



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS ERECHIM
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
AMBIENTAL**

LILIANE KEREN DERINGER

**RECURSOS VEGETAIS CHAVE PARA A FAUNA DE VERTEBRADOS NOS
BIOMAS BRASILEIROS**

ERECHIM

2023

LILIANE KEREN DERINGER

**RECURSOS VEGETAIS CHAVE PARA A FAUNA DE VERTEBRADOS NOS
BIOMAS BRASILEIROS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), como requisito parcial para obtenção do título de Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Orientador: Dr. Paulo Afonso Hartmann

Coorientador: Dr. Juliano A. Bogoni

ERECHIM

2023

Bibliotecas da Universidade Federal da Fronteira Sul - UFFS

Deringer, Liliane Keren
RECURSOS VEGETAIS CHAVE PARA A FAUNA DE VERTEBRADOS
NOS BIOMAS BRASILEIROS / Liliane Keren Deringer. --
2023.
129 f.:il.

Orientador: Doutor Paulo Afonso Hartmann
Co-orientador: Doutor Juliano André Bogoni
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da
Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ciência e
Tecnologia Ambiental, Erechim,RS, 2023.

1. . I. Hartmann, Paulo Afonso, orient. II. Bogoni,
Juliano André, co-orient. III. Universidade Federal da
Fronteira Sul. IV. Título.

LILIANE KEREN DERINGER

**RECURSOS VEGETAIS CHAVE PARA A FAUNA DE VERTEBRADOS NOS
BIOMAS BRASILEIROS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) como requisito parcial para obtenção do grau de Mestra em Ciência e Tecnologia Ambiental.

Este trabalho foi defendido e aprovado pela banca em 28/04/2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Paulo Afonso Hartmann - UFFS

Orientador

Dr. Juliano A. Bogoni - UFMS

Coorientador

Prof. Dr. Daniel Galiano – UFFS

Membro interno

Prof. Dr. Huilquer Francisco Vogel - UNESPAR

Membro externo

Agradecimentos

A minha mãe Adriana Bohrer, por ser a maior incentivadora dos meus estudos. Sua incansável dedicação e apoio me tornou Mestre. Amo você!

A minha amada “mana” Jéssica Aline Deringer Schuldz, por existir, agora com nossa Helena, e por sempre acreditar e apoiar meus sonhos. Amo você!

A minha querida sobrinha Rafaelly Victória de Souza, por ser fonte diária de inspiração e meu orgulho. Obrigada por tudo, eu amo você!

A todos os meus familiares (meus avós, tios, tias, primos e primas), por apoiarem e torcerem pelo meu sucesso. Amo vocês!

Ao Tiago Silva, por segurar a barra pesada por mais de 30 dias em Porto União, SC durante meu campo na Caatinga. Sou imensamente grata também a sua esposa Josi e a sua filha Laurinha por todo o carinho e amor demonstrado. Obrigada por tudo! Amo vocês!

Ao Argemiro e a Maria, por toda a preocupação amorosa e inestimável ajuda em momentos difíceis. Sou muito grata e feliz, por ter vocês como amigos! Amo vocês!

A Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), ao Laboratório em Ecologia e Conservação e ao Corpo Docente por permitirem e tornarem viável cursar o mestrado durante a pandemia de Covid-19.

Ao apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Ao orientador Dr. Paulo Afonso Hartmann, por todos os valiosos ensinamentos, oportunidade, preocupação, orientação, paciência e principalmente pela confiança depositada no desafio de realizar o campo na Caatinga, durante a pandemia.

Ao coorientador Dr. Juliano A. Bogoni, pela arte de ensino e pelo “poder de fogo”. Também sou grata, pela orientação, sanar minhas dúvidas, me ensinar R e estatísticas, hospitalidade, incentivo, paciência e por me inspirar pela sua simplicidade e humildade, a seguir em frente.

Aos membros da banca examinadora da dissertação Prof. Dr. Daniel Galiano (UFFS) e o Prof. Dr. Huilquer Francisco Vogel (UNESPAR), por terem aceitado o convite de contribuir com esse trabalho, na banca de qualificação e defesa final.

Aos colegas da Pós-Graduação (2021.1): Everaldo Mello de Almeida, Jaqueline Fátima Ambrosio, João Paulo Giacomini, Maico André Michelin Bagnara, Matheus do Nascimento Petter e Taís Regina Ecco Casasola. Em especial, à Jaque e ao Mateus por estarem sempre à disposição.

A querida Cláudia (Dra. Cláudia Sofia Guerreiro Martins - UNIVASF), por toda a ajuda prestada, hospitalidade, paciência, sempre esclarecendo dúvidas, auxiliando ao máximo possível nos campos da Caatinga e me apresentando Petrolina - PE, Juazeiro, BA, Curaçá, BA, Euclides da Cunha, BA e Canudos, BA. Obrigada por tudo!

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), pela autorização de pesquisa nas Unidades de Conservação (UCs). À oportunidade de conhecer e estar com os colegas do ICMBio (Dra. Camile Lugarini, Tatiane Alves e Antony Pietro Dos Santos Martins) em Curaçá, BA. Em especial, agradeço ao Pietro pela disponibilidade e ajuda prestada em campo, amizade, apoio, boas risadas e troca de experiências (nos riachos temporários da Caatinga).

*Ao Martin Guth, pelo convite e a oportunidade de conhecer pessoalmente as ararinhas-azuis (*Cyanopsitta spixii*), juntamente com a equipe do ACTp (Association for the Conservation of threatened parrots e.V.) e ICMBio durante as expedições na Caatinga. Em especial, ao Dr. Cromwell Purchase e sua esposa (Candice Purchase) pela hospitalidade na sede em Curaçá, BA.*

Ao Projeto Jardins da Arara-Azul-de-Lear (Dalila e Aliomar), pelo privilégio de fazer campo no Raso da Catarina, juntamente com Lourinho Reis (melhor guia) e os colegas da UNIVASF (Universidade Federal do Vale do São Francisco, Campus de Petrolina).

A hospitalidade do MSc. Adler Santana de Medeiros (UNIVASF) e sua esposa (Edjane Damasceno) em Curaçá, BA para realizar o campo.

A hospitalidade de Celita Bogoni e Juarez Bogoni em Ipumirim, SC para realizar as análises de dados.

A todos os professores que passaram pela minha vida e contribuíram com a minha formação. Em especial, aos professores do Colegiado de Ciências Biológicas da UNESPAR (Universidade Estadual do Paraná, Campus União da Vitória) por todo o apoio, incentivo e empréstimo de equipamentos para realização do trabalho de campo (Dr. Alcemar R. Martello, Dr. Huiquer F. Vogel e Dr. Sérgio Bazilio). Sou grata a grande professora Dani (Dra. Daniela Roberta Holdefer), por todo o conhecimento em Ecologia e sua extrema exigência acadêmica/científica na graduação.

A Juliana Aquino Andrade, por toda a ajuda prestada direto da África do Sul.

Ao Dr. Thiago Vidotto (USP), por todas as publicações científicas em sua página (Word-air) e cursos gratuitos.

Por fim, a todos aos colegas acadêmicos: Alan Deivid Pereira (UNESPAR), Anesio da Cunha Marques (ICMBio), Carlos Eduardo Belz (UFPR), Cleria Mello (UNESPAR), Daniela dos Santos (UNESPAR), Felipe Wagner Kukla (UNESPAR), Guilherme Ferrera (UFFS), Henrique José Schipanski (UFPR), Juliana Mattiuci Palagi Tavares (UFPR), Karla Letícia Ferreira (UNESPAR), Mariana C. Mudrek (SENAC), Mariana Guedes Ribeiro Thiago (UNIRIO), Oriel Herrena Bonila (UECE), Rafael Iasczczaki (UFV), Rafael M. Hoffmann (UNESPAR), Rafael S. Nascimento (MZUSP), Sandro Daniel Drosdoski (UEM), Talita Miranda (UNESPAR) e a Thalia Muller (UNESPAR), que direta ou indiretamente, possibilitaram a realização deste trabalho.

Quando olho para trás e vejo tudo o que já passei, nesses 20 anos de educação pública (2003-2023), fica claro que nada disso seria possível sem a colaboração de cada um de vocês. A todos, meu muito obrigada!

APRESENTAÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação intitulada “Recursos vegetais chave para a fauna de vertebrados nos biomas brasileiros” foi desenvolvida no âmbito do Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), da Universidade Federal da Fronteira Sul, Campus Erechim, Rio Grande do Sul. O PPGCTA faz parte da área 49 da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Ciências Ambientais (CiAmb), que tem por objetivo produzir e discutir conhecimentos de forma interdisciplinar. No PPGCTA o estudo está associado a área de concentração “Produção Sustentável e Conservação Ambiental” e a linha de pesquisa “Conservação do Recursos Naturais”. Esta dissertação está vinculada ao Laboratório de Ecologia e Conservação e ao Grupo de Pesquisa Biodiversidade e Conservação da Fauna – GPCON. Os projetos desenvolvidos devem proporcionar o acúmulo de dados para avaliação e análise das relações resultantes da interface entre ambiente e desenvolvimento. Os estudos englobam teses, dissertações, trabalhos de conclusão de curso e de iniciação científica.

O presente estudo está estruturado em dois capítulos com objetivos diferentes, mas com abordagens complementares. O capítulo 1 teve por objetivo avaliar e mensurar a ecologia de interações entre aves e um dos principais recursos vegetais (*Cereus jamacaru*: mandacaru) no bioma Caatinga. Para tal, foram realizadas amostragens das interações entre o mandacaru e aves no bioma Caatinga. A Caatinga apresenta a formação vegetal mais restrita, explorada e ameaçada do Brasil. As duas áreas de estudo compreendem as mais recentes Unidades de Conservação criadas na Caatinga, por essa razão esse trabalho gera cenários pioneiros de interação entre mandacaru e a avifauna. O capítulo 2 teve por objetivo identificar espécies vegetais *hubs* capazes de manter e estruturar a diversidade de vertebrados homeotermos (aves e mamíferos) nos biomas brasileiros. Para este segundo capítulo foram obtidos dados, por meio de revisão da literatura, para identificar espécies de plantas que atendam empiricamente os pressupostos de espécie-chaves na estruturação de comunidades de aves e mamíferos. Vale salientar que os biomas brasileiros vêm sofrendo com pressões antrópicas e, conseqüentemente, têm sido apagados aspectos da história natural ainda não revelados, como as espécies-chave ou *hubs* (i.e., espécies com interações ecológicas preponderantes dentro da teia

alimentar). Neste sentido, esse estudo beneficia todos os biomas brasileiros, pois gera cenários de distribuição de plantas *hubs* e da fauna associada.

Os resultados dessa dissertação poderão, além de subsidiar outras pesquisas, gerar previsões de como os vertebrados homeotermos foram e são influenciados pelos processos de distribuição e abundância dos indivíduos; conhecer como o sucesso reprodutivo das espécies *hubs* é influenciado pela fauna; e como a disponibilidade de recursos oriundos das espécies vegetais estruturam as comunidades dos vertebrados homeotermos temporal e espacialmente.

RESUMO

O Brasil tem escala continental, é o maior país tropical e contém seis biomas (Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal). A Caatinga, bioma exclusivamente distribuído em território brasileiro, tem rica biodiversidade e é um dos biomas mais ameaçado do país. Na Caatinga, o cacto *Cereus jamacaru* D.C é uma espécie abundante e possivelmente um dos principais recursos de sustentação da teia alimentar de vertebrados homeotermos do bioma. Assim como o *C. jamacaru* na Caatinga, em outros biomas brasileiros existem espécies vegetais que são fundamentais (i.e., *hubs*) para a estruturação trófica das comunidades de vertebrados homeotermos. Os vertebrados homeotermos são importantes polinizadores, predadores e dispersores de frutos e sementes e estão ameaçados pela perda e degradação de habitats. Os objetivos desse estudo foi (1) avaliar e mensurar a ecologia de interações entre as assembleias de aves induzida pela frutificação de um dos principais recursos vegetais remanescente do bioma Caatinga (*Cereus jamacaru*: mandacaru), e (2) identificar — para os demais biomas brasileiros — espécies vegetais *hubs* capazes de manter e estruturar a diversidade de homeotermos. Para atingirmos estes objetivos utilizamos diferentes métodos de coleta de dados. Para o primeiro objetivo, abordado no capítulo 1, avaliamos, por meio de armadilhas fotográficas as redes de interações entre aves e o mandacaru na Caatinga. Para o segundo objetivo, abordado no capítulo 2, foram coletados dados publicados sobre espécies *hubs* e sua associação com a fauna de vertebrados (mamíferos e aves) nos seis biomas brasileiros, por meio de ferramentas de indexação usando palavras-chave. Nossos resultados principais apresentam que *Acca sellowiana*, *Araucaria angustifolia*, *Bertholletia excelsa*, *Butia* sp., *Cereus jamacaru*, *Euterpes edulis*, *Ficus* sp., *Syagrus romanzoffiana* atuam como espécies *hubs*. Com esse trabalho, se contribui para o conhecimento da ecologia e conservação das espécies vegetais em associação com vertebrados homeotermos nos biomas brasileiros.

Palavras-chave: Interações; *Hubs*; Frutificação; Redes tróficas; Conservação.

ABSTRACT

Brazil has a continental scale, is the largest tropical country, and contains six biomes (Amazon, Caatinga, Cerrado, Atlantic Forest, Pampa, and Pantanal). The Caatinga, a biome distributed exclusively in Brazilian territory, has a rich biodiversity and is one of the most threatened biomes in the country. In the Caatinga, the cactus *Cereus jamacaru* D.C is an abundant species and possibly one of the main resources for sustaining the food web of homeothermic vertebrates in the biome. Like the *C. jamacaru* in the Caatinga, in other Brazilian biomes, plant species are fundamental for the trophic structure of homeothermic vertebrate communities. Homeothermic vertebrates are important pollinators, predators, and dispersers of fruits and seeds and are threatened by habitat loss and destruction. The objectives of this study were (1) to evaluate and measure the ecology of happy among bird assemblages induced by the fruiting of one of the main remaining plant resources of the Caatinga biome (*Cereus jamacaru*: mandacaru), and (2) to identify — for the other biomes Brazilians — hub plant species capable of maintaining and structuring the diversity of homeotherms. To achieve these goals, we use different data collection methods. For the first objective, in Chapter 1, we evaluated, using camera traps, the transition networks between birds and the mandacaru in the Caatinga. For the second objective, exactly in chapter 2, published data on hub species and their association with the vertebrate fauna (mammals and birds) in the six Brazilian biomes were collected through indexing tools using keywords. Our main results show that *Acca sellowiana*, *Araucaria angustifolia*, *Bertholletia excelsa*, *Butia* sp., *Cereus jamacaru*, *Euterpes edulis*, *Ficus* sp., *Syagrus romanzoffiana* act as hub species. This work contributes to the knowledge of the ecology and conservation of plant species in association with homeothermic vertebrates in Brazilian biomes.

Keywords: Interactions; Hubs; Fruiting; Trophic networks; Conservation.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1	52
Ecological interactions between <i>Cereus jamacaru</i> and birds in the Caatinga ..	52
Figure 01. Focal individual of <i>Cereus jamacaru</i> with the presence of fruits in the study area in the semi-arid Caatinga, in northeastern Brazil.....	57
Figure 02. Interaction network between birds and <i>Cereus jamacaru</i> in the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) and the Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS), in northeastern Brazil.....	62
Figure 03. Null distribution of modularity of birds and <i>Cereus jamacaru</i> interactions in the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) and the Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS), in northeastern Brazil.	63
Figure 04. Redundancy analysis (RDA) of avifauna and <i>Cereus jamacaru</i> in the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) and the Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS), in northeastern Brazil. (<i>Paroania dominicana</i> – in red, <i>Cyanorax cyanopon</i> – in green, <i>Agelaioides fringillarius</i> – in grey, <i>Primolius maracana</i> – in white, <i>Mimus saturninus</i> – in yellow, <i>Eupsittula cactorum</i> – in purple).	64
Figure 05. Modularity of avifauna and <i>Cereus jamacaru</i> in the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) and the Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS), in the in northeastern Brazil.....	65
Capítulo 2	82
Recursos vegetais-chaves para vertebrados homeotermos nos biomas brasileiros	82
Figura 01. Localização dos pontos de ocorrência de possíveis espécies hubs obtidos por meio revisão de literatura nos biomas do Brasil.....	90
Figura 02. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e <i>Acca sellowiana</i> na Mata Atlântica e do Pampa brasileiro. S10, S11, S13, S14, S12, referente aos indivíduos-focais de <i>Acca sellowiana</i>	91
Figura 03. Modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Acca sellowiana</i> na Mata Atlântica e o Pampa brasileiro.....	92
Figura 04. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e a <i>Araucaria angustifolia</i> na Mata Atlântica brasileira. S1, S8, S5, S7, S3, S6, S2, S4, S5, S9, referente aos indivíduos-focais de <i>Araucaria angustifolia</i>	93

Figura 05. Modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Araucaria angustifolia</i> na Mata Atlântica brasileira.	94
Figura 06. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e <i>Bertholletia excelsa</i> na Amazônia brasileira. S86, S87, S89, S85, S88, referente aos indivíduos-focais <i>Bertholletia excelsa</i>	95
Figura 07. Modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Bertholletia excelsa</i> na Amazônia brasileira.	95
Figura 08. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e a <i>Butia</i> sp. nos biomas brasileiros. S79, S81, S80, S84, S82, S83, referente aos indivíduos-focais de <i>Butia</i> sp.	96
Figura 09. Modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Butia</i> sp. nos biomas brasileiros.	97
Figura 10. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e <i>Cereus jamacaru</i> na Caatinga brasileira. S15, S25, S18, S16, S19, S24, S23, S17, S20, S21, S22, referente aos indivíduos-focais de <i>Cereus jamacaru</i>	98
Figura 11. Modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Cereus jamacaru</i> na Caatinga.	99
Figura 12. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e <i>Euterpes edulis</i> na Mata Atlântica brasileira. S38, S32, S37, S33, S34, S35, S40, S41, S31, S42, S39, S30, S44, S43, S26, S27, S28, S48, S45, S46, S36, S47, S49, S50, S51, S52, S53, referente aos indivíduos-focais de <i>Euterpes edulis</i>	100
Figura 13. Modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Euterpes edulis</i> na Mata Atlântica brasileira.	101
Figura 14. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e a <i>Ficus</i> sp. nos biomas brasileiros. S90, S91, S92, S93, S96, S94, S95, referente aos indivíduos-focais de <i>Ficus</i> sp.	102
Figura 15. Modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Ficus</i> sp. nos biomas brasileiros.	103
Figura 16. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e <i>Syagrus romanzoffiana</i> ao longo dos biomas brasileiros. S76, S55, S57, S56, S54, S73, S60, S75, S58, S59, S61, S62, S63, S64, S65, S66, S67, S68, S69, S70, S71, S72, S74, S77, S78, referente aos indivíduos-focais de <i>Syagrus romanzoffiana</i>	104
Figura 17. Modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Syagrus romanzoffiana</i> ao longo dos biomas brasileiros.	105

APÊNDICES

Apêndice 01. Presença de caprinos na área de estudo na Caatinga, no nordeste do Brasil.....	114
Apêndice 02. Distribuição nula de modularidade vertebrados homeotermos e <i>Acca sellowiana</i> na Mata Atlântica e o Pampa brasileiro.	114
Apêndice 03. NODF modularidade vertebrados homeotermos e <i>Acca sellowiana</i> na Mata Atlântica e Pampa brasileiro.....	115
Apêndice 04. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Araucaria angustifolia</i> na Mata Atlântica brasileira.....	115
Apêndice 05. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Araucaria angustifolia</i> na Mata Atlântica brasileira.	116
Apêndice 06. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Bertholletia excelsa</i> na Amazônia brasileira.	116
Apêndice 07. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Bertholletia excelsa</i> na Amazônia brasileira.....	117
Apêndice 08. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Butia sp.</i> , nos biomas brasileiros.....	117
Apêndice 09. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Butia sp.</i> , nos biomas brasileiros.	118
Apêndice 10. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Cereus jamacaru</i> na Caatinga.....	118
Apêndice 11. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Cereus jamacaru</i> na Caatinga.....	119
Apêndice 12. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Euterpes edulis</i> na Mata Atlântica brasileira.....	119
Apêndice 13. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Euterpes edulis</i> na Mata Atlântica brasileira.	120
Apêndice 14. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Ficus sp.</i> , nos biomas brasileiros.....	120
Apêndice 15. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Ficus sp.</i> , nos biomas brasileiros.	121
Apêndice 16. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Syagrus romanzoffiana</i> , nos biomas brasileiros.....	121

Apêndice 17. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e <i>Syagrus romanzoffiana</i> , nos biomas brasileiros.....	122
Apêndice 18. Dados de literatura das espécies <i>Hubs</i>	124

SUMÁRIO

1 Introdução.....	13
1.1 <i>Interação animal-planta.....</i>	13
1.2 <i>Conceito de espécie-chave.....</i>	14
1.3 <i>Biomass brasileiros e principais ameaças a conservação.....</i>	16
1.3.1 <i>Amazônia.....</i>	17
1.3.2 <i>Caatinga.....</i>	18
1.3.3 <i>Cerrado.....</i>	20
1.3.4 <i>Mata Atlântica.....</i>	21
1.3.5 <i>Pampa.....</i>	22
1.3.6 <i>Pantanal.....</i>	23
1.4 <i>Defaunação dos biomas brasileiros.....</i>	24
1.5 <i>Potenciais recursos-chaves nos biomas brasileiros.....</i>	26
1.5.1 <i>Amazônia.....</i>	26
1.5.2 <i>Caatinga.....</i>	26
1.5.3 <i>Cerrado.....</i>	27
1.5.4 <i>Mata Atlântica.....</i>	27
1.5.5 <i>Pampa.....</i>	28
1.5.6 <i>Pantanal.....</i>	28
1.6 <i>Proposta do estudo.....</i>	28
2 Objetivo.....	30
2.1 <i>Objetivo geral.....</i>	30
2.1.1 <i>Objetivo Capítulo 1.....</i>	30
2.1.1.1 <i>Objetivos específicos Capítulo 1.....</i>	30
2.1.2 <i>Objetivo Capítulo 2.....</i>	30
2.1.2.1 <i>Objetivos específicos Capítulo 2.....</i>	30
Referências.....	32
Capítulo 1.....	52
Ecological interactions between <i>Cereus jamacaru</i> and birds in the Caatinga ..	52
1 Introduction.....	54
2 Materials and methods.....	56
2.1 <i>Study area.....</i>	56
2.2 <i>Data collection.....</i>	56

2.2.1 Sampling design and effort.....	56
2.2.2 Co-variables for environment and land use and cover	58
2.3 Data analysis.....	59
2.3.1 Regression models.....	59
2.4 Network analysis	59
2.5 Redundancy Analysis	60
3 Results	60
4 Discussion	65
References	70
Capítulo 2.....	82
Recursos vegetais-chaves para vertebrados homeotermos nos biomas brasileiros	82
1 Introdução.....	84
2 Materiais e métodos	86
2.1 Coleta de dados	86
2.1.1 Área de estudo.....	86
2.1.2 Identificação de espécies vegetais hubs para os biomas brasileiros	87
2.2 Análise de rede	88
3 Resultados	89
3.1 <i>Acca sellowiana</i>	91
3.2 <i>Araucaria angustifolia</i>	92
3.3 <i>Bertholletia excelsa</i>	94
3.4 <i>Butia</i> sp.	96
3.5 <i>Cereus jamacaru</i>	97
3.6 <i>Euterpes edulis</i>	99
3.7 <i>Ficus</i> sp.	101
3.8 <i>Syagrus romanzoffiana</i>	103
4 Discussão	105
Referências	108

1 Introdução

1.1 Interação animal-planta

As interações animal-planta ocorrem de diferentes maneiras e podem afetar a dinâmica populacional e, por consequência, a estruturação espaço-temporal das comunidades biológicas (Vidal et al., 2014; Dáttilo; Rico-Gray, 2018). Estas interações são importantes na manutenção de ecossistemas, pois aumentam a possibilidade do estabelecimento de animais e plantas no ambiente (Howe, 1984). O conjunto de interações possibilita a formação de redes com espécies que desempenham diferentes papéis na dinâmica do ecossistema (Vidal et al., 2014) e são fundamentais para a produção de serviços à humanidade (Jordano et al., 2006).

