Assim como a avaliação das espécies quanto ao seu risco de ameaça de extinção, pois é um processo custoso e lento em um país, como o Brasil, que no cenário atual restringe recursos para a produção de ciência.

Em comunidades naturais, as interações entre espécies geralmente seguem padrões não randômicos (Bascompte & Jordano, 2007). Assim, estas interações podem ser interpretadas e estudadas como redes complexas de interação. Bascompte & Jordano (2007) apontam que a rede de interações mutualísticas pode ser considerada a “arquitetura da biodiversidade”, onde cada espécie é representada por um nó e a interação entre elas simbolizada por uma conexão entre esses pontos que interagem. O conhecimento da estrutura das redes amplia o entendimento sobre diversidade, dinâmicas de comunidade e permitem acessar probabilidades e a magnitude de cascatas de coextinção (Bascompte & Jordano, 2007). Mais especificamente, a partir das redes de interação de polinização também é possível acessar a resiliência e vulnerabilidade de um sistema (Armbruster, 2017). Nessa perspectiva, muitos estudos utilizam a abordagem de redes com objetivos de poder relacioná-la a conservação da biodiversidade (e.g. Tylianakis et al., 2010; Kaiser-Bunbury & Blüthgen, 2015; Biella et al., 2017). Essa abordagem se mostra adequada ao monitorar a comunidade a partir dos cálculos de principais métricas e destacar funcionalmente qual é o papel das espécies dentro da rede de interações, sendo possível criar estratégias de conservação que vão além da contagem de indivíduos (Martín Gonzalez et al., 2010; Kaiser-Bunbury & Blüthgen, 2015). Porém, trabalhos de interações que fornecem informações a respeito da diversidade de interações, muitas vezes são ignorados em levantamentos de biodiversidade (Hagen et al., 2012), por ser um dado de difícil acesso (Tylianakis et al., 2010).

Em áreas de *campo rupestre* não é diferente, pois há poucos estudos que utilizam a abordagem de redes de interação entre plantas e polinizadores a nível de comunidade (Carstensen et al. 2014; 2016; 2018; Guerra et al. 2016, Gustafsson, 2017). Assim como identificamos a falta de uma caracterização dos sistemas de polinização presentes nessa vegetação a partir de observações de interação em campo. Encontramos apenas os trabalhos

como o de Conceição et al., (2007) e Jacobi & Carmo (2011) que realizam a categorização das flores de *campo rupestre* de acordo com a sua síndrome em nível de comunidade. Para maiores detalhes do estado da arte dos estudos sobre a fauna polinizadora da Cadeia do Espinhaço, que inclui áreas de *campo rupestre*, apontamos o trabalho de Queiroz et al. (2019). Estudos a respeito da biologia reprodutiva ou polinização são realizados principalmente para uma ou poucas espécies (e.g. Sazima, 1977; Sazima et al., 1989; Bittencourt Jr & Semir, 2004; Ferreira & Viana, 2010; Soares & Morellato, 2018; Maruyama et al., 2018), ou em relação a grupos específicos de polinizadores como beija-flores (Machado et al., 2007; Guerra et al., 2014; Rodrigues & Rodrigues, 2014). Considerando a alta diversidade, grau de endemismos e de ameaça das espécies do *campo rupestre*, estes dados são fundamentais para a ampliação do entendimento das dinâmicas de comunidade, conservação, manejo e delineamento de estratégias de recuperação.

Dividida em dois capítulos, esta dissertação tem como objetivo principal o levantamento dos polinizadores e sistemas de polinização do *campo rupestre* reunindo dados de observação em campo e levantamento bibliográfico sistemático. No primeiro capítulo, temos como foco descrever os polinizadores e sistemas de polinização de *campo rupestre* e entender a distribuição dos sistemas de polinização de acordo com o gradiente altitudinal e os diferentes tipos vegetacionais, buscando testar a hipótese de que polinizadores que voam maiores distâncias, como as abelhas grandes e beija-flores, seriam os principais polinizadores, de acordo com a teoria de OCBIL (Hopper, 2009; Guerra et al., 2016; Silveira et al., 2020). Mais especificamente, no primeiro capítulo perguntamos: 1) quais são os principais polinizadores e sistemas de polinização do *campo rupestre*; 2) como a proporção dos sistemas de polinização se altera ao longo do gradiente altitudinal e das diferentes tipologias de vegetação e 3) qual é a frequência dos sistemas de polinização relacionados aos polinizadores de longas distâncias.