Recursos vegetais, principalmente frutos e sementes, são fonte primária alimentar de muitos vertebrados homeotermos (Howe, 1986). A disponibilidade e abundância de frutos pode determinar a permanência de animais em um local (Innis, 1989). Para as plantas, o consumo de seus frutos e a dispersão feita por animais pode determinar a expansão e manutenção populacional (Schupp, 1993) e tem potencial para influenciar os padrões de fluxo gênico (Jordano et al., 2006). A dispersão é um processo chave no ciclo de vida das plantas (Howe; Miriti, 2004), especialmente os frutos e sementes dispersos por animais em ambientes tropicais (Jordano, 2000). Embora a influência de cada espécie seja muitas vezes difusa, — devido aos múltiplos mecanismos envolvidos (e.g. co-limitação por predadores e recursos; Power, 1992), — algumas espécies podem mostrar importância estruturadora na dinâmica das comunidades, seja como recurso ou consumidor (Kricher, 2011).

Em ambientes Neotropicais cerca de 90% de plantas lenhosas com a presença de frutos têm sua dispersão feita por vertebrados homeotermos (Vidal et al., 2014; Bogoni; Graipel; Peroni, 2018), de diversos níveis taxonômicos e funcionais, desde escalas locais a regionais (Ojeda, 2013), com importantes papéis regulatórios no funcionamento do ecossistema (Lacher et al., 2019). Por exemplo, na Floresta Ombrófila Densa a taxa dispersão chega a cerca 75% (Almeida-Neto et al., 2008). Desta forma, os dispersores contribuem fortemente para a aptidão das plantas e regeneração florestal (Howe; Smallwood, 1982; Vidal et al., 2014).

Nas florestas tropicais, os recursos vegetais compreendem a maior produtividade líquida do ecossistema pelo amplo espectro de consumidores,

sustentando assim a estrutura trófica (Terborgh, 1986a; Peres, 2000). Nestas florestas, a maioria das sementes das espécies de plantas neotropicais são ingeridas e dispersadas pelos vertebrados homeotermos (Howe; Smallwood, 1982; Pizo; Simão; Galetti, 1995). Assim a remoção de frutos e sementes pelos consumidores geram retornos importantes para a composição e dinâmica florestal a longo prazo (Terborgh, 1992; Barraclough, 2015). Por outro lado, a eventual perda ou redução, de dispersores pode afetar os serviços ecossistêmicos (Levi; Peres, 2013). Os estudos de interações ecológicas são essenciais para elaboração de propostas de ações voltadas à conservação da biodiversidade (Janzen, 1974; Sechrest et al., 2002; Alves et al., 2020).

1.2 Conceito de espécie-chave

O termo “espécie-chave” (*keystone species* - KS) é aplicado de forma ampla em ecologia e conservação (Bogoni et al., 2020a). O conceito foi cunhado inicialmente para descrever espécies de plantas ou animais que têm importância desproporcionalmente alta na estruturação de comunidades e para o funcionamento dos ecossistemas (Paine, 1969). Portanto, as espécies-chave formam populações cuja presença é crítica na manutenção da organização e diversidade da comunidade local (Paine, 1969).

Os “recursos vegetais-chave” (*keystone plant resources* - KPRs) abrangem um dos principais grupos de espécies-chave e são definidos como espécies de plantas que produzem sazonalmente recursos indispensáveis ao funcionamento do sistema (Peres, 2000). A ausência destas espécies poderia levar o ecossistema a um possível colapso (Terborgh, 1986a; 1986b; Howe; Westley, 1988).

As “espécies-chave culturais” (*cultural keystone species* - CKS) são definidas como espécies — ou recursos — com identidade sociocultural, geralmente associada à subsistência das populações humanas locais (Garibaldi; Turner, 2004), como por exemplo, os produtos florestais não-madeireiros (Peres et al., 2003; Guariguata et al., 2017).

O conceito de “espécies culturalmente importantes” (*culturally important species* - CIS) é definida como uma espécie de planta ou animal, que tem papel primordial na cultura das pessoas, como por exemplo, na produção de recursos de subsistência, dieta, materiais, medicina e/ou identidade cultural (Garibaldi; Turner,

2004; Freitas et al., 2019). Podendo assim, fornecer apoio à conservação em escala de paisagem por estar relacionada com um forte patrimônio cultural (Freitas et al., 2019).

Espécies-chave são funcionalmente semelhantes, dominam numericamente a comunidade, geralmente com grande biomassa (Bogoni et al., 2020a). Em função disto, determinam a diversidade de táxons associados, modulando a dinâmica dos nutrientes e da energia em pontos centrais da estrutura da comunidade (Ellison, 2019). Em função de sua abundância e biomassa populacional as espécies-chave são responsáveis por manter a estabilidade da comunidade, normalmente por meio de interações tróficas (Paine, 1969; Bond, 1993). Estas espécies desempenham papéis vitais em comunidades e ecossistemas e interagem intensamente com organismos nativos e espécies recém-chegadas (Power et al., 1996).

A influência destas espécies-chaves na teia alimentar pode estar associada à sua abundância (Power et al., 1996; Kricher, 2011). Assim, plantas que produzem recursos essenciais para a estruturação comunidade, como cascas, flores, frutos, néctar floral e sementes (Terborgh, 1986a; Peres, 2000), podem ser consideradas como 'espécies chaves' ou 'mutualistas fundamentais' (Howe, 1977; Gilbert, 1980; Peres, 2000). Por exemplo, espécies vegetais de dossel expressivo são importantes para a estruturação da fauna de vertebrados (mamíferos e aves), pois ofertam refúgio, alimento e local de reprodução à fauna silvestre (Medeiros; Aloufa, 2016). Neste sentido, o declínio populacional dos recursos-chave pode desencadear redução da capacidade de suporte e de sustentação das populações de vertebrados homeotermos (Howe; Westley, 1988; Whitmore, 1991; Li et al., 2021), podendo conduzir espécies que dependem do recurso a extinções locais (Janzen, 1974; Leighton; Leighton, 1983; Howe, 1984; Terborgh, 1992).

Como espécie-chave pode-se incluir populações que fornecem recursos alimentares para animais durante uma época de escassez de alimento (Bond, 1993; Peres, 2000; Kricher, 2011). Para que o recurso seja considerado um recurso-chave, deve-se considerar a sua importância para os consumidores e na estruturação da comunidade, por meio de fatores como redundância temporal, grau de especificidade do consumidor, confiabilidade e abundância (Peres, 2000).

A redundância temporal (*temporal redundancy* - TR) é definida pelo grau de disponibilidade de um recurso vegetal-chave correspondente com o conjunto de

recursos alimentares alternativos consumidos pelos consumidores (ou seja, fornece recursos durante período de escassez; Peres, 2000).

O grau de especificidade (*consumer specificity* - CS) é definido por uma função inversa da porcentagem de espécies consumidoras em uma assembleia de vertebrados local conhecidas por explorar um suposto recurso vegetal-chave (por exemplo, todas as espécies de vertebrados homeotermos, incluindo >50% de frutas em sua dieta; Peres, 2000).

A confiabilidade de recursos (*resource reliability* - RR) é definida pela viabilidade de um recurso vegetal-chave estar disponível todos os anos para subsistência dos consumidores de um determinado local e, no caso de recursos de baixa redundância, durante períodos anuais de escassez de recursos (Peres, 2000).

A abundância (*resource abundance* - RA) é definida com base na biomassa de um possível recurso vegetal-chave em um determinado local (Peres, 2000).

Os recursos-chave do ponto de vista do consumidor, devem apresentar as seguintes características: produzir recursos sazonais ou anuais (RA) altamente confiáveis (RR) e de baixa redundância, que são apanhados por uma grande proporção (CS) de consumidores primários coexistentes (Peres, 2000). Essas características ecológicas (por exemplo, RA, RR e CS), também estão ligadas a altos níveis de diversidade de plantas em florestas tropicais (Bogoni et al., 2020a), mas que uma vez não testadas a luz dessas características podem ser apenas consideradas *hub* (i.e., espécies potencialmente fundamentais para a estruturação de comunidades de vertebrados; Bogoni et al., 2020a).

1.3 Biomas brasileiros e principais ameaças a conservação

O Brasil conta com ampla extensão territorial, alta diversidade de paisagens, com fauna e flora únicas. O território brasileiro ocupa área de 8.510.345 km² (IBGE, 2023) e uma costa marinha de 3,5 milhões de km², o qual inclui ecossistemas, como recifes de corais, dunas, manguezais, lagoas, estuários e pântanos (MMA, 2023). No território brasileiro são reconhecidos seis biomas terrestres — Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e o Pantanal — que contam com diferentes características físicas, climáticas, geográficas e litológicas (MMA, 2023). O Brasil é um país rico em diversidade, onde são conhecidas mais de 116.000 espécies animais e mais de 46.000 espécies vegetais (MMA, 2023). Destas, cerca de 3.209 espécies

da flora e 1.249 da fauna apresentam algum grau de ameaça de extinção (MMA, 2022a).

A distribuição das espécies ao longo do Brasil é desigual (Marini; Garcia, 2005) e em grande parte concentrada em Unidades de Conservação (UCs; Brasil, 2000). Atualmente são cerca de 2.659 Unidades de Conservação em âmbito federais, estaduais, municipais e particulares, que abrangem cerca de 18% (2.565.366,34 de km²) do território (ICMBio, 2023b). A porcentagem de cada bioma em Unidades de Conservação não é homogênea, pois dessas áreas cerca de 27,98% estão na Amazônia, 10,28% na Mata Atlântica, 8,95% na Caatinga, 8,61% no Cerrado, 4,68% no Pantanal e 2,94% no Pampa (ICMBio, 2023b).

1.3.1 Amazônia

A Pan-Amazônia engloba nove países sul-americanos (Brasil, Paraguai, Bolívia, Peru, Equador, Colômbia, Venezuela, Guiana Francesa e Suriname; ICMBio, 2023a). No Brasil, o bioma abrange uma área de 6.700.000 km² e ocupa cerca de 49% do território brasileiro, integrando dez Estados da federação (Acre, Amapá, Amazonas, Goiás, Pará, Roraima, Rondônia, Mato Grosso, Maranhão e Tocantins; MMA, 2023).

A Amazônia é maior floresta equatorial e possui o mais diversificado bioma do planeta (ICMBio, 2023a). A biodiversidade do bioma é de aproximadamente 40 mil espécies de plantas, mais de 300 espécies de mamíferos e cerca de 1,3 mil espécies de aves (ICMBio, 2022a). A região amazônica influencia globalmente a regulação climática, troca de carbono e balanço energético (Potter et al., 2001; Costa; Foley, 2000; Malhi et al., 2008). A Amazônia é destaque mundial devido sua importância pelas diferentes formações, como terra-firme, floresta de igapó, inundável, as caatingas do Rio Negro, os campos rupestres, nos picos das serras, áreas de savanas, entre outros (Coutinho, 2006).

A exploração da Amazônia em larga escala data a partir de 1960, por estímulo do Estado, se deu pelo processo de ocupação, e consequente degradação ambiental e exploração dos recursos naturais (Becker, 2001). A degradação exógena trouxe mudanças rápidas na cobertura da terra (Skole et al., 1994) devido a extração predatória dos recursos florestais, seguidos pela substituição por áreas de pastagem ou agricultura (Vieira; Silva; Toledo, 2005). Grande parte da devastação ocorreu pela

valorização momentânea comercial, em nível nacional e internacional (Becker, 2004) e impulsionadas nos anos 1970 por projetos governamentais (Skole et al., 1994). Por outro lado, na década de 1990 iniciou políticas de conservação dos recursos naturais, contudo isso ainda não conseguiu impedir a crescente destruição ambiental (Ferreira; Ferreira; Miziara, 2007).

A população na Amazônia brasileira está estimada em 4.269.995 de habitantes (IBGE, 2021), esses por sua vez, necessitam de obras de infraestrutura, como por exemplo, rodovias (Fearnside; Alencastro, 2006), barragens, projetos de mineração e outros. Entretanto tais obras de infraestrutura contribuem para a degradação da floresta amazônica, tornando inevitável conflitos entre a preservação ambiental e o desenvolvimento econômico (Homma, 2001; Fearnside; Alencastro, 2006). Além disso, o bioma vem sofrendo por inúmeros impactos, como desmatamento (por corte raso), queimadas e incêndios florestais, decorrentes da expansão agropecuária e de atividades madeireiras e de mineração (Nepstad et al., 2008; Matricardi et al., 2010).

O bioma Amazônia é um depósito global crítico de carbono (Fearnside, 1997), que contém em média, 460 toneladas de biomassa por hectare, o que corresponde a 230 toneladas de carbono fixado nos tecidos vegetais (Fearnside, 1997). Por consequência, o desmatamento da Amazônia, afeta a diminuição da absorção do CO² da atmosfera (Gatti et al., 2021).

Há décadas, os desmatamentos que ocorrem na Amazônia vêm sendo mapeados por imagens de sensores orbitais (Ferreira; Ferreira; Miziara, 2007). O Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) revelou que no ano de 2022 o desmatamento na Amazônia teve alto índice, compreendendo 10.267 km² de área desmatada (INPE, 2023). Todas essas causas certamente afetaram a biodiversidade da Amazônia (Gatti et al., 2021). Desta forma, se faz necessário o estabelecimento de Unidades de Conservação, além de terras indígenas que auxiliam na preservação ambiental (Soares-Filho et al., 2010; Laurance et al., 2012; Bogoni et al., 2023).

1.3.2 Caatinga

A Caatinga é um bioma exclusivo do Brasil, que ocupa cerca de 10% do território nacional e se distribui principalmente pela na região Nordeste (Estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Maranhão, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte, Sergipe), e está presente no Sudeste, no norte de Minas Gerais (Pádua, 2009; Silva

et al., 2017; Fernandes; Queiroz, 2018; Jatobá, 2019). No passado a paisagem da Caatinga era considerada estruturalmente homogênea, pela crença que esse bioma seria o resultado da degradação de outras formações vegetais mais exuberante como a Amazônica ou a Mata Atlântica (Pádua, 2009). No entanto, estudos mostram que a Caatinga é um grande centro de biodiversidade e de endemismo (Ferraz et al., 2013). São conhecidas 548 espécies de aves (Garda et al., 2018) e 183 espécies de mamíferos ($\cong 11$ são endêmicas; Carmignotto; Astúa, 2017), além de 4.322 espécies de plantas com sementes ($\cong 744$ são endêmicas; Forzza et al., 2012).

A presença humana da Caatinga, data do final do Pleistoceno e início do Holoceno, havendo fortes evidências paleoambientais de exploração de recursos para o consumo, incluindo vários animais, como mamíferos (*Ozotoceros bezoarticus*, *Tayassu tajacu*, *Cabassous tatouay*, *Euphractus sexcinctus*, *Dasypus novemcinctus*, *Alouatta caraya*, *Cebus apella*, *Hydrochaeris hydrochaeris*), répteis (*Tupinambis teguixin*, *Ameiva ameiva*), peixes, aves e gastrópodes (Bueno; Dias, 2015). Existem também evidências de consumo de frutos (*Syagrus oleracea*, *Syagrus romanzoffiana*, *Orbignya sp.*, *Caryocar brasiliense*; Jacobus, 2003; Schmitz; Rosa; Bitencourt, 2004; Martin, 1997; Bueno; Dias, 2015). Todas essas evidências revelam que, no passado, a Caatinga abrigou uma ampla diversidade de vertebrados homeotermos e plantas frutíferas, atualmente substituídas em grande parte por rebanhos de ungulados não-nativos (Apêndice 01).

Na chegada dos europeus ao Brasil a partir do século XVI, a população na Caatinga era estimada a 100.000 pessoas (Hemming, 1978). O processo de colonização ocorreu pela expulsão e massacre dos povos indígenas, com o objetivo da ocupação europeia do território (Andrade, 1998; Puntoni, 2002; Pádua, 2009). No século XVII iniciou-se o processo de degradação da Caatinga, principalmente pela expansão da agricultura e pecuária (Hemming, 1978).

A introdução de rebanhos (cabrito, ovelha, boi, bode e outros) na Caatinga, possui influência cultural (Araújo-Filho, 2013). A exportação de produtos de couro e carne de charque se iniciou de forma intensa (Araújo-Filho, 2013). De forma, a pecuária se tornou a principal atividade no bioma Caatinga, com o uso da vegetação nativa para a alimentação dos animais (Moreira et al., 2007). Gerando impactos na composição da flora nativa, desde o herbáceo até o extrato arbóreo-arbustivo (Pádua, 2009). Além do uso do fogo, como técnica de “renovar” os pastos, que por consequência secam os terrenos, provocam a morte de animais e plantas (Moreira et

al., 2007). Todas essas práticas ocasionam grandes transformações no ecossistema, e são os principais obstáculos para a recuperação da biota da Caatinga (Araújo-Filho, 2016).

A paisagem atual da Caatinga apresenta forte influência do seu histórico de ocupação, como o sobrepastoreio, extração de lenha, uso do fogo e supressão vegetal (Leal; Tabarelli; Silva, 2003). Essas atividades trouxeram consequências para a biocenoses e geótopos, como erosão do solo, comprometimento da qualidade dos recursos hídricos e redução da diversidade biológica (Alves et al., 2008). Em função do histórico de exploração, a Caatinga é um dos biomas mais vulneráveis do país (Dryflor et al., 2016).

Esses impactos resultam em declínio nas populações de animais e plantas (Pádua, 2009; Albuquerque et al., 2012; Alves et al., 2016b; Barboza et al., 2016), e tanto os mamíferos como as aves sofrem com pressão de caça (Alves et al., 2016a; Barboza et al., 2016). Agrava esta situação o fato de a Caatinga ser uma das regiões menos estudadas do Brasil (Alves et al., 2008; Lima, Coelho, 2015; Carmignotto; Astúa, 2017; Martins; Esteves; Campos, 2019).

1.3.3 Cerrado

O Cerrado é a savana mais rica em biodiversidade do mundo de acordo com o *World Wildlife Fund* (WWF; Roesch et al., 2009), sendo considerado um *hotspot* de biodiversidade (Mittermeier et al., 2005b). O Cerrado abriga cerca de 5% de toda a diversidade biológica do planeta (Mittermeier et al., 2005b). Esse bioma conta com cerca de 12 mil espécies da flora ($\cong 4.400$ são endêmicas; Martinelli; Moraes, 2013). Abriga cerca de 227 espécies de mamíferos ($\cong 22$ são endêmicas; Gutiérrez; Marinho-Filho, 2017; WWF, 2021) e aproximadamente 935 espécies de aves (Brasil, 2010).

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, ocupando cerca de 22% do território nacional (ICMBio, 2022a). O bioma abrange cerca de 2 milhões de km² e se espalha por doze Estados brasileiros (Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Tocantins, Minas Gerais, Bahia, Maranhão, Piauí, Rondônia, Paraná, São Paulo, Distrito Federal), além de alguns enclaves como no Amapá, Amazonas e Roraima (ICMBio, 2022a). O Cerrado possui fronteira com os biomas da Amazônia, Mata Atlântica, Caatinga e Pantanal, os quais contribuem para alto índice de biodiversidade (Ratter et al., 1997).