No segundo capítulo, considerando apenas os dados de observações em campo sobre interações realizadas em uma comunidade de *campo rupestre* e a abordagem de redes de interação, buscamos caracterizar o papel das espécies de acordo com a sua posição na rede (Olesen et al., 2007). Assim, ampliamos a nossa perspectiva sobre o funcionamento deste importante ecossistema e subsidiando o planejamento de estratégias de conservação e restauração. Mais especificamente, buscamos responder 1) como as relações entre plantas e polinizadores estão estruturadas de acordo com a abordagem de redes complexas de interações; 2) quais são as principais espécies para a manutenção das interações planta-polinizador; e 3)

qual o grau de endemismo e risco de ameaça de extinção das espécies de plantas e animais que compõe essa rede de interações.

Referências

Alves RJV, Silva NG, Oliveira JA, Medeiros D. 2014. Circumscribing campo rupestre - megadiverse Brazilian rocky montane savanas. *Brazilian Journal of Biology* 74(2), 355–362. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.23212>

Armbruster WS. 2017. The specialization continuum in pollination systems: diversity of concepts and implications for ecology, evolution and conservation. *Functional Ecology* 31(1): 88–100. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12783>

Barnosky AD, Matzke N, Tomiya S, Wogan GOU, Swartz B, Quental TB, ... Ferrer EA. 2011. Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471: 51–57. <https://doi.org/10.1038/nature09678>

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

Biella P, Ollerton J, Barcella M, Assini S. 2017. Network analysis of phenological units to detect important species in plant-pollinator assemblages: can it inform conservation strategies? *Community Ecology* 18(1): 1-10. <https://doi.org/10.1556/168.2017.18.1.1>

Biesmeijer JC, Roberts SPM, Reemer M, Ohlemüller R, Edwards M, Peeters T, ... Kunin WE. 2006. Parallel declines in pollinators and insect-pollinated plants in Britain and the Netherlands. *Science* 313(5785), 351–354. <https://doi.org/10.1126/science.1127863>

Bittencourt Jr NS, Semir J. 2004. Pollination biology and breeding system of *Zeyheria montana* (Bignoniaceae). *Plant Systematics and Evolution* 247: 241–254. <https://doi.org/10.1007/s00606-004-0142-2>

Carstensen DW, Sabatino M, Trøjelsgaard K, Morellato LPC. 2014. Beta Diversity of Plant-Pollinator Networks and the Spatial Turnover of Pairwise Interactions. *Plos One* 9(11): e112903. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112903>

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

Carstensen DW, Trøjelsgaard K, Ollerton J, Morellato, LPC. 2018. Local versus regional specialization in plant-pollinator networks. *Oikos* 127(4): 531–537. <https://doi.org/10.1111/oik.04436>

Christenhusz MJM, Byng JW. 2016. The number of known plants species in the world and its annual increase. *Phytotaxa* 261(3): 201–217. <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.261.3.1>

Coelho MS, Fernandes GW, Pacheco P, Diniz V, Meireles A, Santos RM, Carvalho FC, Negreiros D. 2016. Archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands: new insights and perspectives. In: Fernandes GW. Ed. *Ecology and Conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, New York: Springer, 129–153. <https://www.springer.com/gp/book/9783319298078>

Coelho MS, Neves FS, Pacheco P, Diniz V, Meireles A, Negreiros D, Morellato LPC, Fernandes GW. 2018. Connection between tree functional traits and environmental parameters in an archipelago of montane forests surrounded by rupestrian grasslands. *Flora* 238: 51–59. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.04.003>

Colli-Silva M, Vasconcelos TNC, Pirani, JR. 2019. Outstanding plant endemism levels strongly support the recognition of campo rupestre provinces in mountaintops of eastern South America. *Journal of Biogeography* 46:1723–1733. <https://doi.org/10.1111/jbi.13585>

Conceição AA, Funch LS, Pirani JR. 2007. Reproductive phenology, pollination and seed dispersal syndromes on sandstone outcrop vegetation in the “Chapada Diamantina”, northeastern Brazil: Population and community analyses. *Revista Brasileira de Botânica* 30(3): 475–485. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000300012>

Costanza R, D’Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, ... van den Belt M. 1997. The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387(6630): 253–260. <https://www.nature.com/articles/387253a0>

Faegri K, Van der Pijl L. 1979. *The principles of pollination ecology*. Oxford: Pergamon. 3. ed.

Fernandes GW. 2016. The Megadiverse Rupestrian Grassland. In: Fernandes GW. Ed. *Ecology and Conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, New York: Springer 3-14. <https://www.springer.com/gp/book/9783319298078>

Ferreira PA, Viana BF. 2010. Pollination biology of *Paliavana tenuiflora* (Gesneriaceae: Sinningeae) in Northeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 24(4): 972-977. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062010000400012>

Flora do Brasil 2020. em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>

Giulietti AM, Pirani JR, Harley RM. 1997. Espinhaço range region, eastern Brazil, In: Davis SD, Heywood VH, Herrera-MacBryde O, Villa-Lobos J, Hamilton AC, eds. *Centres of Plant Diversity: A Guide and Strategy for their Conservation*. Cambridge: IUCN Publication Unity, 397-404.

Guerra TJ, Galetto L, Silva WR. 2014. Nectar secretion dynamic links pollinator behavior to consequences for plant reproductive success in the ornithophilous mistletoe *Psittacanthus robustus*. *Plant Biology* 16(5): 956-966. <https://doi.org/10.1111/plb.12146>

Guerra TJ, Carstensen DW, Morellato LPC, Silveira FAO, Costa FV. 2016. Mutualistic interactions among free-living species in Rupestrian Grasslands. In: Fernandes GW, ed. *Ecology and Conservation of mountain-top grasslands in Brazil*, New York: Springer 275-289. <https://www.springer.com/gp/book/9783319298078>

Gustafsson S. 2017. *Stability of plant-pollinator networks and specialization across space in the rupestrian grassland*. Unpublished Master's thesis, University of Copenhagen.

Hagen M, Kissling WD, Rasmussen C, Aguiar MAM, Brown LE, Carstensen DW, ... Olesen JM. 2012. Biodiversity, Species Interactions and Ecological Networks. *Advances in Ecological Research* 46: 89-210 <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-396992-7.00002-2>

Herrera CM, Pellmyr O. 2002. *Plant-animal interactions: an evolutionary approach*. Oxford: Blackwell.

Hopkins GW, Freckleton RP. 2002. Declines in the numbers of amateur and professional taxonomists: implications for conservation. *Animal Conservation* 5: 245-249. <https://doi.org/10.1017/S1367943002002299>

Hopper SD. 2009. OCBIL theory: Towards an integrated understanding of the evolution, ecology and conservation of biodiversity on old, climatically buffered, infertile landscapes. *Plant and Soil* 322(1): 49–86. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0068-0>

ICMBio. 2018. *Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção*. Brasília, DF: ICMBio/MMA.

IUCN. 2012. *IUCN Red List Categories and Criteria: Version 3.1*. Second edition. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN

Jacobi CM, Carmo FF. 2011. Life-forms, pollination and seed dispersal syndromes in plant communities on ironstone outcrops, SE Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 25(2):395–412. Retrieved from <http://www.scielo.br/pdf/abb/v25n2/a16v25n2.pdf>

Johnson SD. 2006. Pollinator-driven speciation in plants. In: Harder D, Barrett HC, eds. *Ecology and evolution of flowers*. Oxford: Oxford University Press, 295–310.

Joly CA, Scarano FR, Seixas CS, Metzger JP, Ometto JP, Bustamante MMC, Padgurschi MCG, Pires APF, Castro PFD, Gadda T, Toledo P, eds. 2019. *1º Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos*. São Carlos: Editora Cubo. <https://doi.org/10.4322/978-85-60064-88-5>

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

Kremen C, Williams NM, Aizen MA, Gemmill-Herren B, LeBuhn G, Minckley R, ... Ricketts TH. 2007. Pollination and other ecosystem services produced by mobile organisms: A conceptual framework for the effects of land-use change. *Ecology Letters* 10(4): 299–314. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01018.x>

Le Stradic S, Buisson E, Fernandes GW. 2014. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. *Applied Vegetation Science* 17(3): 482-492. <https://doi.org/10.1111/avsc.12074>

Lewinsohn TM, Prado PI. 2005. How Many Species Are There in Brazil? *Conservation Biology* 19(3): 619-624. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00680.x>

Machado CG, Coelho AG, Santana CS, Rodrigues M. 2007. Beija-flores e seus recursos florais em uma área de campo rupestre da Chapada Diamantina, Bahia. *Revista Brasileira de Ornitologia* 15(2): 267-279.