A ação humana desordenada iniciou com a ocupação do Cerrado pela mineração (principalmente ouro) por parte dos europeus em XVII, que abriu caminho rápido para fazendas de criação de gado, numa economia de subsistência, por meio de pecuária extensiva e de baixa produtividade (Mittermeier, 2005a). Embora a mineração tenha declinado, seus resultados permaneceram visíveis, como as erosões e impactos hídricos (Queiroz, 2009). A produção ilegal do carvão e da lenha, junto com as queimadas e incêndios florestais é o que contribui para o Cerrado ser um dos biomas mais ameaçados do Brasil (Brasil, 2011). O Cerrado brasileiro é o segundo bioma com o maior número de espécies ameaçadas de extinção, estando atrás apenas da Mata Atlântica (Machado; Aguiar, 2010).

Nos últimos anos o bioma já perdeu quase metade da sua área original pela expansão da fronteira agrícola (Roesch et al., 2009; Garcia; Ferreira; Leite, 2011). A remoção da cobertura vegetal nativa e os impactos da ocupação humana frequentemente são mapeados por imagens de satélite (Machado; Aguiar, 2010). Contudo, os impactos a biodiversidade muitas vezes são mais extensos e profundos do que aquilo que os satélites veem e mapeiam (Machado; Aguiar, 2010). E cenário pode ser pior quando lembramos que o conhecimento da biodiversidade do Cerrado é baixo (Bini et al., 2006).

1.3.4 Mata Atlântica

No passado a Mata Atlântica se estendia por 1.500.000 km² em 17 Estados brasileiros (Alagoas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraíba, Paraná, Pernambuco, Piauí, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, São Paulo e Sergipe). No entanto a cobertura florestal nativa sofreu forte redução com a expansão da fronteira agropecuária, construção de infraestruturas, crescimento das cidades e exploração não sustentável das florestas (Ribeiro et al., 2009). Hoje restam apenas cerca de 28% da área do bioma com vegetação nativa original e em diferentes estágios de regeneração (26% por florestas e 2% por vegetação não florestal; Rezende et al 2018).

A Mata Atlântica é um bioma complexo que contém inúmeras formações vegetais, que comporta uma grande parte da biodiversidade neotropical (Tabarelli; Gascon, 2005). Na Mata Atlântica são encontradas cerca 20 mil espécies de plantas (\cong 8 mil endêmicas), cerca de 87% de todas as árvores produzem frutos carnosos

(Galetti; Fernandez, 1998; Campassi, 2006). Além disso, o bioma conta com cerca de 1,6 mil espécies de animais, dessas 850 espécies de aves e 318 de mamíferos (MMA, 2014). A Mata Atlântica é um dos 34 *hotspots* mundiais de biodiversidade, dado o seu alto grau de endemismos e ameaças de extinções iminentes (Myers et al., 2000).

A Mata Atlântica é um dos biomas mais ameaçados (Galetti et al., 2009). Esse bioma foi amplamente impactado devido a perda de habitat, fragmentação e degradação ambiental (Sigrist; Carvalho 2008; Ribeiro et al. 2009). Em geral, em remanescentes de Mata Atlântica, a fauna de mamíferos de grande porte foi fortemente afetada e reduzida (Galetti et al., 2021), promovendo até extinção de espécies (Silva; Tabarelli, 2000; Bregman; Sekercioglu; Tobias, 2014). A Mata Atlântica mesmo reduzida e muito fragmentada, detém uma exuberante biodiversidade, reconhecida por apresentar uma grande variação na diversidade de habitats e de formações vegetais que abriga inúmeras variações nos padrões de diversidade e endemismo de diversos grupos taxonômicos (Myers et al., 2000). Deste modo, a conservação da Mata Atlântica é fundamental pela oferta de serviços ecossistêmicos e inclusive para a sustentabilidade econômica (Joly; Metzger; Tabarelli, 2014; Arroyo-Rodriguez et al., 2020).

1.3.5 Pampa

O Pampa Sul-americano está distribuído pelo Brasil, Argentina e Uruguai. O bioma Pampa no Brasil ocupa uma área de 176.496 km², representando cerca de 2,07% do território brasileiro e cerca de 63% do Estado do Rio Grande do Sul (Roesch et al., 2009). O Pampa brasileiro apresenta grandes afloramentos geológicos, rochas que datam do Proterozóico ao Quaternário, devido seu solo ser composto de basalto, granito e arenito (Fregonezi et al., 2013) e o bioma faz parte do maior aquífero Guarani.

O Pampa conta com cerca de 3 mil espécies de plantas, 102 espécies de mamíferos e 476 de aves (ICMBio, 2022a). A vegetação dominante campestre nativa ocupa 40% do bioma Pampa (Ribeiro et al., 2021), conta com 2.200 espécies vegetais, com o predomínio espécies de leguminosas (N=150) e de gramíneas forrageiras (N=450; Peixoto et al., 2022).

O Pampa é um dos biomas mais alterados do país (Embrapa, 2016). Historicamente, o Pampa sofreu com a ocupação pela pecuária extensiva (Chomenko;

Bencke, 2018). A implantação da agricultura intensiva ocorreu no século XX, no qual se destaca a produção de grãos nas áreas de várzeas (Peixoto et al., 2022). No século XXI começou a expansão da silvicultura e cultivo de soja (Peixoto et al., 2022). Cerca de metade da área do bioma Pampa já foi descaracterizada (MapBiomias, 2021).

O bioma sofre principalmente por atividades, como a pecuária de bovinos e ovinos e áreas agrícolas (Peixoto et al., 2022). Essas atividades aliadas com a exploração de recursos minerais, extrativismo predatório, introdução de espécies exóticas invasoras e a urbanização contribuem para ameaça da flora e fauna (Overbeck et al., 2007; Overbeck et al., 2015). Flora e fauna na qual ainda não se apresenta descrita completamente (Leal; Palma; Pinheiro, 2016). Com isso, áreas de extrema importância para a conservação, ficam desprotegidas com poucas Unidades de Conservação (Behling; Pillar, 2007; MMA, 2022b).

1.3.6 Pantanal

O bioma Pantanal ocupa cerca de 150.355 km², é o menor bioma do Brasil, representa 1,76% do território nacional (Roesch et al., 2009), está presente nos Estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. O Pantanal contém rica biodiversidade, pois são cerca de 3,5 mil espécies de plantas, 124 espécies de mamíferos e 463 espécies de aves (ICMBio, 2022a). O Pantanal tem uma das maiores extensões de áreas úmidas contínuas do mundo (ICMBio, 2022a).

O bioma tem forte presença de comunidades tradicionais e cultura pantaneira (ICMBio, 2022a), bem como rica economia ecoturística. O Pantanal assim como os demais biomas brasileiros, também sofre com a antropização, devido atividades de agropecuária e uso inadequada do solo, a mineração, o extrativismo, a caça, a pesca e exploração de recursos hídricos para geração de energia (Ikeda-Castrillon et al., 2015; Calheiros; Castrilon; Bampi, 2018). Além disso, recentemente os incêndios florestais atingiram cerca de 40% do Pantanal (ICV, 2020; Silgueiro et al., 2021). Estes incêndios afetam a fauna e a flora e aumentam também os riscos das comunidades tradicionais que dependem diretamente da biodiversidade para seu sustento e sua identidade cultural (Hanazaki et al., 2018; Oliveira-Melo et al., 2019).

1.4 Defaunação dos biomas brasileiros

O conceito de defaunação é um legado do termo “floresta vazia” cunhado por Redford (1992). A defaunação é a extinção ou a diminuição da riqueza, diversidade e/ou biomassa de animais da floresta (Redford, 1992; Dirzo et al., 2014), causando um decréscimo das interações entre animais e plantas (Redford, 1992). A defaunação ocorre como consequência tanto de eventos de escalas locais (e.g. caça, introdução de espécies exótica e conversão do habitat), quanto de escala global (e.g. mudanças climáticas e poluição de água e solo; Dirzo et al., 2014; Young et al., 2016). A defaunação pode afetar espécies de maior porte e baixa taxa reprodutiva (Cardillo et al., 2005), como por exemplo, os vertebrados homeotermos. A defaunação ainda pode comprometer a regeneração de árvores, o que pode levar à perda de biomassa florestal acima do solo (Peres et al., 2016).

Estudar defaunação é uma prioridade crescente para cientistas, ecólogos e biólogos da conservação (Young et al., 2016). A principal causa da perda da biodiversidade são os impactos antrópicos sobre as paisagens naturais (Vergara-Tabares et al., 2020). A defaunação nos Neotrópicos começou a ocorrer com a chegada dos primeiros humanos (Martin; Klein, 1985). A extinção na América do Sul de preguiças-gigante (*Megatherium* spp.), cavalos (*Equus* spp.) e outros mamíferos no final do Pleistoceno, ocorreu em razão de caçadores pré-históricos (Martin, 1984) e mudanças climáticas/ambientais (Guthrie, 1984; Graham; Lundelius, 1984). A caça desde o Pleistoceno é uma das principais impulsionadoras da extinção de espécie (Young et al., 2016) embora a defaunação não ocorra de forma uniforme para todas as espécies (Ripple et al., 2014).

Nos biomas brasileiros várias pesquisas mostram declínio nas populações de fauna (Dias; Bocchiglieri, 2016; Barboza et al., 2016; Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b) e elevados níveis de defaunação de mamíferos (Canale et al., 2012; Bogoni et al., 2016; Galetti et al., 2017). As atividades humanas nos últimos 500 anos, provocaram redução de cerca de 56% da fauna de mamíferos neotropicais (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). As maiores perdas foram observadas em ungulados, como a anta (*Tapirus terrestris*) e o queixada (*Tayassu pecari*; Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). Além disso, há muitas extinções locais de mamíferos de médio porte (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). A alta defaunação nos Neotrópicos ocorreu principalmente devido à caça, à conversão e fragmentação de habitats, ou à combinação destes fatores (Bogoni;

Graipel; Peroni, 2018). Espécie de mamíferos, por suas características biológicas e ecológicas, estão entre as mais impactadas (Davidson et al., 2009; Galetti; Bovendorp; Guevara, 2015).

O Brasil é um dos países mais megadiversos do mundo (Barthlott; Lauer; Placke, 1996; Lewinsohn; Prado, 2005). Entretanto, conta com uma ampla história de degradação ambiental, intensificada nos últimos de 500 anos (Mittermeier et al., 2005a; Guerra et al., 2020; Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). Com consequência todos os seis biomas brasileiros têm sofrido grandes pressões antrópicas ao longo do tempo, o que tem degradado as paisagens e apagado aspectos da história natural (Bogoni et al., 2020a). Em partes dos biomas da Mata Atlântica e da Caatinga a degradação é tão alta que podem ser considerados como “ecossistemas vazios”, ou seja, metade das espécies foram perdidas (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). Por outro lado, áreas úmidas dos biomas Amazônia e do Pantanal são consideradas “faunisticamente intactas” (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b).

A defaunação impacta fortemente na estrutura das comunidades e dos sistemas ecológicos (Dirzo et al., 2014; Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). A extinção de dispersores de sementes pode ter efeitos imediatos nas populações de plantas, como reduções significativas no sucesso da remoção de frutos (Wotton; Kelly, 2011), colapso da distância de dispersão de sementes (Holbrook; Loiselle, 2009; Pérez-Méndez et al., 2016) e recrutamento (Pérez-Méndez; Jordano; Valido, 2015). Como consequência, a restauração vegetal pode ser limitada pela perda das áreas nativas (Vieira; Silva; Toledo, 2005), comprometendo os serviços ambientais e afetando diretamente a diversidade biológica (Lees et al., 2015).

A degradação dos ecossistemas tropicais dificulta severamente os processos ecológicos (Ceballos et al., 2015). A defaunação pode impor mudanças no forrageamento de dispersores de sementes por pressões seletivas sobre as plantas, pois, as espécies de diferentes tamanhos corporais, possuem diferentes serviços de dispersão (Galetti et al., 2013), e com isso, causando impacto genético de plantas (Holbrook; Loiselle 2009; García; Grivet, 2011; Carvalho et al., 2015). Os efeitos indiretos nas espécies vegetais são a diminuição da remoção, predação e dispersão de sementes (Redford, 1992).

1.5 Potenciais recursos-chaves nos biomas brasileiros

1.5.1 Amazônia

Na Amazônia uma das árvores que se destaca é a castanheira (*Bertholletia excelsa*) de grande porte, estabelecida em terra firme da região Amazônica (Ribeiro et al., 1999). De seus frutos, ou ouriços, é obtido castanha-do-brasil, produto intimamente ligado ao extrativismo amazônico das comunidades tradicionais (Mori; Prance, 1990; Wadt et al., 2008).

O fruto da castanheira apresenta pericarpo bastante fibroso (Prance; Mori, 1979). Dessa forma, sua dispersão secundária ocorre por animais com estrutura dentária adequada e resistente (Prance; Mori, 1979; Terborgh et al., 1993). Na literatura, são citados como principais dispersores/predadores de castanha, os roedores caviomorpha (roedores com quatro molares de cada lado da mandíbula; Terborgh et al., 1993; Ortiz, 1995; Peres; Baider, 1997; Zuidema; Boot, 2002).

Cerca de 80% dos frutos de castanheira, são abertos pelas cutias (*Dasyprocta* spp.; Ortiz, 2002), no entanto, os macacos também contribuem como dispersores (Cymerys et al., 2005). Além disso, pela facilidade de sobrevoar a copa das árvores as araras (*Ara* spp.) são consumidoras de frutos imaturos e maduros de castanheira (Trivedi; Cornejo; Watkinson, 2004). Ainda, estudos sobre predação e dispersão de frutos de castanhas apontam que araras (*Arara chloroptera*), pica-paus (*Campephilus rubricollis*), macacos-pregos (*Cebus apella*), ratos (*Proechimys* spp.) e cutias (*Dasyprocta aguti*) se alimentam/interagem com os castanhais (Baider, 2000).

As interações ecológicas são fatores que influenciam e contribuir para a regeneração de castanhais nativos (Zuidema; Boot, 2002; Silvertown, 2004). Estudos apontam a importância da castanheira para a conservação da Amazônia sendo ela considerada espécie-chave na estrutura e o funcionamento do ecossistema (Silva; Wadt, 2008; Cymerys et al., 2005; Lima, 2007).

1.5.2 Caatinga

Na Caatinga se encontra a maior variedade da família Cactaceae (Rego et al. 2009). Os frutos da Cactaceae são geralmente carnosos (Taylor; Zappi, 2004) e constituem um importante recurso alimentar, como por exemplo para vertebrados

homeotermos (Rengifo; Naranjo; Soriano, 2007; Gomes; Quirino; Araujo, 2014). O cacto símbolo da Caatinga é mandacaru (*Cereus jamacaru*) espécie nativa, comum e adaptada às condições semiáridas (Freire, 2009). Seu fruto é importante fonte alimentar (Gomes; Quirino; Araujo, 2014). Estudos apontam que as espécies como: *Veniliornis passerinus*, *Pseudoseisura cristata*, *Machetornis rixosa*, *Mimus saturninus*, *Coereba flaveola*, *Lanio pileatus*, *Paroaria dominicana*, *Icterus jamacaii*, *Euphonia chlorotica* se alimentam/interagem com os mandacarus (Gomes; Quirino; Araujo, 2014). Embora ocorra as características zoocóricas nos frutos do mandacaru, ainda precisa ser melhor identificado suas interações e dispersões.

1.5.3 Cerrado

No Cerrado cerca da metade das plantas precisam de animais para a dispersão de suas sementes (Pinheiro; Ribeiro, 2001; Kuhlmann, 2012). No entanto, ainda são carentes estudos que identificam potenciais recursos-chaves para o Cerrado.

1.5.4 Mata Atlântica

A goiaba-serrana (*Acca sellowiana*) é nativa da América do Sul, ocorrendo nos territórios do Sul do Brasil até a região nordeste do Uruguai, comumente encontrada nas terras altas da fronteira com o Uruguai e o Brasil (Santos et al., 2011). A goiaba-serrana se distribui normalmente em altitudes de 1800 a 2700 na Floresta Ombrófila Mista, no entanto, pode ser encontrada em altitudes inferiores associada à Floresta de araucária (Bogoni; Graipel; Peroni, 2018) e também é frequentemente encontrada em zona dos campos (Ducroquet; Hickel; Nodari, 2000; Lorenzi, 2008).

O fruto da goiaba-serrana é classificado como um pseudofruto (Lorenzi, 2008). E a maturação dos frutos ocorre entre o final de fevereiro até final de maio (Ducroquet; Hickel, 1991). *Acca sellowiana* é classificada como um recurso vegetal chave para o bioma Mata Atlântica (Bogoni; Graipel; Peroni, 2018). A espécie contribui para manutenção da biodiversidade e fauna, isto porque, seu fruto tem importância na cadeia alimentar de diversos animais silvestres, sobretudo, vertebrados homeotermos (Bogoni et al., 2020).

1.5.5 Pampa

No Pampa, os butiazais se caracterizam como comunidades savânicas, apesar da existência de poucos remanescentes de palmeirais, a espécie predominante é a palmeira *Butia odorata* (Lourdes et al. 2007) a qual se encontra na lista de ameaçados (Oliveira et al., 2007; Barbieri et al., 2016; FZB, 2014). As palmeiras da Pampa do gênero *Butia*, especificamente os frutos de *B. odorata* estima-se que seja fonte alimentar para muitos animais (Barbieri, 2015; Barbieri et al., 2016). No entanto, são pouco conhecidos os detalhes sobre interação com *B. odorata* e animais associados (Glória; Tozetti, 2021).

1.5.6 Pantanal

No Pantanal estudos de frugivoria, em sua maioria enfocam em apenas uma espécie (Ragusa-Netto, 2004; 2007; França; Ragusa-Netto; Paiva, 2009), em pares de espécies (Galetti; Guimarães, 2004), ou então em uma família de planta ou ave (Ragusa-Netto; Fecchio, 2006; Vasconcelos et al., 2006; Nunes; Santos-Junior, 2011). Portanto são escassos trabalhos de sobre frugivoria e dispersão de sementes em nível de comunidade/assembleias (Almeida; Mikich, 2017) e identificação de recursos chaves.

1.6 Proposta do estudo

Nos últimos anos os conhecimentos ecológicos dos biomas brasileiros estão se ampliando (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b), mas ainda existem muitas lacunas no conhecimento ecológico e de fundamentos teóricos que podem ser aplicados à conservação. Dentre eles, destacam-se a ausência de estudos sobre as relações planta-frugívoros na Caatinga, além da identificação de plantas *hub* para a fauna de vertebrados (mamíferos e aves) ao longo de todos os biomas brasileiros e sua importância para a estruturação das comunidades biológicas.

O presente estudo está estruturado em dois capítulos com objetivos diferentes, mas com abordagens complementares. O capítulo 1 teve por objetivo avaliar e mensurar a ecologia de interações entre aves e um dos principais recursos vegetais (*Cereus jamacaru*: mandacaru) no bioma Caatinga. O capítulo 2 teve por objetivo

identificar espécies vegetais *hubs* capazes de manter e estruturar a diversidade de homeótermos nos biomas brasileiros.

2 Objetivo

2.1 Objetivo geral

Avaliar e mensurar aspectos da ecologia de interações de aves induzida pela frutificação de um dos principais recursos vegetais remanescente do bioma Caatinga (*Cereus jamacaru*: mandacaru), e identificar — para os demais biomas brasileiros — espécies vegetais *hubs* potencialmente capazes de manter e estruturar a diversidade de vertebrados homeotermos.

2.1.1 Objetivo Capítulo 1

Avaliar e mensurar a ecologia de interações entre aves e um dos principais recursos vegetais (*Cereus jamacaru*: mandacaru) no bioma Caatinga.

2.1.1.1 Objetivos específicos Capítulo 1

- Quantificar a diversidade de interação entre avifauna e o mandacaru (*Cereus jamacaru*) na Caatinga;
- Investigar a diversidade de avifauna-interagentes (riqueza e composição) em relação a variáveis socioambientais e de uso do solo.

2.1.2 Objetivo Capítulo 2

Identificar espécies-vegetais *hubs* e avaliar e mensurar a ecologia das interações com comunidades de vertebrados homeotermos ao longo dos biomas brasileiros.

2.1.2.1 Objetivos específicos Capítulo 2

- Avaliar e mensurar a ecologia de interações entre *hubs* e vertebrados homeotermos para todos os biomas brasileiros;

- Identificar e quantificar, numa escala biogeográfica, espécies-vegetais fundamentais para a manutenção da diversidade de homeotermos nos biomas brasileiros.

Referências

- Albuquerque, U. P; Araújo, E. L; El-Deir, A. C. A; Lima, A. L. A; Souto, A; Bezerra, B. M; Ferraz, E. M. N; Freire, E. M. X; Sampaio, E. V. S. B; Las-Casas, F. M. G; Moura, G. J. B; Pereira, G. A; Melo, J. G; Ramos, M. A; Rodal, M. J. N; Schiel, N; Lyra-Neves, R. M; Alves, R. R. N; Azevedo-Júnior, S. M; Telino-Júnior, W. R; Severi, W. 2012. Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. *Scientific World Journal*, 2012:1–18.
- Almeida, A; Mikich, S. B. 2017. Combining plant-frugivore networks for describing the structure of neotropical communities. *Oikos*, 127:184–196.
- Almeida-Neto, M; Guimarães, P; Guimarães, P. R; Loyola, R. D; Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117:1127–1239.
- Alves, D. S; Silva, F. V. V; Lima, R. F. L. A; Ribeiro, E. M. S. 2020. Interações ecológicas na Caatinga: uma proposta de sequência didática utilizando seminários e o aplicativo kahoot. *Revista brasileira de Educação Ambiental*, 15:133–153.
- Alves, J. J. A; Araújo, M. A; Nascimento, S. S. 2008. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Caminhos de Geografia*, 9:143–150.
- Alves, M. M; Lopes, S. F; Alves, R. R. N. 2016a. Wild vertebrates kept as pets in the semiarid region of Brazil. *Tropical Conservation Science*, 9:354–368.
- Alves, R. R. N; Feijó, A; Barboza, R. R. D; Souto, W. M. S; Fernandes, H. F; Cordeiro-Estrela, P; Langguth, A. 2016b. Game mammals of the Caatinga biome. *Ethnobiology Conservation*, 5:5.
- Andrade, M. C. 1998. A terra e o homem no Nordeste. Recife, Ed. Universitária da UFPE.
- Araújo-Filho, J. A. 2013. Manejo pastoril sustentável da caatinga. Recife, Ed. Projeto Dom Helder Camara.
- Arroyo-Rodriguez, V; Fahrig, L; Tabarelli, M; Watling, J; Tischendorf, L; Benchimol, M; Cazetta, E; Faria, D; Leal, I. R; Melo, F. P. L; Morante-Filho, J; Santos, B. A; Arasa-Gilbert, R; Arce-Peña, N; Cervantes-López, M. J; Valenzuela, S. C; Acedo, C. G; San-

- José, M; Vieira, I. C. G; Slik, J. W. F; Nowakowski, A. J; Tschardtke, T. 2020. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. *Ecology Letters*, 10:1–17.
- Baider, C. 2000. Demografia e ecologia de dispersão de frutos de *Bertholletia excelsa* Humb. & Bompl. (Lecythidaceae) em castanhais silvestres da Amazônia Oriental. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Barbieri, R. L. 2015. Vida no Butiazal. Pelotas, Embrapa Clima Temperado. 200p.
- Barbieri, R. L; Chomenko, L; Sosinski, E. E; Costa, F. A; Gomes, G. C; Marchil, M. M; Mistura, C. C; Heiden, G; Matos J. Z; Carneiro, A. M; Nilson, A. D; Ramos, R. A; Farias-Singer, R. 2016. Butiás: conservação e uso sustentável de *Butia odorata* na região do litoral médio do Rio Grande do Sul. *Natureza em Revista*, 14:10–15.
- Barboza, R. R. D; Lopes, S. F; Souto, W. M. S; Ferreira, H. F; Alves, R. R. N. 2016. The role of game mammals as bushmeat In the Caatinga, northeast Brazil. *Ecology and Society*, 21(2):2.
- Barraclough, T. G. 2015. How Do Species Interactions Affect Evolutionary Dynamics Across Whole Communities? *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46:25–48.
- Barthlott, W; Lauer, W; Placke, A. 1996. Global distribution of species diversity in vascular plants: towards a world map of phytodiversity. *Erdkunde*, 50:317–327.
- Becker, B. K. 2001. Síntese do processo de ocupação da Amazônia, lições do passado e desafios do presente. In: MMA. ed. Brasil, Causas e dinâmicas do desmatamento da Amazônia. MMA, 1:5–28.
- Becker, B. K. 2004. Amazônia, Geopolítica na virada do III milênio. Garamond, 2004.
- Behling, H; Pillar, V. D. P. 2007. Late Quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazilian highland and their implication for conservation and management of modern Araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 362:243–251.

- Bini, L. M; Diniz-Filho, J. A. F; Rangel, F. L. V. B; Bastos, R. P; Pinto, M. P. 2006. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. *Diversity and Distribution*, 12:475–482.
- Bogoni, J. A; Boron, V; Peres, C. A; Coelho, M. E. M. S; Morato, R. G; Oliveira-da-Costa, M. 2023. Impending anthropogenic threats and protected area prioritization for jaguars in the Brazilian Amazon. *Communications Biology*, 6:1–11.
- Bogoni, J. A; Cherem, J. J; Giehl, E. L. H; Oliveira-Santos, L. G; Castilho, P. V; Filho, V. P; Fantacini, F. M; Tortato, M. A; Luiz, M. R; Rizzaro, R; Graipel, M. E. 2016. Landscape features lead to shifts in communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic forest. *Journal of Mammalogy*, 97:13–25.
- Bogoni, J. A; Graipel, M. E; Peroni, N. 2018. The ecological footprint of *Acca sellowiana* domestication maintains the residual vertebrate diversity in threatened highlands of Atlantic Forest. *PLoS ONE*, 13:4.
- Bogoni, J. A; Muniz-Tagliari, M; Peroni, N; Peres, C. A. 2020a. Testing the keystone plant resource role of a flagship subtropical tree species (*Araucaria angustifolia*) in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 118:106778.
- Bogoni, J. A; Peres, C. A; Ferraz, K. M. P. M. B. 2020b. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. *Scientific Reports*, 10:14750–14750.
- Bond, W. J. 1993. Keystone species. *Biodiversity and ecosystem function*, 11:237–253.
- Brasil. 2000. Lei Federal Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza.
- Brasil. 2011. Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas: Cerrado. MMA, 200.
- Bregman, T. P; Sekercioglu, C. H; Tobias, J. A. 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation*, 169:372–383.

- Bueno, L; Dias, A. 2015. Povoamento inicial da América do Sul: contribuições do contexto brasileiro. *Estudos Avançados*, 29:83.
- Calheiros, D. F; Castrilon, S. K. I; Bampi, A. C. 2018. Hidrelétricas nos rios formadores do pantanal: ameaças à conservação e às relações socioambientais e econômicas pantaneiras tradicionais. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, 9:119–139.
- Campassi, F. 2006. Padrões geográficos das síndromes de dispersão e características dos frutos de espécies arbustivo-arbóreas em comunidades vegetais na Mata Atlântica. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 84p.
- Canale, G. R; Peres, C. A; Guidorizzi, C. E. C. E; Gatto, C. A. F; Kierulff, M. C. M. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *Plos One*, 7:1–9.
- Cardillo, M. Mace, G. M; Jones, K. E; Ielby, J; Bininda-Emonds, O. R. P; Sechrest, W; Orme, C. D; Purvis, A. 2005. Multiple Causes of High Extinction Risk in Large Mammal Species. *Science*, 309:1239–1241.
- Carmignotto, A. P; Astúa, D. 2017. Biodiversity, ecosystems services and sustainable development in Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America. Springer-Verlag, 1:211–254.
- Carvalho, C. S; Ribeiro, M. C; Cortes, M. C; Galetti, M; Collevatti, R. G. 2015. Contemporary and historic factors influence differently genetic differentiation and diversity in a tropical palm. *Heredity*, 115:216–224.
- Ceballos, G; Ehrlich, P. R; Barnosky, A. D; García, A; Pringle, R. M; Palmer, T. M. 2015. Accelerated modern human–induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1:5.
- Chomenko, L; Bencke, G. A. 2016. Nosso Pampa Desconhecido. *Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul*, 1:1–208.
- Costa, M. H; Foley, J. A. 2000. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO₂ concentration on the climate of Amazonia. *Journal of Climate*, 13:18–34.

- Coutinho, L. M. 2006. O conceito de bioma. *Acta Botânica Brasílica*, 20:13–23.
- Cymerys, M; Wadt, L. H. O., Kainer, K.; Argolo, V. M. 2005. Castanheira (*Bertholletia excelsa* H&B). In Shanley, P; Medina, G. Frutíferas e Plantas Úteis na Vida Amazônica. *Imazon*, 1:61–73.
- Dáttilo, W; Rico-Gray, V. 2018. Ecological Networks in the Tropics: An Integrative Overview of Species Interactions from Some of the Most Species-Rich Habitats on Earth. *Springer*, 1:1–216.
- Davidson, A. D; Hamilton, M. J; Boyer, A. G; Brown, J. H; Ceballos, G. 2009. Multiple ecological pathways to extinction in mammals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106:10702–10705.
- Dias, D. M; Bocchiglieri, A. 2016. Trophic and spatio-temporal niche of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (Carnivora: Canidae), in a remnant of the Caatinga in northeastern Brazil. *Mammalia*, 21:291.
- Dirzo, R; Young, H. S; Galetti, M; Ceballos, G; Isaac, N. J. B. Collen, B. 2014. Defaunation in the antropocene. *Science*, 345:401–406.
- Ducroquet, J. P. H. H; Hickel, E. R. 1991. Fenologia da goiabeira serrana (*Feijoa sellowiana* Berg) no Alto Vale do Rio do Peixe. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 13:313–321.
- Ducroquet, J. P. H. J; Hickel, E. R; Nodari, R. O. 2000. Goiabeira-Serrana (*Feijoa sellowiana*). *Série Frutas nativas, Funep*, 66p.
- Ellison, A. M. 2019. Foundation Species, Non-trophic Interactions, and the Value of Being Common. *iScience*, 13:254–268.
- Embrapa. 2016. Nosso Pampa desconhecido. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, INFOTECA-E.
- Fearnside, P. M. 1997. Greenhouse gases from deforestation in Brazilian Amazonia: net committed emissions. *Climatic Change*, 35:321–360.
- Fearnside, P. M; Alencastro, P. M. G. 2006. BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho highway and the potential impact of linking the arc of deforestation to central Amazonia. *Environmental Management*, 38:5–16.

- Fernandes, M. F; Queiroz, L. P. 2018. Vegetação e flora da Caatinga. *Ciência e cultura*, 70:51–56.
- Ferraz, R. C; Mello, A. A; Ferreira, R. A; Prata, A. P. N. 2013. Levantamento fitossociológico em área de caatinga no Monumento Natural Grota do Angico, Sergipe, Brasil. *Revista Caatinga*, 26:89–98.
- Ferreira, N. C; Ferreira, L. G; Miziara, F. 2007. Deforestation hotspots in the Brazilian Amazon: Evidence and causes as assessed from remote sensing and census data. *Earth Interactions*, 11:1–16.
- Forzza, R. C. Baumgratz, J. F. A; Bicudo, C. E. M; Canhos, D. A. L; Carvalho-Jr, A. A; Coelho, M. A. N; Costa, A. F; Costa, D. P; Hopkins, M. G; Leitman, P. M; Lohmann, L. G; Lughadha, E. N; Maia, L. C; Martinelli, G; Menezes, M; Morim, M. P; Peixoto, A. L. P; Pirani, J. R; Prado, J; Queiroz, L. P; Souza, S; Souza, V. C; Stehmann, J. R; Sylvestre, L. S; Walter, B. M. T; Zappi, D. C. 2012. New Brazilian Floristic List Highlights Conservation Challenges. *BioScience*, 62:39–45.
- França, L. F; Ragusa-Netto, J; Paiva, L. V. 2009. Consumo de frutos e abundância de Tucano Toco (*Ramphastos toco*) em dois habitats do Pantanal Sul. *Biota Neotropica*, 9:125–130.
- Fregonezi, J. N; Turchetto, C; Bonatto, S. L; Freitas, L. B. 2013. Biogeographical history and diversification of *Petunia* and *Calibrachoa* (Solanaceae) in the Neotropical Pampas grassland. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 171:140–153.
- Freire, F. C. O. 2009. Patógenos Associados ao Mandacaru (*Cereus jamacaru* D.C) no Estado do Ceará. *Embrapa. Comunicado Técnico*, 148:1–4.
- Freitas, C. T; Lopes, P. F. M; Campos-Silva, J. V; Noble, M. M; Dyball, R; Peres, C. A. 2019. Co-management of culturally important species: a tool to promote biodiversity conservation and human well-being. *People Nature*, 2:61–81.
- FZB. 2014. Lista vermelha de espécies da flora do Rio Grande do Sul ameaçadas de extinção. 21p.
- Galetti, M; Bovendorp, R. S; Guevara, R. 2015. Defaunation of large mammals leads to an increase in seed predation in the Atlantic forests. *Global Ecology and Conservation*, 3:824–830.

Galetti, M; Brocardo, C. R; Begotti, R. A; Hortenci, L; Rocha-Mendes, F; Bernardo, C. S. S; Bueno, R. S; Nobre, R; Bovendorp, R. S; Marques, R. M; Meirelles, F; Gobbo, S. K; Beca, G; Schmaedecke, G; Siqueira, T. 2017. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic Forest remnant. *Animal Conservation*, 20:270–281.

Galetti, M; Fernandez, J. C. 1998. Palm heart harvesting in the Brazilian Atlantic Forest: changes in industry structure and the illegal trade. *Journal of Applied Ecology*, 35:294–301.

Galetti, M; Giacomini, H. C; Bueno, R. S; Bernardo, C. S. S; Marques, R. M; Bovendorp, R. S; Steffler, C. E; Rubim, P; Gobbo, S. K; Donatti, C. I; Begotti, R. A; Meirelles, F; Nobre, R. D. A; Chiarello, A. G; Peres, C. A. 2009. Priority areas for the conservation of Atlantic Forest large mammals. *Biological Conservation*, 142:1229–1241.

Galetti, M; Gonçalves, F; Villar, N; Zipparro, V. B; Paz, C; Mendes, C; Lautenschlager, L; Souza, Y; Akkawi, P; Pedrosa, F; Bulascoschi, L; Bello, C; Sevá, A. P; Sales, L; Genes, L; Abra, F; Bovendorp, R. S. 2021. Causes and consequences of large-scale defaunation in the Atlantic Forest. In: Marques, M. C. M; Grelle, C. E. V. *The Atlantic Forest: history, biodiversity, threats and opportunities of the megadiverse forest*. Springer, 1:297–324.

Galetti, M; Guevara, R; Côrtes, M. C; Fadini, R; Matter, S; Leite, A; Labecca, F. M; Ribeiro, T; Carvalho, C. S; Garcia, R; Pires, M; Guimarães, P. R; Brancalion, P. H. S; Ribeiro, M. C; Jordano, P. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, 340:1086–1090.

Galetti, M; Guimarães, P. R. 2004. Seed dispersal of *Attalea phalerata* (Palmae) by Crested caracaras (*Caracara plancus*) in the Pantanal and a review of frugivory by raptors. *Ararajuba*, 12:59–61.

García, C; Grivet, D. 2011. Molecular insights into seed dispersal mutualisms driving plant population recruitment. *Acta Oecologica*, 37:632–640.

Garcia, F. N; Ferreira, L. G; Leite, J. F. 2011. Áreas Protegidas no Bioma Cerrado: fragmentos vegetacionais sob forte pressão. In: Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR. INPE, 4086.

- Garda, A. A; Lion, M. B; Lima, S. M. Q; Mesquita, D. O; Araújo, H. F. P; Napoli, M. F. 2018. Os animais vertebrados do bioma Caatinga. *Ciência e Cultura*, 70:29–34.
- Garibaldi, A, Turner, N. 2004. Cultural keystone species: implications for ecological conservation and restoration. *Ecology and Society*, 9:1–19.
- Gatti, L. V; Basso, L. S; Miller, j. b; Gloor, M; Domingues, L. G; Cassol, H. L. G; Tejada, G; Aragão, L. E. O. C; Nobre, C; Peters, W; Marani, L; Arai, E; Sanches, A. H; Corrêa, S. M; Anderson, L; Randow, C. V; Correia, C. S. C; Crispim, S. P; Neves, R. A. L. 2021. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. *Nature*, 595:388–393.
- Gilbert, L. E. 1980. Food web organization and conservation of neotropical diversity. Editors: Soule, M. E.; Wilcox, B. A. *Miscellaneous: Conservation biology: An evolutionary-ecological perspective*, 1:11–33.
- Glória, C. M; Tozetti, A. M. 2021. Bird visits and resource use in *Butia odorata* (Arecaceae) palm groves in southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 111:1–12.
- Graham, R. W; Lundelius, E. L. 1984. Coevolutionary disequilibrium and Pleistocene extinctions. In: Martin, P. S; Klein, R. G. *Quaternary Extinctions: A Prehistoric Revolution*, 3:223–249.
- Guariguata, M. R; Cronkleton, P; Duchelle, A. E; Zuidema, P. A. 2017. Revisiting the ‘cornerstone of Amazonian conservation’: a socioecological assessment of Brazil nut exploitation. *Biodiversity and Conservation*, 26:2007–2027.
- Guerra, A; Reisa, L. K; Borgesa, F. L. G; Ojeda, P. T. A; Pineda, D. A. M; Miranda, C. O; Maidana, D. P. F. L; Santos, T. M. R; Shibuya, P. S; Marques, M. C. M; Laurance, S. G.W; Garcia, L. C. 2020. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*, 458:117802.
- Guthrie, R. D. 1984. Mosaics, allochemicals and nutrients. In: Martin, R. S; Klein, R. G. *Quaternary Extinctions*, 3:259–298.
- Gutiérrez, E. E; Marinho-Filho, J. 2017. The mammalian fauna’s endemic to the Cerrado and the Caatinga. *ZooKeys*, 644:105–157.

Hanazaki, N; Zank, S; Fonseca-Kruel, V. S; Schmidt, I. B. 2018. Indigenous and traditional knowledge, sustainable harvest, and the long road ahead to reach the 2020 Global Strategy for Plant Conservation objectives. *Rodriguésia*, 69:1587–1601.

Hemming J. 1978. *Red gold: the conquest of the Brazilian Indians*. Harvard University Press, 9:1500–1760.

Holbrook, K. M; Loiselle, B. A. 2009. Dispersal in a Neotropical tree, *Virola flexuosa* (Myristicaceae): Does hunting of large vertebrates limit seed removal? *Ecology*, 90:1449–1455.

Homma, A. K. O. 2001. Amazônia: desenvolvimento sustentável como segunda natureza?. In: Barros, A. C. (Org.) *Sustentabilidade e democracia para as políticas públicas na Amazônia*. Fase, 8:103–113.

Howe, H. E; Smallwood, J. 1982. Ecology of Seed Dispersal. *Ecology of Seed Dispersal*, 13:201–228.

Howe, H. F. 1977. Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. *Ecology*, 58:539–550.

Howe, H. F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation*, 30:261–281.

Howe, H. F. 1986. Seed dispersal by fruit-eating birds and mammals. In: Murray, D.R. (ed.). *Seed dispersal*. Academic Press, 1:123–189.

Howe, H. F; Miriti, M. N. 2004. When seed dispersal matters. *BioScience*, 54:651–660.

Howe, H. F; Westley, L. C. 1988. *Ecological relationships of plants and animals*. Oxford, University Press.

IBGE. 2021. ESTIMATIVAS DA POPULAÇÃO RESIDENTE NO BRASIL E UNIDADES DA FEDERAÇÃO COM DATA DE REFERÊNCIA EM 1º DE JULHO DE 2021. Disponível em:

https://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2021/estimativa_dou_2021.pdf

IBGE. 2023. Área Territorial brasileira. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estruturateritorial/15761-areas-dos-municipios.html?=&t=o-que-e>

ICMBio. 2023a. Biomas. Disponível em: <https://icmbio.gov.br/biomas>

ICMBio. 2023b. Painel Unidades de Conservação. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiMGNmMGY3NGMtNWZlOC00ZmRmLWExZWltNTNiNDhkZDg0MmY4liwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTMzZThmM2M1NTBINyJ9&pageName=ReportSection0a112a2a9e0cf52a827>

ICV. 2020. Balanço dos incêndios em Mato Grosso em 2020. Nota técnica. Instituto Centro de Vida: 1:1–9. Disponível em: <https://www.icv.org.br/tag/queimadas-no-pantanal>

Ikeda-Castrillon, S; Puhl, J. I; Fernandes, J. R. C; Morais, F. F; Leão, D. S. 2015. Envolvimento da comunidade em recuperação de nascentes no Assentamento Laranjeiras, Cáceres, Pantanal Mato-grossense. *Cadernos de Agroecologia*, 10:3.

Innis, G. J. 1989. Feeding ecology of fruit pigeons in subtropical rainforests of southeastern Queensland. *Australian Journal of Wildlife Research*, 16:365–394.

Jacobus, A. 2013. A práxis zooarqueológica de caçadores coletores do centro e sul do Brasil. In: XII CONGRESSO DA SOCIEDADE DE ARQUEOLOGIA BRASILEIRA (SAB). Anais... São Paulo: Sociedade de Arqueologia Brasileira.

Janzen, D. H. 1974. The deflowering of Central America. *Natural History*, 83:49–53.

Jatobá, L. 2019. Elementos de climatologia e geomorfologia do trópico Semiárido Brasileiro. *Profciamb*, 1:48.

Joly, C. A; Metzger, J. P; Tabarelli, M. 2014. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204:459–473.

Jordano, P. 2000. Fruits and frugivory. In: Fenner, M. *Seeds: the ecology. of regeneration in plant communities*, 2:125–166.

Jordano, P; Galetti, M; Pizo, M. A; Silva, W. R. 2006. Ligando Frugivoria e Dispersão de sementes à biologia da conservação. In: *Biologia da conservação: essências*. Editorial Rima, 18:1–436.

- Kricher, J. C. 2011. *Tropical Ecology*. Nova Jersey, Ed. Princeton University Press, 1:1–704.
- Kuhlmann, M. 2012. *Frutos e sementes do Cerrado atrativos para fauna: guia de campo*. Brasília, Rede de Sementes do Cerrado, 360p.
- Lacher, T. E; Davidson, A; Fleming, T. H; Gómez-Ruiz, E. P; McCracken, G. F; Owen-Smith, N; Peres, C. A; Wall, S. B. V. 2019. The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, 100:942–964.
- Laurance, W. F; Koster, H; Grooten, M; Anderson, A. B; Zuidema, P. A; Zwick, S; Zagt, R. J; Lynam, A. J; Linkie, M; Anten, P. R. 2012. Making conservation research more relevant for conservation practitioners. *Biological Conservation*, 153:164–168.
- Leal, B. S. S; Palma, C. S; Pinheiro, F. 2016. Phylogeographic Studies Depict the Role of Space and Time Scales of Plant Speciation in a Highly Diverse Neotropical Region. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 35:215–230.
- Leal, I. R; Tabarelli, M; Silva, J. M. C. 2003. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Recife, Ed. Universitária da UFPE.
- Lees, A. C; Moura, N. G; Almeida, A. S; Vieira, I. C. G. 2015. Poor Prospects for Avian Biodiversity in Amazonian Oil Palm. *Plos One*, 10:0122432.
- Leighton, M; Leighton, D. R. 1983. Vertebrate responses to fruiting seasonality within a Bornean rain forest. In: Sutton, S. L., Whitmore, T. C; Chadwick, A. C. (eds). *Tropical Rain Forest: Ecology and Managemen*, 2:181–196.
- Levi, T; Peres, C. A. 2013. Dispersal vacuum in the seedling recruitment of a primate-dispersed Amazonian tree. *Biological Conservation*, 163: 99–106.
- Lewinsohn, T. M; Prado, P. I. 2005. How many species are there in Brazil? *Conservation biology*, 19:619–624.
- Li, X; Hu, W; Bleisch, W. V; Li, Q; Wang, H; Lu, W; Sun, J; Zhang, F; Ti, B; Jiang, X. 2021. Functional diversity loss and change in nocturnal behavior of mammals under anthropogenic disturbance. *Conservation Biology*, 9:1523–1739.
- Lima, B. G; Coelho, M. F. B. 2015. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente de Caatinga no Estado do Ceará, Brasil. *Cerne*, 21:665–672.