Margules CR, Pressey RL. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*. 40: 243–253. <https://doi.org/10.1038/35012251>

Martín Gonzalez AM, Dalsgaard B, Olesen J. 2010. Centrality measures and the importance of generalist species in pollination networks. *Ecological Complexity* 7(1): 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.03.008>

Martinelli G, Moraes MA. 2013. *Livro vermelho da flora do Brasil*. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro. <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>

Mattos JS, Morellato LPC, Camargo MGG, Batalha MA. 2019. Plant phylogenetic diversity of tropical mountaintop rocky grasslands: local and regional constraints. *Plant Ecology* 220:1119–1129. <https://doi.org/10.1007/s11258-019-00982-5>

Maruyama PK, Nunes CEP, Vizentin-Bugoni J, Gustafsson S, Morellato LPC. 2018. Are native bees and *Apis mellifera* equally efficient pollinators of the rupestrian grassland daisy *Aspilia jolyana* (Asteraceae)? *Acta Botanica Brasilica* 32(3): 386-391. <https://doi.org/10.1590/0102-33062018abb0143>

MEA: Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, DC: Island Press.

Mitchell MGE, Bennett EM, Gonzalez A. 2015a. Strong and nonlinear effects of fragmentation on ecosystem service provision at multiple scales. *Environmental Research Letters* 10(9): 094014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/9/094014>

Mitchell MG, Suarez-Castro AF, Martinez-Harms M, Maron M, McAlpine C, Gaston KJ, Johansen K, Rhodes JR. 2015b. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution* 30(4): 190–198. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.01.011>

Monteiro L, Brum FT, Pressey RL, Morellato LPC, Soares-Filho B, Lima-Ribeiro MS, Loyola R. 2020. Evaluating the impact of future actions in minimizing vegetation loss from land conversion in the Brazilian Cerrado, considering adjustment of species to climate change. *Biodiversity & Conservation* 29: 1701-1722. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1627-6>

Morellato LPC, Silveira FAO. 2018. Plant life in campo rupestre: New lessons from an ancient biodiversity hotspot. *Flora* 238: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2017.12.001>

Ollerton J, Alarcon R., Waser NM, Price MV, Watts S, Cranmer L, ... Rotenberry J. 2009. A global test of the pollination syndrome hypothesis. *Annals of Botany* 103(9): 1471–1480. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp031>

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

Ollerton J. 2017. Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 48: 353-376. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022919>

Ollerton J, Liede-Schumann S, Endress ME, Meve U, ... Quirino Z. 2019. The diversity and evolution of pollination systems in large plant clades: Apocynaceae as a case study. *Annals of Botany* 123: 311–325. <https://doi.org/10.1093/aob/mcy127>

Potts SG, Biesmeijer JC, Kremen C, Neumann P, Schweiger O, Kunin WE. 2010. Global pollinator declines: Trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution* 25(6): 345–353. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007>

Queiroz SNBP, Pacheco MADCM, Sant’ana LP, Da Cruz CC, Oliveira CNS, Sincurá YR, Baracho AO, Souza JP, Rech AR. 2019. Polinizadores e visitantes florais da Cadeia do Espinhaço: o estado da arte. *Revista Espinhaço UFVJM* 7(2): 12–26. <http://www.revistaespinhaco.com/index.php/journal/article/view/220>

Rodrigues LC, Rodrigues M. 2014. Flowers visited by hummingbirds in the open habitats of the southeastern brazilian mountaintops: species composition and seasonality. *Brazilian Journal of Biology* 74(3): 659-676. <http://dx.doi.org/10.1590/bjb.2014.0097>

Rosas-Guerrero V, Aguilar R, Martén-Rodríguez S, Ashworth L, Lopezaraiza-Mikel M, Bastida JM, Quesada M. 2014. A quantitative review of pollination syndromes: Do floral traits predict effective pollinators? *Ecology Letters* 17(3): 388–400. <https://doi.org/10.1111/ele.12224>