- Lima, L. M. S. 2007. Fenologia de Andiroba (*Carapa guianensis Aubl.*) e Castanheira (*Bertholletia excelsa HBK.*), no município de Rio Branco, Acre. Embrapa, 1:26.
- Lorenzi, H. 2008. Árvores brasileiras: Manual de Identificação e Cultivo de plantas arbóreas do Brasil. 5 ed. Instituto Plantarum.
- Lourdes, M; Oliveira, A. A; Senna, R. M; Neves, M. T. M. B; Blank, M; Bodrini, I. I. 2007. Flora e Vegetação. In: Becker, F. G; Ramos, R. A; Moura, M. A. Biodiversidade: Regiões da lagoa do casamento e dos butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul, 85:1–102.
- Machado, R. B; Aguiar, L. M. S. 2010. A ocupação do cerrado e os menosprezados impactos sobre a biodiversidade. Revista UFG, 9:8–15.
- Malhi, Y; Roberts, J. T; Betts, R. A; Killeen, T. J; Wenhong, L; Nobre, C. A. 2008. Climate change, deforestation, and the fate of the Amazon. Science, 319:169–172.
- MapBiomas. 2021. Relatório Anual do Desmatamento no Brasil. Publicado em junho de 2021.
- Marini, M. A; Garcia, F. I. 2005. Conservação de aves no Brasil. Megadiversidade, 1:95–102.
- Martin, G. 1997. Pré-história do Nordeste do Brasil. Editora: Universitária da UFPE, 2:450.
- Martin, P. S. 1984. Prehistoric overkill: a global model. In: Martin, R. S; Klein, R. G. Quaternary Extinctions: A Prehistoric Revolution, 3:354–403.
- Martin, P. S; Klein, R. G. 1995. Quaternary extinctions. A prehistoric revolution, 3:1–430.
- Martinelli, G; Moraes, M. A. 2013. Livro Vermelho da flora do Brasil. 1 ed. Rio de Janeiro.
- Martins, C. S. G; Esteves, C. F; Campos, C. B. 2019. Experiência com mamíferos carnívoros na Caatinga. In: Dalazoana, K. (Ed). Desenvolvimento Sustentável do Semiárido Brasileiro. Atena, 1:31–43.

- Matricardi, E. A. T; Skole, D. L; Pedlowski, M. A; Chomentowski, W; Fernandes, L. C. 2010. Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. *Remote Sensing of Environment*, 114:117–129.
- Medeiros, J. A; Aloufa, M. A. J. 2016. participação popular no florestamento de área desertificada no município de São José do Seridó/RN. *Caderno de Geografia*, 26:942–965.
- Mittermeier, R. A; Fonseca, G. A. B; Rylands, A. B; Brandon, K. 2005a. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. *Conservation biology*, 19:601–607.
- Mittermeier, R. A; Gil, P. R; Hoffmann, M; Pilgrim, J; Brooks, T; Mittermeier, C. G; Lamoreux, J; Fonseca, G. A. B. 2005b. Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions: Conservation International, 1:94–96.
- MMA. 2014. Portaria do Ministério do Meio Ambiente nº 444, de 17 de dezembro de 2014. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. *Diário Oficial da União*, 245:121–126.
- MMA. 2022a. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção – PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022. *Ministério do Meio Ambiente*, 118:1–74.
- MMA. 2022b. Painel de Unidades de Conservação Brasileiras. Disponível em: <https://antigo.mma.gov.br/areas-protetidas/cadastro-nacional-de-ucs.html>
- MMA. 2023. Biodiversidade. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade>.
- Moreira, J. N; Andrade, M; Mercia, L; Santos, V. S; Ferreira, M. A; Santos, G. R. A. 2007. Consumo e desempenho de vacas guzerá e girolando na caatinga do sertão pernambucano. *Revista Caatinga*, 20:13–21.
- Mori, S. A; Prance, G. T. 1990. Taxonomy, ecology, and economic botany of the Brazil nut (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl.: Lecythidaceae). *Advances in Economic Botany*, 8:130–150.

- Myers, N; Mittermeier, R. A; Mittermeier, C. G; Fonseca, G. A. B; Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403:853–858.
- Nepstad, D. C; Stickler, C. M; Soares-Filho, B; Merry, F. 2008. Interactions among Amazon land use, forests and climate: prospects for a near-term forest tipping point. *Biological Sciences*, 363:737–746.
- Nunes, A. P; Santos-Junior, A. 2011. Itens alimentares consumidos por psitacídeos no Pantanal e planaltos do entorno, Mato Grosso do Sul. *Atualidades Ornitológicas*, 162:42–50.
- Ojeda, R. A. 2013. In: *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier, 1:582–594.
- Oliveira, M. L. A. A; Senna, R. M; Neves, M. T. M. B; Blank, M; Bordrin, I. I. 2007. Flora e vegetação. In: Becker, F. G; Ramos, R. A; Moura, L. de A. *Biodiversidade: Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul*. Ministério do Meio Ambiente, 1:85–102.
- Oliveira-Melo, P. M. C; Fonseca-Kruel, V. S; Lucas, F. C. A; Coelho-Ferreira, M. 2019. Coleções etnobotânicas no Brasil frente à estratégia global para a conservação de plantas. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi*, 14:665–676.
- Ortiz, E. G. 1995. Survival in a nutshell. *Americas*, 47:7–12.
- Ortiz, E. G. 2002. Brazil nut (*Bertholletia excelsa*). In: Shanley, P; Pierce, A; Laird, S; Guillen, A. *Tapping the Green Market: Certification and Management of NonTimber Forest Products*. Earthscan, 59:64–66.
- Overbeck, G. E; Müller, S. C; Fidelis, A; Pfadenhauer, J; Pillar, V. D; Blanco, C. C; Boldrini, I. I; Both, R; Forneck, E. D. 2007. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9:101–116.
- Overbeck, G. E; Vélez-Martin, E; Scarano, F. R; Lewinsohn, T. M; Fonseca, C. R; Meyer, S. T; Müller, S. C; Ceotto, P; Dadalt, L; Durigan, G; Ganade, G; Gossner, M. M; Guadagnin, G. L; Lorenzen, K; Jacobi, C. M; Weisser, W. W; Pillar, V. D. 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and distributions*, 21:1455–1460.

- Pádua, J. A. 2009. Desenvolvimento, justiça e meio ambiente. São Paulo, Ed. Peirópolis.
- Paine, R. T. 1969. A note on trophic complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 103:91–93.
- Peixoto, D. W. B; Trindade, P. M. P; Kuplich, T. M; Almeida, C. A. 2022. Análise da temperatura de superfície em diferentes coberturas do Bioma Pampa. *Revista Brasileira de Geografia Física*, 15:268–281.
- Peres, C. A. 2000. Identifying keystone plant resources in tropical forests. *Journal of Tropical Ecology*, 16:287–317.
- Peres, C. A; Baider, C. 1997. Seed dispersal, spatial distribution and population structure of Brazil nut trees (*Bertholletia excelsa*) in Southeastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 13:595–616.
- Peres, C. A; Baider, C; Zuidema, P. A; Wadt, L. H. O; Kainer, K. A; Gomes-Silva, D. A. P; Salomão, R. P; Simões, L. L; Franciosi, E. R. N; Valverde, F. C; Gribel, R; Shepard-Jr, G. H; Kanashiro, M; Coventry, P; Yu, D. W; Watkinson, A. R; Freckleton, R. P. 2003. Demographic threats to the sustainability of Brazil nut exploitation. *Science*, 302:2112–2114.
- Peres, C. A; Emilio, T; Schiatti, J; Desmoulière, S. J. M; Levi, T. 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113:892–897.
- Pérez-Méndez, N; Jordano, P; García, C; Valido, A. 2016. The signatures of Anthropocene defaunation: cascading effects of the seed dispersal collapse. *Scientific Reports*, 6:24820.
- Pérez-Méndez, N; Jordano, P; Valido, A. 2015. Downsized mutualisms: consequences of seed dispersers' body-size reduction for early plant recruitment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 17:151–159.
- Pinheiro, F; Ribeiro, J. F. 2001. Síndromes de dispersão de sementes em Matas de Galeria do Distrito Federal, p. 333-376. In: Ribeiro, J. F; Fonseca, C. E. L; Sousa-Silva, J. C. Cerrado: caracterização e recuperação de Matas de Galeria. Planaltina, Embrapa Cerrados, 899p.

- Pizo, M. A; Simão, I; Galetti, M. 1995. Diet and Flock Size of Sympatric Parrots Atlantic Forest of Brazil. *Ornitologia Neotropical*, 6:87–95
- Potter, C. S; Davidson, E; Nepstad, D; Carvalho, C. R. 2001. Ecosystem modeling and the dynamic effects of deforestation on trace gas fluxes in Amazon tropical forests. *Forest Ecology and Management*, 152:97–117.
- Power, M. E. 1992. Top-Down and Bottom-Up Forces in Food Webs: Do Plants Have Primacy Ecology, 73:733–746.
- Power, M. E; Tilman, D; Estes, J; Menge, B. A; Bond, W. J; Mills, L. S; Daily, G. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience*, 46:609–620.
- Prance, G. T; Mori, S. A. 1979. Lecythidaceae - Part I. The actinomorphic-flowered New World Lecythidaceae (*Asteranthos*, *Gustavia*, *Grias*, *Allantoma*, *Cariniana*). The New York Botanical Garden, *Flora Neotropica Monograph*, 21:1–270.
- Pullan, M; Quintana, C; Riina, R; Rodríguez, G. M; Weintritt, J; Acevedo-Rodríguez, P; Adarve, J; Álvarez, E; Aranguren, A; Arteaga, J. C; Aymard, G; Castaño, A; Ceballosmago, N; Cogollo, A; Cuadros, H; Delgado, F; Devia, W; Dueñas, H; Fajardo, L; Fernández, A; Fernández, M. A; Franklin, J; Freid, E. H; Galetti, L. A; Gonto, R; González, R; Graveson, R; Helmer, E. H; Idárraga, A; López, R; Marcano-Vega, H; Martínez, O. G; Maturo, H. M; Donald, M. M; McLaren, K; Melo, O; Mijares, F; Mogni, V; Molina, D; Moreno, N. P; Nassar, J. M; Neves, D. M; Oakley, O. J; Oatham, M; Olvera-Luna, A. R; Pezzini, F. F; Dominguez, O. J. R; Ríos, M. E; Rivera, O; Rodríguez, N; Rojas, A; Särkinen, T; Sánchez, R; Smith, M; Vargas, C; Villanueva, B; Pennington, R. T. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353:1383–1387.
- Puntoni, P. A. 2002. *Guerra dos Bárbaros: povos indígenas e a colonização do sertão nordeste do Brasil*. Editora da Universidade de São Paulo, 144:124–133.
- Queiroz, F. A. 2009. Impactos da sojicultura de exportação sobre a biodiversidade do Cerrado. *Sociedade & Natureza*, 21:2.
- Ragusa-Netto, J. 2004. Flowers, fruits, and the abundance of the Yellow-chevroned Parakeet (*Brotogeris chiriri*) at a gallery forest in the south Pantanal (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 64:867–877.

- Ragusa-Netto, J. 2007. Feeding ecology of the Green-cheeked parakeet (*Pyrrhura molinae*) in dry forests in western Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67:631–637.
- Ragusa-Netto, J; Fecchio, A. 2006. Plant food resources and the diet of a parrot community in a gallery forest of the southern Pantanal (Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 66:1021–1032.
- Ratter, J. A; Ribeiro, J. F; Bridgewater, S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80:223–230.
- Redford, K. H. 1992. The Empty of neotropical forest where the vegetation still appears intact. *BioScience*, 42:412–422.
- Rego, M. M. 2009. In vitro seed germination of mandacaru (*Cereus jamacaru* DC.). *Revista Caatinga*, 22:34–38.
- Rengifo, G. C; Naranjo, M. E; Soriano, P. J. 2007. Fruit Consumption by Birds and Bats on Two Species of Columnar Cacti in a Semi-Arid Andean Enclave of Venezuela. *Caribbean Journal of Science*, 43:254–259.
- Rezende, C. L; Scarano, F. R; Assadd, E. D; Jolye, C. A; Metzger, J. P; Strassburg, B. B. N; Tabarelli, M; Fonseca, G. A; Mittermeier, R. A. 2018. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16:208–214.
- Ribeiro, J. E. L. S; Hopkins, M. J. G; Vicentini, A; Sothers, C. A; Costa, M. A. S; Brito, J. M; Souza, M. A. D; Martins, L. H; Lohmann, L. G; Assunção, P. A; Pereira, E. C; Silva, C. F; Mesquita, M. R; Procópio, L. C. 1999. Flora da Reserva Ducke. Guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra firme na Amazônia Central. *INPA-DFID*, 1:1–808.
- Ribeiro, M. C; Metzger, J.P; Martensena, A. C; Ponzonib, F. J; Hirotac, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142:1141–1153.
- Ribeiro, S; Moreira, L; Overbeck F. B; Maltchik, L. 2021. Protected Areas of the Pampa biome presented land use incompatible with conservation purposes. *Journal of Land Science*, 16:260–272.

- Ripple, W. J; Estes, J. A; Beschta, R. L; Wilmers, C. C; Ritchie, E. G; Hebblewhite, M; Berger, J; Elmhagen, B; Letnic, M; Nelson, M. P; Schmitz, O. J; Smith, D. W; Wallach, A. D; Wirsing, A. J. 2014. Status and Ecological Effects of the World's Largest Carnivores. *Science*, 343:1–13.
- Roesch, L. F. W; Vieira, F. C. B; Pereira, V. A; Schünemann, A. L; Teixeira, I. F; Senna, A. J. T; Stefenon, V. M. 2009. The Brazilian Pampa: A Fragile Biome. *Diversity*, 1:182–198.
- Santos, K. L; Ducroquet, J. P. H. J; Nava, G; Amarante, C. V. T; Souza, S. N; Peroni, N; Guerra, M. P; Nodari, R. O. 2011. Orientações para o cultivo da goiabeira-serrana (*Acca sellowiana*). *Epagri*, 44 p.
- Schmitz, P. I; Rosa, A; Bitencourt, A. 2004. Arqueologia nos cerrados do Brasil Central: Serranópolis. *Pesquisas-Antropologia*, 60:7–286.
- Schupp, E. W. 1993. Quantity, quality, and the effectiveness of seed dispersal by animals. In Fleming, T. H; Estrada, A. (eds.). *Frugivory and seed dispersal: ecological and evolutionary aspects*, 1:15–29.
- Sechrest, W; Brooks, T. M; Fonseca, G. A. B; Konstant, W. R; Mittermeier, R. A; Purvis, A; Rylands, A. B; Gittleman, J. L. 2002. Hotspots and the conservation of evolutionary history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99:2067–2071.
- Sigrist, M. S; Carvalho, C. J. B. D. 2008. Detection of areas of endemism on two spatial scales using Parsimony Analysis of Endemicity (PAE): the Neotropical region and the Atlantic Forest. *Biota Neotropica*, 8:1–10.
- Silgueiro, V. F; Souza, C. O. C. F; Muller, E. O; Silva, C. J. 2021. Dimensions of the 2020 wildfire catastrophe in the Pantanal wetland: the case of the municipality of Poconé, Mato Grosso, Brazil. *Research, Society and Development*, 5:1–10.
- Silva, A. C. C; Wadt, L. H. O. 2008. Remoção e destino de sementes de *Bertholletia excelsa* Bonpl. em castanhais nativos no sudoeste da Amazonia. *Anais do VI Seminário anual de Cooperação UFAC/UF*, 6:1–137.
- Silva, J. M. C; Barbosa, L. C. F; Leal, I. R; Tabarelli, M. 2017. The Caatinga: understanding the challenges. In: J. M. C. da Silva et al. (eds.), *Caatinga Dry Forest*. Springer International Publishing, 1:3–19.

- Silva, M. G; Tabarelli, M. 2000. Tree species, impoverishment and the future flora of the Atlantic Forest of northeast Brazil. *Nature*, 404:72–74.
- Silvertown, J. 2004. Sustainability in a nutshell. *Trends in Ecology and Evolution*, 19:276–278.
- Skole, D; Chomentowski, W. H; Salas, W. A; Nobre, A. D. 1994. Physical and human dimensions of deforestation in Amazônia. *Bioscience*, 44:314–322.
- Soares-Filho, B; Moutinho, P; Nepstad, D; Anderson, A; Rodrigues, H; Garcia, R; Dietzsch, L; Merry, F; Bowman, M; Hissa, L; Silvestrini, R; Maretti, C. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107:821–826.
- Tabarelli, M; Gascon, C. 2005. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*, 19:734–739.
- Taylor, N; Zappi, D. 2004. Cacti of eastern Brazil. *Royal Botanic Gardens*, 1:303–347.
- Terborgh, J. 1986a. Keystone plant resources in the tropical forests. In: Soulé, M. E. (ed.). *Conservation biology*, 330–344.
- Terborgh, J. 1986b. Community aspects of frugivory in tropical forests. *Frugivores and seed dispersal*, 371–384.
- Terborgh, J. 1992. Maintenance of Diversity in Tropical Forests. *Biotropica*, 24:283–292.
- Terborgh, J; Losos, E; Riley, M. P; Riley, M. B. 1993. Predation by vertebrates and invertebrates on the seeds of five canopy tree species of an Amazonian Forest. *Vegetatio*, 107:375–386.
- Trived, M. R; Cornejo, F. H; Watkinson, A. R. 2004. Seed Predation on Brazil Nuts (*Bertholletia excelsa*) by Macaws (Psittacidae) in Madre de Dios, Peru. *Biotropica*, 36:118–122.
- Vasconcelos, M. F; Santos, D. N; Hoffmann, D; Gomes, H. B. 2006. Natural history notes on parrots feeding on fruits of *Myracrodruon urundeuva* (Anacardiaceae) in three South American dry forest regions. *Cotinga*, 26:15–19.

- Vergara-Tabares, D. L; Cordier, J. M; Landi, M. A; Olah, G; Nori, J. 2020. Global trends of habitat destruction and consequences for parrot conservation. *Global Change Biology* 26:4251–4262.
- Vidal, M. M; Hasui, E; Pizo, M. A; Tamashiro, J. Y; Silva, W. R; Guimarães, P. R. 2014. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. *Ecology*, 95:3440–3447.
- Vieira, I. C. G.; Silva, J. M. C.; Toledo, P. M. 2005. Estratégias para Evitar a Perda de Biodiversidade na Amazônia. *Estudos Avançados*, 19:153–164.
- Wadt, L. H. O; Kainer, K. A; Staudhammer, C. L; Serrano, R. O. P. 2008. Sustainable forest use in Brazilian extractive reserves: Natural regeneration of Brazil nut in exploited populations. *Biological Conservation*, 141:332–346.
- Whitmore, T. C. 1991. An introduction to tropical rain forests. *Journal of Tropical Ecology*, 7:202–226.
- Wotton, D; Kelly, D. 2011. Frugivore loss limits recruitment of large-seeded trees. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278:3345–3354.
- WWF. 2019. Quanto o Brasil tem em unidades de conservação? UNIDADES DE CONSERVAÇÃO NO BRASIL. Disponível em: <https://wwf.org.br/>.
- Young, H. S; Mccauley, D. J; Galetti, M; Dirzo, R. 2016. Patterns, Causes, and Consequences of Anthropocene Defaunation. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 47:333–358.
- Zuidema, P. A; Boot, R. G. A. 2002. Demography and management of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. *Journal of Tropical Ecology*, 18:1–31.

Capítulo 1

Ecological interactions between *Cereus jamacaru* and birds in the Caatinga

Liliane Keren Deringer^{1*}, Juliano A. Bogoni^{2,3}, Cláudia Sofia Guerreiro Martins⁴,
Marília Teresinha Hartmann¹, Paulo Afonso Hartmann¹

¹Laboratório de Ecologia e Conservação, Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Erechim, Brazil.

²Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna (Lemac), Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, Brazil.

³Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Campo Grande, Brazil.

⁴Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental, Universidade Federal do Vale do São Francisco (UNIVASF), Petrolina, Brazil.

*lkderinger@gmail.com

Abstract

The semi-arid Caatinga — an exclusive Brazilian biome — is a biodiversity-rich and one of the most threatened biomes across Brazil. In the Caatinga, the cactus *Cereus jamacaru* DC. (mandacaru) is a widespread species, being an important resource for bird foodwebs. Birds are important pollinators, predators, and seed dispersers, representing a clade highly threatened by habitat loss and degradation. The main goals of this study were (1) to assess and measure the ecological interactions between birds and one of the most important plant resources in the semi-arid Caatinga, and (2) to predict the diversity of interacting birds (richness and composition) in relation to socioenvironmental variables and land use features. Interactions sampling were performed between February and March 2022, in two Protected Areas created to reconcile the conservation objectives for the remnants of the Caatinga with the reintroduction of the *Cyanopsitta spixii* (Wagler, 1832) in the wild. Camera-traps were installed in focal individuals of *Cereus jamacaru* within these two protected areas. Based on the camera-trap videos, the *Cereus jamacaru* fructification and the interaction with local avifauna were analyzed both descriptively and using regressions, network and ordination analyses. Our results showed that 17 native bird species —the vast majority predominant species of anthropized areas — interacted with *Cereus*

jamacaru fruits. Moreover, we identified a clear human influence in terms of land use and defaunation determining the relictual ecological interactions, given that Caatinga was historically managed by small-scale agropastoral activities, therefore resulting in a mosaic of areas with varying degrees of degradation. In this scenario, we can conclude that *Cereus jamacaru* proves to be an important resource for avifauna, but there are a land-use and defaunation effects molding the species interactions once presumably more complete.

Keywords: Keystone plant resource; Spix's Macaw; Semi-arid; Ornithochory; Defaunation.

1 Introduction

The semi-arid Caatinga is a biome exclusive to Brazil, occupying most of the inland northeastern region of Brazil (Silva et al., 2017; Fernandes et al., 2018; Jatobá, 2019). In the recent past, the Caatinga biome was recognised as a homogeneous biome, with low species richness and a few degrees of endemism (Pádua, 2009). Currently, however, the Caatinga biome is classified as an ecologically unique biome, with distinct biotic and biogeographical characteristics (Dryflor et al., 2016).

Human presence in the Caatinga dates to the late Pleistocene and early Holocene, with strong paleoenvironmental evidence of vertebrates and fruits feeding (Martin, 1997; Bueno et al., 2015). The Caatinga landscapes were strongly influenced by its history of use, such as overgrazing, firewood extraction, use of fire, and vegetation suppression (Leal et al., 2003). These activities have consequences for biocenoses and geotopes (Alves et al., 2008). The history of exploration and the low percentage of land delimited for biome protection (8.95% in Conservation Units; ICMBio, 2023) make the Caatinga one of the most threatened biomes across Brazil (Dryflor et al., 2016).

Decharacterization of the landscape in the Caatinga has had a major impact on the vertebrate fauna (Bogoni et al., 2020), with declines in populations of homeotherm vertebrate species (Albuquerque et al., 2012; Alves et al., 2016; Barboza et al., 2016; Dias et al., 2016). Notwithstanding, the semi-arid Caatinga is one of the least studied regions in Brazil (Lima et al., 2015; Martins et al., 2019).

However, Caatinga biome is an important center of biodiversity (Pádua, 2009; Ferraz et al., 2013; Dryflor et al., 2016) with an estimated faunal richness of 1,307 species (ICMBio, 2018). Homeotherm vertebrates account for 731 species, including 548 bird species (Carmignotto et al., 2017; Garda et al., 2018). The regional flora consists of deciduous vegetation with approximately 4,440 species of angiosperms ($\cong 253$ are considered threatened, $\cong 744$ species are endemic). In the Caatinga, small trees and shrubs predominate, bearing thorns and foliage during the dry season (Fernandes et al., 2018). The most important plant species are 'macambira' (*Bromelia laciniosa*), 'mandacaru' (*Cereus jamacaru*), 'favela' (*Cnidoscolus quercifolius*), 'umbu' (*Spondias tuberosa*), and 'juazeiro' (*Ziziphus joazeiro*) (Lucena et al., 2008).

The cactus *Cereus jamacaru* is considered a symbol of the Caatinga (Andrade-Lima, 1981). It occurs in shallow soils and has a rupicolous growth habit, is regionally

endemic, and widespread in the Caatinga (Lima, 1996; Rocha et al., 2002). Due to its hardiness, *Cereus jamacaru* survives extreme dry periods (Andrade-Lima, 1981). The *Cereus jamacaru* have arboreal habits and has a stem and side shoots with rigid spines and a large amount of water (Rocha et al., 2007; Menezes et al., 2011). Its flowers are 14 to 18 cm long and are pollinated by moths and bats (Rocha et al., 2007). Sexual reproduction is by seeds, while asexual or vegetative reproduction is by grafting, shoots, and cuttings (Alencar et al., 2012). *Cereus jamacaru* flowering and fruiting are related to seasonal rains (Quirino, 2006), and fruits average 15 cm in length and 12 cm in diameter, berry-shaped, ovoid, dehiscent, with white mucilaginous pulp and intense pink color (Rocha et al., 2007).

In the northeast states of Bahia and Pernambuco, the *Cereus jamacaru* is the species most used by small farmers as a source of food for domestic animals (Alves et al., 2008). The *Cereus jamacaru* exhibits the ornithochoric dispersal syndrome (fruit dispersal by birds) and can also serve as food for other animals (Leal et al., 2007; Gomes et al., 2014). Due to the decline of tree-shrub species with medium- to large-sized fruits, *Cereus jamacaru* is one of the most important resource sources for the relict fauna of homeotherm vertebrates in the Caatinga. Despite the great importance of *Cereus jamacaru* in the daily life of local populations of the semi-arid region and the potential for restoration of degraded areas, there are few studies focused on the natural history aspects of species phenology, floral biology, and dispersal (Rocha 2007; Alves et al., 2008; Meiado et al. al., 2010; Lopes et al., 2021).

In recent years, knowledge of the ecological aspects of the Caatinga has expanded (Martins et al., 2019). However, there are still many gaps in ecological knowledge and theoretical foundations that can be used for conservation actions. Among them, the lack of studies on the relationships between plants and frugivorous species in the Caatinga remains little know. Therefore, the objectives of the present study were: (a) assess and measure the ecology of interactions between birds and one of the most important plant resources (*Cereus jamacaru*) in the Caatinga biome; and (b) investigate the interactions of birds with *Cereus jamacaru* (richness and composition) in relation to socioenvironmental variables and land use features.

2 Materials and methods

2.1 Study area

The study was conducted in two Protected Areas (UC is the acronym for Conservation Units, the official designation of Protected Areas in Brazil) created with the aim of reconciling the conservation objectives for the remnants of the Caatinga with the reintroduction of the Ararinha Azul (*Cyanopsitta spixii* - Wagler, 1832) in the wild: Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS) and the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) in northeastern Brazil. The RVS has an area of 29,269 hectares and the APA has an area of 90,641.92 hectares. The UCs include the municipalities of Juazeiro and Curaçá, Bahia State, Brazil (Vital et al., 2008). These two UCs belong to the Sertaneja Southern Depression ecoregion, where a hot and semi-arid climate prevails (Cavalcanti et al., 2020), with an average annual temperature of 24°C and precipitation concentrated in the months of January to April, reaching an annual rainfall of 454 mm on average (Velloso et al., 2002; Moro, 2013).

2.2 Data collection

2.2.1 Sampling design and effort

To estimate the bird species that use *Cereus jamacaru* (Figure 01) as a food source, nine focal individuals of this cactus species were selected (seven in the RVS and two in the APA). For each focal individual, location was recorded using GPS, and productivity was quantified using absolute fruit counts (Clark et al. 2005). Since fruit does not fall to the ground even when it reaches mature stage, at the top of the plant we installed one camera-trap per focal individual. Those above mentioned nine focal individuals were distant at least 150 meters of each other. The traps were programmed to take 15-second video-recordings with a 2-second gap between recordings. These videos were used to identify the bird species that use *Cereus jamacaru* as food by manipulating and removing the fruits (i.e., endozoochory, defined as the event of fruit consumption on site) (similar to Bogoni et al., 2018).



Figure 01. Focal individual of *Cereus jamacaru* with the presence of fruits in the study area in the semi-arid Caatinga, in northeastern Brazil.

Complementarily, birds using *Cereus jamacaru* as a food resource were recorded by occasional direct observation (i.e., during the camera traps installation and checking). Yet, these occasional records derived from direct observation were not included in the statistical analysis to avoid sampling noise. Interactions sampling were performed between February and March 2022 (specifically from February 3rd to March 9th, without interruption), to match the sampling obtaining during the most intense

fruiting phase of *Cereus jamacaru*, which overlap with the rainy season in the region. For each registered species, the conservation status was reviewed globally (IUCN, 2019). This study was conducted under license number 81535, from Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio).

2.2.2 Co-variables for environment and land use and cover

Using an R code (R Core Team, 2022), we extracted — in a 2-km radial buffers from each *Cereus jamacaru* focal individual latlong — environment and land use covariables, comprising the defaunation index (Bogoni et al., 2020), vegetation height (Potapov et al., 2020) and land cover and use (Mapbiomas, 2021). We used the data on land use and cover from annual mapping project in Brazil (MapBiomias, 2022), dated from 2021. Landsat satellite imagery (NASA) provides maps produced by pixel classification (Mapbiomas, 2022). The land use and land cover variables provide information on which land cover classes are present and their relative amount or proportion (Turner et al., 2001). In the Caatinga biome, classification was done during the rainy season (January to June) because vegetation varies with climatic seasonality (Mapbiomas, 2022).

We used the Google Earth platform (www.code.earthengine.google.com) to access the MapBiomias collection and calculated the proportion of cover and land use classes of pasture formation (pasture; identification code 15), savannah formation (savannah; id code 4), mosaic formation of agriculture and pasture and grasslands (mosaic_AgriPasture; id code 21) and other formations (Grassland; id code 12) as predictors for further analyzes, for each of the cover classes within the 2-km radial buffers around each *Cereus jamacaru* focal individual. The remaining classes (21 in total) were not considered because they are structurally distinct (MapBiomias, 2022). The percentage of area occupied by each use and cover class was extracted from each 2-km radial buffer. This buffer size has been used in many studies (Lyra-Jorge et al., 2010; Regolin et al., 2017).

We extracted vegetation height values within each 2-km radial buffers around each *Cereus jamacaru* focal individual using GEDI-Landsat data (Potapov et al., 2020). Vegetation height can be used as a proxy for ecosystem biomass, structural complexity, vertical stratification, niche space, and productivity, being correlated with

ecosystem biodiversity and ecological functions (Tao et al., 2016; Potapov et al., 2020).

2.3 Data analysis

2.3.1 Regression models

We used generalized linear models (GLMs; Dobson, 1990), with Poisson distribution under data variance to evaluate the effects of defaunation, vegetation height, and land use and cover — on each focal individual of *Cereus jamacaru* and its respective 2-km radial buffer — in determining the richness of interacting birds. GLM models were specified as follows: bird richness \sim defaunation + vegetation height + j^{th} land-cover or land use. Due to the variation in numerical magnitudes and asymmetry of the predictive variables, we previously rescaled the predictive variables by \log_{10} (Oksanen et al., 2013).

2.4 Network analysis

The frugivory interaction between birds species vs. *Cereus jamacaru* were first condensed in a binary adjacency matrix in which the rows corresponded to bird species interactions and columns to focal individuals of *Cereus jamacaru*. Each cell of the matrix assumed values 0 or 1 for the absence or presence of bird species interactions, respectively. Using this binary adjacency matrix, quantitative metrics of network analysis were calculated: (a) modularity, which quantifies the nodes that are grouped in cohesive clusters in the network (Olesen et al., 2007), (b) average degree, which represents the number of interactions that each node has (Bogoni et al., 2018), (c) connectance, which is the proportion of connections in the links of interactions performed (Pires et al., 2011), and (d) nesting, the degree to which the network has been nested, showing a hierarchical pattern (Bascompte et al., 2003; Almeida-Neto et al., 2008).

For modularity, we used the Newman metric (Newman, 2004), whose empirical value was compared with a reference distribution of the computed modularity values for a set of 1000 null model matrices, in which the degree of species varies between zero and the mean of the degree of the real network. Significance ($p \leq 0.05$) was based

on how much the observed modularity value is larger than or equal to the mean modularity contained in the null models (Bascompte et al., 2003).

For nestedness, we used the NODF metric (Almeida-Neto et al., 2008). The NODF value varies from zero — when there is no signal for matrix nesting — to 100 when the matrix is perfectly nested (Pires et al., 2014). We also compare the NODF value of the empirical network to a distribution generated by 1000 theoretical matrices generated by a null model based on a probability matrix (null model 2; Bascompte et al. 2003), using the same criterion as for significance modularity (Bascompte et al., 2003).

2.5 Redundancy Analysis

Data on the composition of interactions between birds and *Cereus jamacaru* vs. the set of environmental covariates were analyzed through a redundancy analysis (RDA). For this analysis, data on the presence or absence of interactions between bird species and *Cereus jamacaru* were used. The asymmetry in the number of interactions was prior corrected using the Hellinger transformation (Legendre et al., 2001). Asymmetry in environmental and landscape variables was transformed by standardization (Borcard et al., 2011). We based the significance of variance partitioning tests ($p \leq 0.05$) on 999 permutations. All aforementioned analyzes were developed in R software (R Core Team, 2016) using bipartite (Dormann et al., 2022), vegan (Oksanen et al., 2022), ggplot2 (Wickham et al., 2022), and viridis (Garnier et al., 2021) R-packages.

3 Results

A total of 300 *Cereus jamacaru* fruits were counted in the nine selected focal individuals (S) of *Cereus jamacaru* in the Ararinha Azul Wildlife Refuge and Ararinha Azul Environmental Protection Area (S1 = 15 fruits; S2 = 28; S3 = 16; S4 = 40; S5 = 108; S6 = 25; S7 = 32; S8 = 13; S9 = 23). Analyzing 1,110 videos derived from our sampling, a total of 673 independent interactions with avifauna were recorded for six of the nine *Cereus jamacaru* focal individuals observed. For three focal individuals there was no record of interactions with birds. A total of 17 bird species were identified using *Cereus jamacaru* fruits as a food source (Table 01), among them, 10 bird species

were recorded with camera traps. Whereas eight bird species were recorded through direct visualisation (Table 01).

Taxon	Record method	IUCN	Focal individual ID
<i>Agelaioides fringillarius</i> (Spix, 1824)	AF, VD	LC	S1
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	VD	LC	-
<i>Cyanocorax cyanopogon</i> (Wied, 1821)	AF	LC	S6
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	VD	LC	-
<i>Eupsittula cactorum</i> (Kuhl, 1820)	AF	LC	S5
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	AF	LC	S6
<i>Icterus jamacaii</i> (Gmelin, 1788)	VD	LC	-
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	VD	LC	-
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	AF	LC	S1, S3, S4, S5
<i>Paroaria dominicana</i> (Linnaeus, 1758)	AF	LC	S1, S6
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	VD	LC	-
<i>Primolius maracana</i> (Vieillot, 1816)	AF	NT	S2
<i>Pseudoseisura cristata</i> (Spix, 1824)	VD	LC	-
<i>Sp1 (unidentified)</i>	AF	-	S1
<i>Sp2 (unidentified)</i>	AF	-	S6
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	VD	LC	-
<i>Tyrannus melancholicus</i> (Vieillot, 1819)	AF	LC	S6

Table 01. Records of bird species consuming *Cereus jamacaru* fruit in the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) and the Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS), in northeastern Brazil. CT: camera traps; DV: direct visualisation; LC: least concern; NT: near threatened; (-) no information; S1, S2, S3, S4, S5, and S6: focal individuals of *Cereus jamacaru* where interactions were recorded.

Network analysis showed that one focal individual interacted with five bird species (S6), one with four species (S1), one with two species (S5), and three with only one species (S2, S3, and S4) (Tab. 01, Fig. 02). Most bird species interacted with only one *Cereus jamacaru*, except for the species *Mimos saturninus*, which interacted with four focal *Cereus jamacaru* individuals (S1, S3, S4, and S5), and *Paroaria dominicana*, which interacted with two focal *Cereus jamacaru* individuals (S1 and S6) (Table 01, Fig. 02).

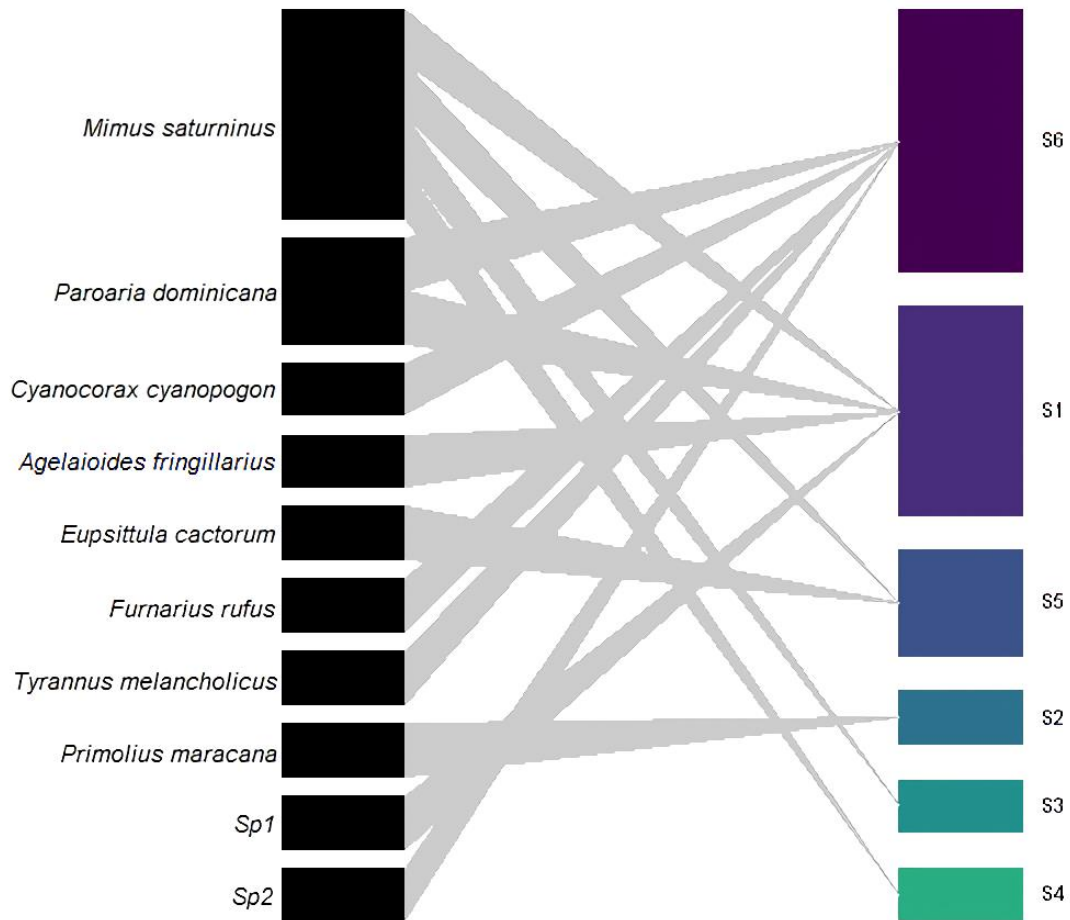


Figure 02. Interaction network between birds and *Cereus jamacaru* in the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) and the Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS), in northeastern Brazil.

The modularity of the network was statistically higher than the null expectation ($M_{\text{obs}} = 0.56$; $M_{\text{null}} = 0.12$). The average degree of birds was 1.55 and the average degree of *Cereus jamacaru* focal individuals was 0.82. The connectivity of the network was low (Fig. 03), reaching only 0.091 (9%) of possible interactions. The observed nestedness of the network was lower than the null expectation ($N_{\text{obs}} = 13.37$; $N_{\text{null}} = 16.00$; $p = 0.016$).

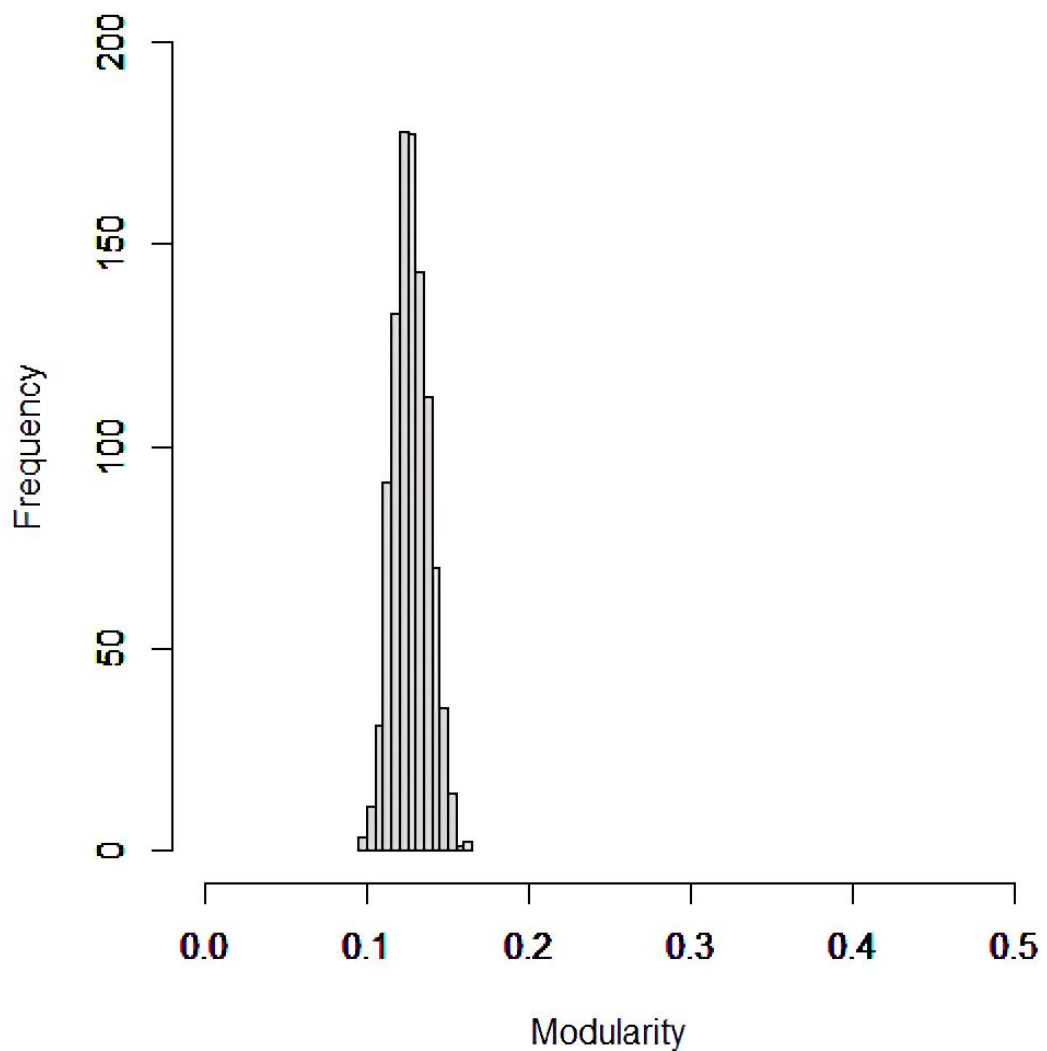


Figure 03. Null distribution of modularity of birds and *Cereus jamacaru* interactions in the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) and the Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS), in northeastern Brazil.