Sazima I, Vogel S, Sazima M. 1989. Bat pollination of *Encholirium glaziovii*, a terrestrial bromeliad. *Plant Systematics and Evolution* 168: 167-179. <https://link.springer.com/article/10.1007/BF00936097>

Sazima M. 1977. Hummingbird Pollination of *Barbacenia flava* (Velloziaceae) in the Serra do Cipó, Minas Gerais, Brazil. *Flora* 166(3): 239-247. [https://doi.org/10.1016/S0367-2530\(17\)32141-2](https://doi.org/10.1016/S0367-2530(17)32141-2)

Silveira FAO, Negreiros D, Barbosa N, Buisson E, Carmo F, Carstensen D, Conceição A, Cornelissen T, Echternacht L, Fernandes GW, Garcia Q, Guerra T, Jacobi C, Lemos-Filho JP, Le Stradic S, Morellato LPC, Neves F, Oliveira R, Schaefer C, Viana P, Lambers H. 2016. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. *Plant and Soil* 403: 129–152. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8>

Silveira FAO, Dayrell RLC, Fiorini CF, Negreiros DN, Borba E. 2020. Diversification in Ancient and Nutrient-Poor Neotropical Ecosystems: How Geological and Climatic Buffering Shaped Plant Diversity in Some of the World’s Neglected Hotspots. In: Rull V, Carnaval AC (eds) *Neotropical Diversification: Patterns and Processes*. New York: Springer. 329-368.

Soares NC, Morellato LPC. 2018. Crepuscular pollination and reproductive ecology of *Trembleya laniflora* (Melastomataceae), an endemic species in mountain rupestrian grasslands. *Flora* 238: 138-147. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2016.12.005>

Tylianakis JM, Didham RK, Bascompte J, Wardle DA. 2008. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters* 11: 1351–1363. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01250.x>

Tylianakis JM, Laliberté E, Nielsen A, Bascompte J. 2010. Conservation of species interaction networks. *Biological Conservation* 143(10):2270–2279. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.004>

Vamosi JC, Vamosi SM. 2010. Key innovations within a geographical context in flowering plants: towards resolving Darwin’s abominable mystery. *Ecology Letters* (10):1270-9. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01521.x>.

Van der Niet T, Peakall R, Johnson SD. 2014. Pollinator-driven ecological speciation in plants: new evidence and future perspectives. *Annals of Botany* 113(2): 199–212. <https://doi.org/10.1093/aob/mct290>

Vasconcelos TNC, Alcantara S, Andrino CO, Forest F, Reginato M, Simon MF, Pirani JR. 2020. Fast diversification through a mosaic of evolutionary histories characterizes the

endemic flora of ancient Neotropical mountains. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 287: 20192933. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2019.2933>

Veldman J, Buisson E, Durigan G, Fernandes G, Le Stradic S, ... Bond W. 2015. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:154–162. <https://doi.org/10.1890/140270>

Vieira BC, Salgado AAR, Santos LJC. 2015. *Landscapes and landforms of Brazil*. London: Springer.

Wardhaugh CW. 2015. How many species of arthropods visit flowers? *Arthropod-Plant Interactions* 9(6): 547–565. <https://doi.org/10.1007/s11829-015-9398-4>

Waser NM, Chittka L, Price MV, Williams NM, Ollerton J. 1996. Generalization in pollination systems, and why it matters. *Ecological Society of America*, 77(4): 1043–1060. <https://doi.org/10.2307/2265575>

Wolowski M, Agostini K, Rech AR, Varassin IG, Maués M, Freitas L, Carneiro LT, Bueno RO, Consolaro H, Carvalheiro L, Saraiva AM, Silva CI, Padgurschi MCG, org. 2019. *Relatório temático sobre Polinização, Polinizadores e Produção de Alimentos no Brasil: BPBES/REBIPP*. São Carlos, SP: Editora Cubo. <http://doi.org/10.4322/978-85-60064-83-0>

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No primeiro capítulo, encontramos uma predominância de abelhas e beija-flores como polinizadores, assim como a predominância dos sistemas de polinização relacionados aos voadores de longa distância que são necessários para garantir a polinização cruzada nesta paisagem distribuída como um arquipélago, com populações de plantas restritas localmente, sustentado pela teoria de OCBIL. Também encontramos uma grande representatividade de polinização pelo vento, como esperado para essa vegetação montanhosa, marcada pela presença de gramíneas, principalmente, ao considerarmos a avaliação dos sistemas de polinização da coleta sistemática de plantas. Apontamos ainda a importância da existência de um critério de acurácia para a determinação do sistema de polinização, assim como a avaliação dos sistemas de polinização de forma sistemática para testar padrões e processos envolvidos.