Species richness of interacting birds was negatively affected by defaunation values [Z-value = -2.2 , $p = 0.023$]. In addition, landscape cover of savannah, pasture, and a mosaic of agriculture and pasture had a positive effect on bird richness [Z-value = 1.87 ; $p = 0.06$]. Redundancy analysis (RDA) had an explanatory power of 74.5% with 37.6% explained by axis 1 and 18.2% by axis 2 (Fig. 4).

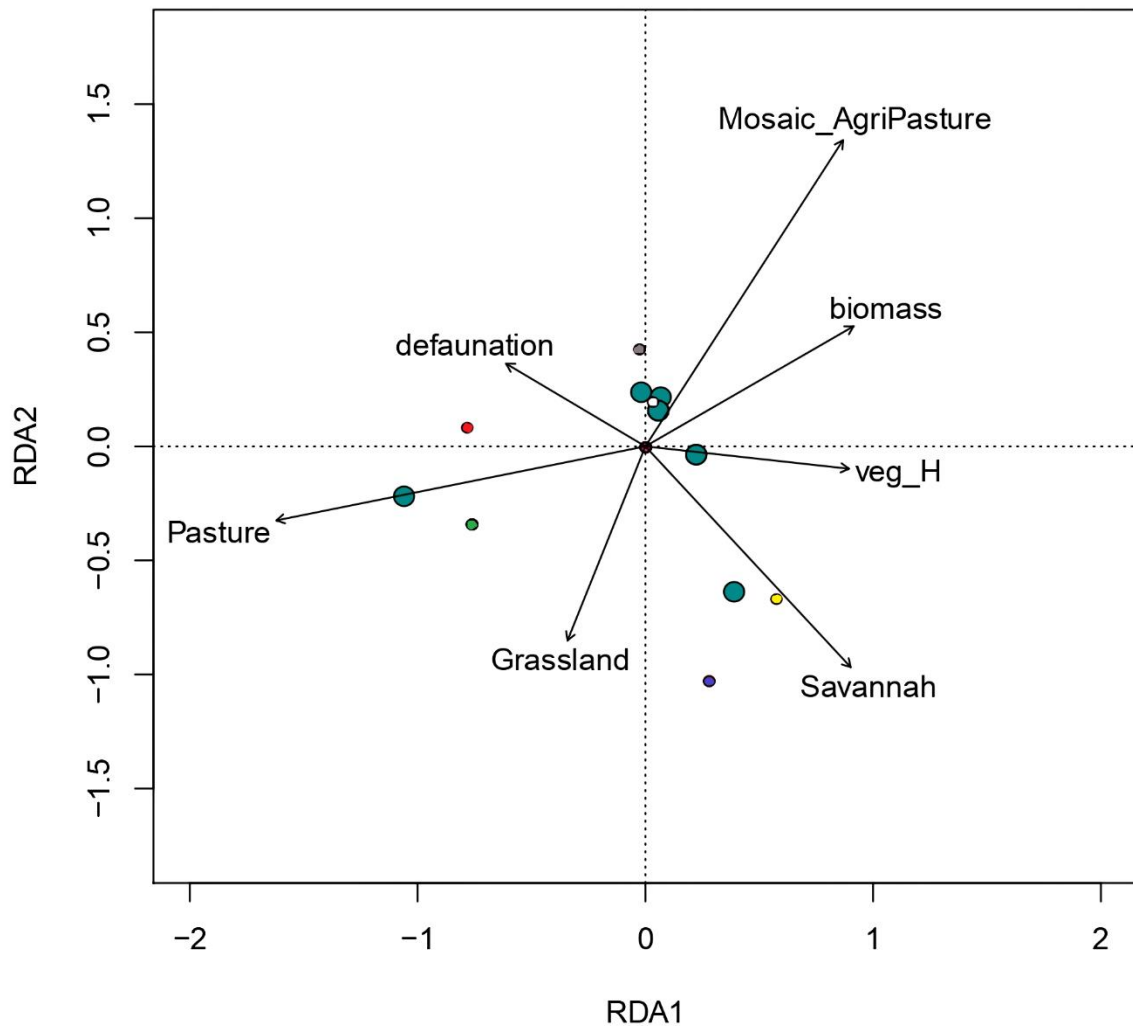


Figure 04. Redundancy analysis (RDA) of avifauna and *Cereus jamacaru* in the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) and the Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS), in northeastern Brazil. (*Paroania dominicana* – in red, *Cyanorax cyanopon* – in green, *Agelaioides fringillarius* – in grey, *Primolius maracana* – in white, *Mimus saturninus* – in yellow, *Eupsittula cactorum* – in purple).

The species that contributed positively to the axis of variation (RDA2) were *Paroania dominicana*, *Cyanorax cyanopon* and *Agelaioides fringillarius* (Fig. 04). Those that contributed negatively were the species *Primolius maracana*, *Mimus saturninus* and *Eupsittula* (RDA1; Fig. 04). The same species and with the same effects dominated the variation on axis 2 (Fig. 05).

The main socioenvironmental covariates for the first axis of variation in species composition were savannah and biomass (positive) and pasture (negative; Fig. 04). The second axis was dominated by savannah (negative) and defaunation (positive; Fig. 04). For example, S6 (*Cereus jamacaru* 6) had more pasture coverage and modality analysis revealed that four unique species were present there (see modality figure, Fig. 05).

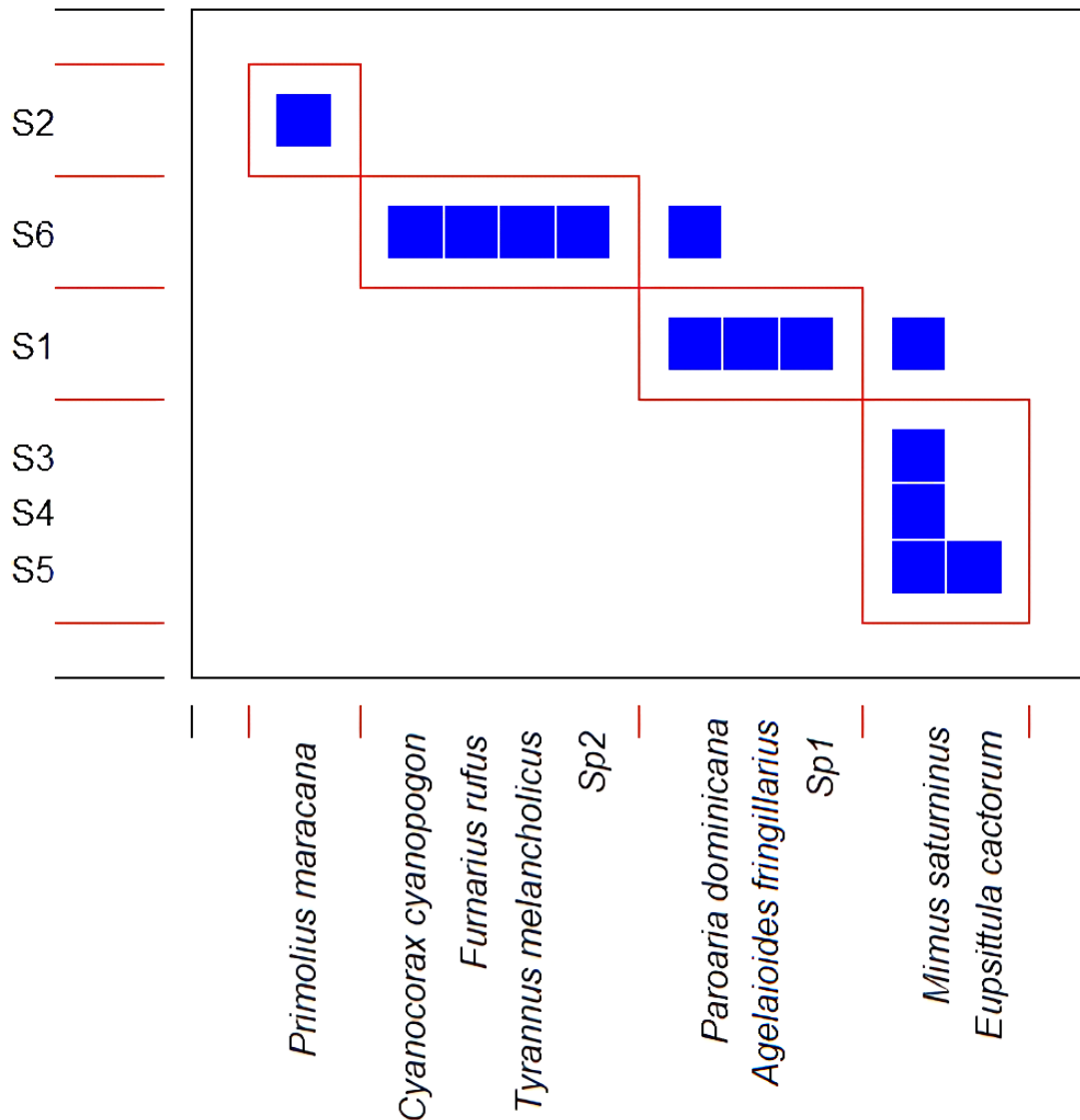


Figure 05. Modularity of avifauna and *Cerus jamacaru* in the Ararinha Azul Environmental Protection Area (APA) and the Ararinha Azul Wildlife Refuge (RVS), in the in northeastern Brazil.

4 Discussion

The diversity and quantity of ecological interactions between birds and plant resources is a function of habitat quality, which is enhanced by the presence of plants as food sources, shelter, or nesting sites (Bennett et al., 2013). The overwhelming number of generalist bird species recorded may be a result of human activity in the region (Accordi; Barcellos, 2006). In the study area, the low number of nesting sites might be related to the strong presence of people, who live from plant extractivism, agriculture, hunting (despite illegal according to Brazilian law), and illegal wildlife trade (Dantas-Aguiar et al., 2011; Barros et al., 2012). These actions can lead to lower

habitat quality and simplification, reducing opportunities for interactions. Nesting is a consequence of asymmetries in interaction and unequal distribution of species in the network (Bascompte; Jordão, 2006).

The low connectivity of interacting species reflects the anthropization of the natural area (Fonseca et al., 2017) and the few protected areas in the Caatinga (ICMBio, 2023). In this sense, the main cause of the absence or loss of biodiversity is the anthropogenic impact on natural landscapes (Olah et al., 2016; Vergara-Tabares et al., 2020). The low connectivity observed highlights the lack of interactions, which is likely due to the absence of fruiting pairs with the presence of frugivorous species, size constraints, structural limitations of plants, and other non-obvious causes (Jordano, 1987). In addition, it is evident that *Cereus jamacaru* interactions with local fauna are affected by defaunation (Vidal et al., 2013). Defaunation, in turn, affects ecological interactions, impairs ecosystem services, and reduces the chances for reproductive success of plants that depend on animals for pollination or dispersal (Janzen, 1974; Redford, 1992; Balvanera et al., 2006; Kurten, 2013).

The high modularity is related to different species groups associated with different focal individuals. Our data are consistent with other studies showing that *P. dominicana* is one of the most common species interacting with *Cereus jamacaru* (Araujo, 2009; Gomes, 2014). In addition, the bird species *M. saturninus* and *P. dominicana* act as potential dispersers by ingesting whole seeds and excreting intact seeds (Gomes, 2014). In open Caatinga areas, bird species such as *M. saturninus* and *P. dominicana* that interact with *Cereus jamacaru* are widespread due to their broad foraging range and ability to occupy degraded areas (Clements, 2005; Araújo, 2009). In areas with dense Caatinga vegetation, the species *E. chlorotica* interacts with *Cereus jamacaru* (Araújo, 2009) because it prefers areas with denser vegetation in search of insects and fruits, usually in the highest parts of trees or even on bushes (Descourtilz, 1983).

Cactaceae are considered key resources for homeotherm vertebrates in the Caatinga (Gomes et al., 2017). The absence of specialist birds in cactus fruits removal in the Caatinga (González-Espinosa et al., 1986; Gomes et al., 2017) may promote an increase in fruit predation by generalist birds (Las-Casas et al., 2012; Rito et al., 2017; Sfair et al., 2018). Our results are consistent with this pattern, as *M. saturninus* and *P. dominicana* are birds that play an important role in fruit removal, which still has the

potential to significantly affect the dispersal network (Gomes et al., 2017; Santos et al., 2019).

The richness of interacting species was negatively influenced by defaunation values, as previously observed in other studies (Tabarelli et al., 2004; Ribeiro et al. 2009; Lobo et al., 2011). In the foodweb, defaunation is considered one of the greatest threats to ecosystems (Galetti; Dirzo, 2013). The loss of bird species affects plant recruitment patterns in non-random ways (Giacomini; Galetti, 2013; Harrison et al. 2013). In this sense, population reduction or extinction of dispersers, such as frugivorous birds, can improve taxonomic and/or functional diversity (Wright et al., 2007; Slik et al., 2010; Giacomini; Galetti, 2013; Harrison et al., 2013). The most efficient strategy to maintain ecosystem dynamics is to establish protected and contiguous areas that avoid the negative impacts of defaunation processes (Peres, 2005; Galetti et al., 2013, Jorge et al., 2013).

The effects of defaunation cause trophic cascades in ecosystems that impact plant and vertebrate species (Terborgh et al., 2001; Ripple et al., 2015). In addition, defaunation can have other effects, such as altering phenotypic characteristics of plants, which have long-term consequences in a climate change scenario (Prugh et al., 2009; Galetti et al., 2013; Gomides et al., 2021). The presence or absence of interacting species influences plant species recruitment (Brocardo et al., 2013; Bueno et al., 2013). This is the case for homeotherm vertebrates, which are bioindicators of environmental quality (Brocardo et al., 2013). Therefore, the extinction of these species, even at local or regional level, can have consequences for the conservation of systems (Bueno et al., 2013). Population declines affect both local levels of well-being and ecological interactions in ecosystems (Olesen; Jordano, 2002; Valiente-Banuet et al., 2015).

Variability in bird species richness was positively affected by the socioenvironmental covariates of Savannah and biomass. In addition, bird composition responded negatively to changes due to habitat alteration, as indicated by the socioenvironmental covariate of pasture. The highest number of unique bird species occurred in areas with predominant pasture cover (N = 4, *Cereus jamacaru* site 6). Species with high environmental use requirements may not be able to maintain viable populations at these sites. Because this is a site with a higher proportion of pasture and thus with anthropic influence, the species recorded are those that are able to occupy altered or uncharacterized environments (Accordi; Barcellos, 2006; Beca et al.,

2017). In this way, food resources, such as *Cereus jamacaru* fruit, are available to these species. The defaunation caused by the exclusion or loss of more demanding species can affect the ecological role of homeotherm vertebrates (Olesen et al. 2007). In this sense, changes in landscape structure can lead to species exclusion and selectivity, affecting local richness and diversity (Gascon et al., 1999; Newbold et al., 2015).

Although the areas are Conservation Units, they are relatively new and still in the implementation phase. In addition, the area is heavily influenced by humans (Barros et al., 2012) and consists of a mosaic of areas with varying degrees of degradation (MapBiomass, 2022). There is evidence that the Caatinga historically harboured a wide diversity of homeotherm vertebrates and fruiting plants (Martin, 1997; Bueno et al., 2015), now largely displaced by herds of non-native ungulates. Our results indicate that the fauna of the sampled areas likely reflect a state of historically altered environments (Bueno et al., 2015) already under the influence of defaunation processes. That is, the data show interactions in a landscape that has been and continuous to be under the effects of anthropic alteration (Barros et al., 2012). This situation can explain the relatively low richness (considering the total bird richness estimated for the area; Barnett et al., 2014) and the predominance of species with a wide distribution and the ability to occupy anthropized areas. In this scenario of anthropogenically influenced environments, *Cereus jamacaru* proves to be an important resource for avifauna, at least for a part of it, which it uses as a food source during the fruiting season.

The present study shows that cactus fruits are consumed by a wide range of birds and suggests that these food resources are important for birds in the Caatinga (Las-Casas et al., 2012b; Araujo; Silva, 2017). It also suggests that birds may play an important role in the dispersal of these plants, as some species observed consuming cactus fruit displays characteristics of potential seed dispersers. However, it should be noted that studies on the effectiveness of seed germination after passing through the digestive tract of birds should be conducted to determine which species actually disperse efficiently (Gomes et al., 2017).

The fauna and flora of the Caatinga are highly threatened (Albuquerque et al., 2012). *Cereus jamacaru* plants are abundant and have high fruit production and synchronicity (Godinez-Alvarez et al., 2002; Rocha et al., 2007; Menezes et al., 2011). The availability of fruit, even if seasonal, represents an important food source for

several species. Therefore, conservation of *Cereus jamacaru* is extremely important (Gomes, 2014), as it is one of the most important resource sources for relict fauna of homeotherm vertebrates and has potential for restoration of areas in the Caatinga (Meiado et al., 2010; Lopes et al., 2021). These results also raise concerns about the success of Spix's Macaw (*C. spixii*) reintroduction in these Caatinga remnant areas. The degree of decharacterization and alteration of the landscape could threaten the conservation of Spix's Macaw populations in the region.

References

- Accordi, I. A; Barcellos, A. 2006. Composição da avifauna em oito áreas úmidas da Bacia Hidrográfica do Lago Guaíba, Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ornitologia* 14:101–115.
- Albuquerque, U. P; Araújo, E. L; El-Deir, A. C. A; Lima, A. L. A; Souto, A; Bezerra, B. M; Ferraz, E. M. N; Freire, E. M. X; Sampaio, E. V. S. B; Las-Casas, F. M. G; Moura, G. J. B; Pereira, G. A; Melo, J. G; Ramos, M. A; Rodal, M. J. N; Schiel, N; Lyra-Neves, R. M; Alves, R. R. N; Azevedo-Júnior, S. M; Telino-Júnior, W. R; Severi, W. 2012. Caatinga revisited: ecology and conservation of an important seasonal dry forest. *Scientific World Journal*, 2012:1–18.
- Alencar, N. L. M; Innecco, R; Gomes-Filho, E; Gallão, M. I; Alvarez-Pizarro, J. C; Prisco, J. T; Oliveira, A. B. 2012. Seed reserve composition and mobilization during germination and early seedling establishment of *Cereus jamacaru* D.C. ssp. *jamacaru* (Cactaceae). *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 84:823–832.
- Almeida-Neto, M; Guimarães, P; Guimarães, P. R; Loyola, R. D; Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117:1127–1239.
- Alves, J. J. A; Araújo, M. A; Nascimento, S. S. 2008. Degradação da Caatinga: uma investigação ecogeográfica. *Caminhos de Geografia*, 9:143–150.
- Alves, M. M; Lopes, S. F; Alves, R. R. N. 2016. Wild vertebrates kept as pets in the semiarid region of Brazil. *Tropical Conservation Science*, 9:354–368.
- Andrade-Lima, D. 1981. The Caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica*, 4:149–153.
- Araujo, H. F. P. 2009. Amostragem, Estimativa de Riqueza de Espécies e Variação Temporal na Diversidade, Dieta e Reprodução de Aves em Área de Caatinga, Brasil. Universidade Federal da Paraíba. Tese de Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia).
- Balvanera, P; Pfisterer, A. B; Buchmann, N; He, J. S; Nakashizuka, T; Raffaelli, D; Schmid, B. 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9:1146–1156.

- Barboza, R. R. D; Lopes, S. F; Souto, W. M. S; Ferreira, H. F; Alves, R. R. N. 2016. The role of game mammals as bushmeat In the Caatinga, northeast Brazil. *Ecology and Society*, 21:1–11.
- Barnett, J. M; Silva, C. L. G; Araujo, H. F. P; Roos, A. L; Machado, C. G; Uejima, A. M. K; Naka, L. N. 2014. The avifauna of Curaçá (Bahia): the last stronghold of Spix's Macaw. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 22:121–137.
- Barros, Y. D. M; Soye, Y; Miyaki, C. Y; Watson, R; Crosta, L; Lugarini, C. 2012. Plano de ação Nacional para a Conservação da Ararinha-azul: *Cyanopsitta spixii*. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade.
- Bascompte, J; Jordano, P. 2006. The structure of plant-animal mutualistic networks. In: Pascual, M. and Dunne, J. (eds.). *Ecological networks: linking structure to dynamics in food webs*. Oxford University Press, 1:143–159.
- Bascompte, J; Jordano, P; Melian, C. J; Olesen, J. M. 2003. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100:9383–9387.
- Beca, G; Vancine, M. H; Carvalho, C. S; Pedrosa, F; Alves, R. S. C; Buscariol, D; Peres, C. A; Ribeiro, M. C; Galetti, M. 2017; High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. *Biological Conservation*, 210:352–359.
- Bennett, V. A; Doerr, V. A; Doerr, E. D; Manning, A. D; Lindenmayer, D. B; Yoon, H. J. 2013. Causes of reintroduction failure of the brown treecreeper: Implications for ecosystem restoration. *Austral Ecology*, 38:700–712.
- Bogoni, J. A; Graipel, M. E; Peroni, N. 2018. The ecological footprint of *Acca sellowiana* domestication maintains the residual vertebrate diversity in threatened highlands of Atlantic Forest. *PloSONE*, 13:1–24.
- Bogoni, J. A; Peres, C. A; Ferraz, K. M. P. M. B. 2020. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. *Scientific Reports*, 10:1–16.
- Borcard, D; Gillet, F; Legendre, P. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer Science, 306:1–319.