Ao avaliar os sistemas de polinização ao longo do gradiente de altitude, encontramos que a polinização pelo vento e abelhas é predominante. Sendo que a polinização pelo vento, pequenas abelhas e por moscas aumentam com a altitude enquanto a polinização que depende dos voadores de longa distância não se altera. Nós também encontramos um padrão, até então não demonstrado para montanhas antigas, que é o aumento significativo da polinização por moscas com o aumento da altitude. Em relação aos diferentes tipos de vegetação, vimos que a polinização de longa distância está associada aos afloramentos rochosos, que estão mais isolados na paisagem. A polinização por pequenas abelhas e vento predomina na matriz dominante de campo e a polinização por diversos animais está mais associada à vegetação de cerrado.

Em relação ao segundo capítulo, encontramos que a rede de interação entre as plantas e polinizadores de *campo rupestre* está organizada de forma aninhada e modular, porém, ao realizarmos a simples simulação com a retirada da espécie de abelha introduzida *Apis mellifera*, a rede perde a significância de modularidade. Esta espécie introduzida atua como supergeneralista, sendo este um papel providencial para a coesão dos módulos e a conexão entre eles. *Apis mellifera* também atua como polinizadora junto com outras espécies nativas na Serra do Cipó, indicando que a sua possível retirada não afetaria a reprodução de plantas generalistas. Dessa forma, o efeito da *A. mellifera* em *campo rupestre* é um assunto que ainda demanda maiores investigações.

Os polinizadores com papéis principais na rede, que são considerados voadores de longa distância e essenciais para a conexão e evolução desta vegetação em arquipélago, são as abelhas

grandes que atuam como hub da rede e conectoras, importantes para a manutenção do padrão modular da rede. Pequenos insetos como formigas e pequenas abelhas também se destacaram no papel de conectoras da rede, porém, o papel das formigas como polinizadoras efetivas é controverso. Em relação ao papel das espécies de planta para a manutenção do padrão modular, encontramos que as principais espécies possuem o sistema de polinização por abelhas, mas são flores visitadas por quase todos os grupos funcionais de polinizadores. Por ser uma espécie abundante na Serra do Cipó, a supergeneralista *Aspilia jolyana* (Asteraceae) é a espécie que se destaca. Também apontamos que espécies com o sistema de polinização por beija-flores funcionam como conectoras. Portanto, apesar dos beija-flores não apresentarem papel central na rede de interações, as plantas por eles polinizadas são importantes para a manutenção da estrutura da rede.

A extensa base de dados de interação entre plantas e polinizadores aqui apresentada, concentra informações relevantes que podem ser utilizadas com propósitos de ampliar o conhecimento da dinâmica de comunidades, evolução, práticas de conservação e conhecimento dos serviços ecossistêmicos do *campo rupestre*. Estudos futuros podem abordar a distância percorrida pelo pólen, entrando em maiores detalhes como ocorre o fluxo gênico nesta paisagem em arquipélago com plantas que apresentam restrições na dispersão de sementes. Os sistemas de polinização que aqui apontados como “bimodais” também merecem futuras investigações, principalmente em relação às espécies que são polinizadas pelo vento e insetos, o que pode nos prover informações cruciais para o entendimento dos padrões de diversificação desta vegetação montanhosa.

Propomos que estratégias de conservação considerem as espécies que atuam como principais para a manutenção das principais características da rede para que sejam mais resilientes a distúrbios. Propomos que estratégias de conservação considerem principalmente as espécies que possuem papel principal na rede e já estão avaliadas como ameaçadas ou quase ameaçadas e que sejam endêmicas de *campo rupestre*. Reforçamos a necessidade de estudos para entender o efeito da espécie introduzida *Apis mellifera* a partir de simulações de rede de interação que considerem a reconexão entre as espécies ou até mesmo com experimentos de exclusão da invasora. Por fim, por se tratar de uma vegetação estacional, sugerimos a avaliação de um ano completo de interações para entender se o papel das espécies se altera em diferentes estações do ano.