Brocardo, C. R.; Zipparro, V. B.; Lima, R. A. F.; Guevara, R.; Galetti, M. 2013. No changes in seedling recruitment when terrestrial mammals are excluded in a partially defaunated Atlantic rainforest. *Biological Conservation*, 163:107–114.

Bueno, L.; Dias, A. 2015. Povoamento inicial da América do Sul: contribuições do contexto brasileiro. *Estudos Avançados*, 29:119–148.

Bueno, R. S.; Guevara, R.; Ribeiro, M. C.; Culot, L.; Bufalo, F. S.; Galetti, M. 2013. Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. *Plos One*, 8:e56252.

Carmignotto, A. P.; Astúa, D. 2017. Biodiversity, ecosystems services and sustainable development in Caatinga: the largest tropical dry forest region in South America. Springer-Verlag, 1:211–254.

Cavalcanti, L. C. S. Rafael, L. M.; Barbosa, L. C. S.; Braz, A. M.; Ribeiro, J. R. 2020. Can landscape units map help the conservation of Spix's Macaw (*Cyanopsitta spixii*)? *Raega – O Espaço Geográfico em Análise*, 49:181–198.

Clark, C. J.; Poulsen, J. R.; Bolker, B. M.; Connor, E. F.; Parker, V. T. 2005. Comparative seed shadows of bird, monkey, and wind-dispersed trees. *Ecology*, 86:2684–2694.

Clements, J. F. 2005. *The Clements Checklist of Birds of the World*. Cornell: Cornell University Press.

Dantas-Aguiar, P. R.; Barreto, R. M.; Santos-Fita, D.; Santos, E. B. 2011. Hunting activities and wild fauna use: A profile of Queixo D'antas Community, Campo Formoso, Bahia, Brazil. *Bioremediation, Biodiversity and Bioavailability*, 5:34–43.

Descourtilz, J. T. 1983. *História natural das aves do Brasil*. Editora Itatiaia, p. 135.

Dias, D. M.; Bocchiglieri, A. 2016. Trophic and spatio-temporal niche of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (Carnivora: Canidae), in a remnant of the Caatinga in northeastern Brazil. *Mammalia*, 80:281–291.

Dormann, C. F.; Fruend, J.; Gruber, B.; Beckett, S.; Devoto, M.; Felix, G. M. F.; Iriondo, J. M.; Opsahl, T.; Pinheiro, R. B. P.; Strauss, R.; Diego P. 2022. bipartite: Visualising Bipartite Networks and Calculating Some (Ecological) Indices. R package version, 2.18.

Dryflor, B. K; Salinas, A. D; Dexter, K. G; Palomino, R. L; Oliveirafilho, A; Prado, D; Pullan, M; Quintana, C; Riina, R; Rodríguez, G. M; Weintritt, J; Acevedo-Rodríguez, P; Adarve, J; Álvarez, E; Aranguren, A; Arteaga, J. C; Aymard, G; Castaño, A; Ceballosmago, N; Cogollo, A; Cuadros, H; Delgado, F; Devia, W; Dueñas, H; Fajardo, L; Fernández, A; Fernández, M. A; Franklin, J; Freid, E. H; Galetti, L. A; Gonto, R; González, R; Graveson, R; Helmer, E. H; Idárraga, A; López, R; Marcano-Vega, H; Martínez, O. G; Maturo, H. M; Donald, M. M; McLaren, K; Melo, O; Mijares, F; Mogni, V; Molina, D; Moreno, N. P; Nassar, J. M; Neves, D. M; Oakley, O. J; Oatham, M; Olvera-Luna, A. R; Pezzini, F. F; Dominguez, O. J. R; Ríos, M. E; Rivera, O; Rodríguez, N; Rojas, A; Särkinen, T; Sánchez, R; Smith, M; Vargas, C; Villanueva, B; Pennington, R. T. 2016. Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. *Science*, 353:1383–1387.

Fernandes, M. F; Queiroz, L. P. 2018. Vegetação e flora da Caatinga. *Ciência e cultura*, 70:51–56.

Ferraz, R. C; Mello, A. A; Ferreira, R. A; Prata, A. P. N. 2013. Levantamento fitossociológico em área de caatinga no Monumento Natural Grota do Angico, Sergipe, Brasil. *Revista Caatinga*, 26:89–98.

Fonseca, M. A. Fragmentação, conservação e restauração da caatinga. 103f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

Galetti, M; Dirzo, R. 2013. Ecological and evolutionary consequences of living in a defaunated world. *Biological Conservation*, 163:1–6.

Galetti, M; Guevara, R; Côrtes, M. C; Fadini, R; Matter, S; Leite, A; Labecca, F. M; Ribeiro, T; Carvalho, C. S; Garcia, R; Pires, M; Guimarães, P. R; Brancalion, P. H. S; Ribeiro, M. C; Jordano, P. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, 340:1086–1090.

Garda, A. A; Lion, M. B; Lima, S. M. Q; Mesquita, D. O; Araújo, H. F. P; Napoli, M. F. 2018. Os animais vertebrados do bioma Caatinga. *Ciência e Cultura*, 70:29–34.

Garnier, S; Ross, N; Rudis, B; Sciaini, M; Camargo, A. P; Scherer, C. 2021. Viridis: Colorblind-Friendly Color Maps for R. R package version, 0.6.2. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/viridis/index.html>

- Gascon, C; Lovejoy, T. E; Bierregaard, J. R. O; Malcolm, J. R; Stouffer, P. C; Vasconcelos, H. L; Laurance, W. F; Zimmerman, B; Tocher, M; Borges, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, 91:223–229.
- Giacomini, H. C; Galetti, M. 2013. An index for defaunation. *Biological Conservation* 163:33–41.
- Godinez-Alvarez, H; Valiente-Banuet, A; Rojas-Martinez, A. 2002. The role of seed dispersers in the population dynamics of the columnar cactus *Neobuxbaumia tetetzo*. *Ecology*, 83:2617–2629.
- Gomes, V. G. N; Meiado, M. V; Quirino, Z. G. M; Araujo, H. F. P; Machado, I. C. 2017. Synchronous fruiting and common seed dispersers of two endemic columnar cacti in the Caatinga, a dry forest in Brazil. *Plant Ecology* 218:1325–1338.
- Gomes, V. G. N; Quirino Z. M; Araujo H. F. 2014. Frugivory and seed dispersal by birds in *Cereus jamacaru* DC. ssp. *jamacaru* (Cactaceae) in the Caatinga of Northeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 74:32–40.
- Gomides, S. C; Machado, T. M; Evangelista-Vale, J. C; Martins-Oliveira, A. T; Pires-Oliveira, J. C; Muller, A; Rosa, L. B; Santos-Silva, D. L; Eisenlohr, P. V. 2021. Assessing species reintroduction sites based on future climate suitability for food resources. *Conservation Biology*, 35:1821–1832.
- González-Espinosa, M; Quintana-Ascencio, P. F. 1986. Seed predation and dispersal in a dominant desert plant: *Opuntia*, ants, birds, and mammals. In: Estrada, A; Fleming, T. H. eds. *Frugivores and seed dispersal*. Dordrecht, Springer. 15:273–284.
- Harrison, R. D; Tan, S; Slik, F; Detto, M; Brenes, T; Itoh, A; Davies, S. J. 2013. Consequences of defaunation for a tropical tree community. *Ecology Letters*, 16:687–694.
- ICMBio. 2018. Livro Vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. ICMBio, 1:1–492.
- ICMBio. 2023. Painel Unidades de Conservação. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiMGNmMGY3NGMtNWZiOC00ZmRmLWExZ>

WltNTNiNDhkZDg0MmY4liwidCI6ljM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTMzZThmM2M1NTBINyJ9&pageName=ReportSection0a112a2a9e0cf52a827

IUCN, 2019. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2019-2. URL. 503 <https://www.iucnredlist.org>

Janzen, D. H. 1974. The deflowering of Central America. *Natural History*, 83:49–53.

Jatobá, L. 2019. Elementos de climatologia e geomorfologia do trópico Semiárido Brasileiro. *Profciamb*, 1:1–48.

Jordano, P. 1987. Patterns of mutualistic interactions in pollination and seed dispersal: connectance, dependence asymmetries, and coevolution. *The American Naturalist*, 129:657–677.

Jorge, M. L. S. P; Galetti, M; Ribeiro, M. C; Ferraz, K. M. P. M. B. 2013. Mammal defaunation as surrogate of trophic cascades in a biodiversity hotspot. *Biological Conservation*, 163:49–57.

Kurten, E. L. 2013. Cascading effects of contemporaneous defaunation on tropical forest communities. *Biological Conservation*, 163:22–32.

Las-Casas, F. M. G; Azevedo Júnior, S. M; Dias Filho, M. M. 2012. The community of hummingbirds (Aves: Trochilidae) and the assemblage of flowers in a Caatinga vegetation. *Brazilian Journal of Biology*, 72:51–58.

Leal, I. R; Tabarelli, M; Silva, J. M. C. 2003. *Ecologia e Conservação da Caatinga*. Ed. Universitária da UFPE.

Leal, I. R; Wirth, R; Tabarelli, M. 2007. Seed dispersal by ants in semi-arid Caatinga of Northeast Brazil. *Annals of Botany*, 99:885–894.

Legendre, P; Gallagher, E. D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129:271–280.

Lima, B. G; Coelho, M. F. B. 2015. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um remanescente de Caatinga no Estado do Ceará, Brasil. *Cerne*, 21:665–672.

Lima, J. L. 1996. *Plantas forrageiras das caatingas: usos e potencialidades*. Embrapa, 44p.

- Lobo, D; Leao, T; Melo, F. P. L; Santos, A. M. M; Tabarelli, M. 2011. Forest fragmentation drives Atlantic Forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions*, 17:287–296.
- Lopes, I. A. P; Lopes, A. S; Abreu, K. G; Sousa, R. R; Lacerda, A. V; Roque, I. A; Paiva, I. A. 2021. Estratégia de enriquecimento com *Cereus jamacaru* DC. em área de clareira introduzido por propagação vegetativa. *Research, society and development*, 10:1–8.
- Lucena, R. F. P; Nascimento, V. T; Araújo, E. L; Albuquerque, U. P. 2008. Local Uses of Native Plants in an Area of Caatinga Vegetation (Pernambuco, NE Brazil). *Ethnobotany Research e Applications*, 6:3–13.
- Lyra-Jorge, M. C; Ribeiro, M. C; Ciocheti, G; Tambosi, L. R; Pivello, V. R. 2010. Influence of multiscale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a humanmodified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 56:359–368.
- Mapbiomas. 2022. Mapa detalhado de cobertura e uso da terra do Brasil em 2022. Disponível em: <https://mapbiomas.org/download>
- Martin, G. 1997. Pré-história do Nordeste do Brasil. Editora: Universitária da UFPE, 2:1–450.
- Martins, C. S. G; Esteves, C. F; Campos, C. B. 2019. Experiência com mamíferos carnívoros na caatinga. *Atena*, 1:31–43.
- Meiado, M. V; Albuquerque, L. S. C; Rocha, E. A; Rojas-Aréchiga, M; Leal, I. R. 2010. Seed germination responses of *Cereus jamacaru* DC. ssp. *jamacaru* (Cactaceae) to environmental factors. *Plant Species Biology*, 25:120–128.
- Menezes, M. O. T; Taylor, N; Machado, M. C; Coelho, P. J. A; Correia, D. 2011. Diversity and distribution of Cactaceae in Ceará state, northeastern Brazil. *Bradleya*, 29:13–42.
- Moro, M. F. 2013. Síntese florística e biogeográfica do domínio fitogeográfico da caatinga= Floristic and biogeographical synthesis for the caatinga phytogeographical domain. Tese de Doutorado (Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, São Paulo, 366p.

Newbold, T; Hudson, L. N; Hill, S. L. L; Contu, S; Lysenko, I; Senior, R. A; Börger, L; Bennett, D. J; Choimes, A; Collen, B; Day, J; Palma, A; Díaz, S; Echeverria-Londoño, S; Edgar, M. J; Feldman, A; Garon, M; Harrison, M. L. K; Alhusseini, T; Ingram, D. J; Itescu, Y; Kattge, J; Kemp, V; Kirkpatrick, L; Kleyer, M; Correia, D. L. P; Martin, C. D; Meiri, S; Novosolov, M; Pan, Y; Phillips, H. R. P; Purves, D. W; Robinson, A; Simpson, J; Tuck, S. L; Weiher, E; White, H. J; Ewers, R. M; Mace, G. M; Scharlemann, J. P. W; Purvis, A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520:45–50.

Newman, M. E. J. 2004. Analysis of weighted networks. *Physical Review E—Statistical, Nonlinear and Soft Matter Physics*, 70:1–9.

Oksanen, J; Blanchet, G; Kindt, R; Legendre, P; Minchin, P. R; O'Hara, R. B; Solymos, P; Stevens, M. H. H; Szoecs, E; Wagner, H; Barbour, M; Bedward, M; Bolker, B; Borcard, D; Carvalho, G; Chirico, M; Caceres, M; Durand, S; Evangelista, H. B. A; FitzJohn, R; Friendly, M; Furneaux, B; Hannigan, G; Hill, M. O; Lahti, L; McGlenn, D; Ouellette, M. H; Cunha, E. R; Smith, T; Stier, A; Braak, C. J. F. T; Weedon, J. 2022. *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6–4. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/index.html>

Olah, G; Butchart, S. H. M; Symes, A; Cunningha, R. B; Brigtsmith, D; Heinsohn, R. 2016. Ecological and socio-economic factors affecting extinction risk in parrots. *Biodiversity and Conservation*, 25:205–223.

Olesen, J. M. Bascompte, J; Dupont, Y. L; Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104:19891–19896.

Olesen, J. M; Jordano, P. 2002. Geographic patterns in plant–pollinator mutualistic networks. *Ecology*, 83:2416–2424.

Pádua, J. A. 2009. *Desenvolvimento, justiça e meio ambiente*. São Paulo, Ed. Peirópolis.

Peres, C. A. 2005. Why we need megareserves in Amazonia. *Conservation Biology*, 19:728–733.

- Pires, M. M; Galetti, M; Donatti, C. I; Pizo, M. A; Dirzo, R; Guimarães, P. R. 2014. Reconstructing past ecological networks: The reconfiguration of seed-dispersal interactions after megafaunal extinction. *Oecologia*, 175:1247–1256.
- Pires, M. M; Guimarães, P. R; Araújo, M. S; Giaretta, A. A; Costa, J. C. L; Reis S. F. 2011. The nested assembly of individual-resource networks. *Journal of Animal Ecology*, 80:896–903.
- Potapov, P; Li, X; Hernandez-Serna, A; Tyukavina, A; Hansen, M. C; Kommareddy, A; Pickens, A; Turubanova, S; Tang, H; Silva, C. E; Armston, J; Dubayah, R; Blair, J. B; Hofton, M. 2020. Mapping and monitoring global forest canopy height through integration of GEDI and Landsat data. *Remote Sensing of Environment*, 112165.
- Prugh, L. R; Hodges, K. E; Sinclair, A. R; Brashares, J. S. 2008. Effect of habitat area and isolation on fragmented animal populations. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105:20770–20775.
- Quirino, Z. G. M. 2006. Fenologia, Síndromes de Polinização e Dispersão e Recursos Florais de uma Comunidade de Caatinga no Cariri Paraibano. Tese de Doutorado em Biologia Vegetal - Universidade Federal de Pernambuco, UFPE, 164p.
- R Core Team. 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.
- Redford, K. H. 1992. The Empty of neotropical forest where the vegetation still appears intact. *BioScience*, 42:412–422.
- Regolin, A. L; Cherem, J. J; Graipel, M. E; Bogoni, J. A; Ribeiro, J. W; Vancine, M. H; Tortato, M. A; Oliveira-Santos, L. G; Fantacini, F. M; Luiz, M. R; Castilho, P. V; Ribeiro, M. C; Cáceres, N. C. 2017. Forest cover influences occurrence of mammalian carnivores within Brazilian Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 98:1721–1731.
- Ribeiro, M. C; Metzger, J.P; Martensen, A. C; Ponzoni, F. J; Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142:1141–1153.
- Ripple, W. J; Newsome, T. M; Wolf, C; Dirzo, R; Everatt, K. T; Galetti, M; Haywar, M. W; Kerley, G. H. I; Levi, T; Lindsey, P. A; Macdonald, W. D; Malhi, Y; Painter, L. E;

- Sandom, C. J; Terborgh, J; Vallenburgh, B. V. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances*, 1:e1400103.
- Rito, K. F; Arroyo-Rodríguez, V; Queiroz, R. T; Leal, I. R; Tabarelli, M. 2017. Precipitation mediates the effect of human disturbance on the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Ecology*, 105:828–838.
- Rocha, E. A. R. M. 2007. Fenologia, biologia da polinização e da reprodução de *Pilosocereus Byles; Rowley* (Cactaceae) no Nordeste do Brasil. Tese de Doutorado, Departamento de Botânica - Universidade Federal de Pernambuco, UFPE, 170p.
- Rocha, E. A; Agra M. F. 2002. Flora do Pico do Jabre, Brasil: Cactaceae juss. *Acta Botânica Brasileira*, 16:15–21.
- Santos, L. D. N; Pereira, I. M. S; Ribeiro, J. R; Las-Casas, F. M. G. 2019. Frugivoria por aves em quatro espécies de Cactaceae na Caatinga, uma floresta seca no Brasil. *Iheringia*, 109:1–10.
- Sfair, J. C; Bello, F; França, T. Q; Baldauf, C; Tabarelli, M. 2018. Chronic human disturbance affects plant trait distribution in a seasonally dry tropical forest. *Environmental Research Letters*, 13:1–12.
- Silva, J. M. C; Barbosa, L. C. F; Leal, I. R; Tabarelli, M. 2017. The Caatinga: understanding the challenges. In: Silva, J. M. C. et al. (eds.), *Caatinga Dry Forest*. Springer International Publishing, 1:3–19.
- Slik, J. W. F; Aiba, S. I; Brearley, F. Q; Cannon, C. H; Forshed, O; Kitayama, K; Nagamasu, H; Nilus, R; Payne, J; Paoli, G; Poulsen, A. D; Raes, N; Sheil, D; Sidiyasa, K; Suzuki, E; Valkenburg, J. L. C. H. 2010. Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo's tropical forests. *Global Ecology and Biogeography* 19:50–60.
- Tabarelli, M; Silva, M. J. C; Gascon, C. 2004. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation*, 13:1419–1425.
- Tao, S. L; Guo, Q. H; Li, C; Wang, Z. H; Fang, J. Y. 2016. Global patterns and determinants of forest canopy height. *Ecology*, 97:3265–3270.

- Terborgh, J; Lopez, L; Nuñez, P; Rao, M; Shahabuddin, G; Orihuela, G; Riveros, M; Ascanio, R; Adler, G. H; Lambert, T. D; Balbas, L. 2001. Ecological meltdown in predator-free forest fragments. *Science*, 294:1923–1926.
- Turner, M. G; Gardner, R. H; O'Neill, R.V. 2001. *Landscape ecology in theory and practice: Pattern and process*. Springer, 1:265–280.
- Valiente-Banuet, A; Aizen, M.A; Alcántara, J. M; Arroyo, J; Cocucci, A; Galetti, M; García, M. B; García, D; Gómez, J. M; Jordano, P; Medel, R; Navarro, L; Obeso, J. R; Oviedo, R; Ramírez, N; Rey, P. J; Traveset, A; Verdú, M; Zamora, R. 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29:299–307.
- Velloso, A. L; Sampaio, E. V. S. B; Pareyn, F. G. C. 2002. Ecorregiões propostas para o bioma caatinga. *Associação Plantas do Nordeste; The Nature Conservancy do Brasil*, 2:1–80.
- Vergara-Tabares, D. L; Cordier, J. M; Landi, M. A; Olah, G; Nori, J. 2020. Global trends of habitat destruction and consequences for parrot conservation. *Global Change Biology*, 26:4251–4262.
- Vidal, M. M; Pires, M. M; Guimarães, P. R. 2013. Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. *Biological Conservation*, 163:42–48.
- Vital, M. T. A. B; Santos, F. A. R; Alves, M. 2008. Diversidade Palinológica das Convolvulaceae do Parque Nacional do Catimbau, Buíque, PE, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 22:1163–1171.
- Wickham, H; Chang, W; Henry, L; Pedersen, T. L; Takahashi, K; Wilke, C; Woo, K; Yutani, H; Dunnington, D. 2022. *ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics*. R package version, 3.3.6. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/ggplot2/index.html>
- Wood, S. N. 2010. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society*, 73: 3–36.

Wright, S. J; Stoner, K. E; Beckman, N; Corlett, R. T; Dirzo, R; Muller-Landau, H. C; Nunez-Iturri, G; Peres, C. A; Wang, B. C. 2007. The plight of large animals in tropical forests and the consequences for plant regeneration. *Biotropica*, 39:289–291.

Capítulo 2**Recursos vegetais-chaves para vertebrados homeotermos nos biomas
brasileiros**

Liliane Keren Deringer^{1*}, Paulo Afonso Hartmann¹, Juliano A. Bogoni^{2,3}

¹Laboratório de Ecologia e Conservação, Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental, Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Erechim, Brazil.

²Laboratório de Ecologia, Manejo e Conservação de Fauna (Lemac), Departamento de Ciências Florestais, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (USP), Piracicaba, Brazil.

³Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS), Campo Grande, Brazil.

*lkderinger@gmail.com

Resumo

O Brasil é um país de escala continental e conta com seis biomas biogeograficamente distintos (Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal). Nos biomas brasileiros existem espécies vegetais que são fundamentais (i.e., *hubs*) para a estruturação trófica das comunidades de vertebrados homeotermos. Essas relações podem influenciar na estrutura dos sistemas ecológicos, desde escalas locais a macroecológicas. O objetivo desse trabalho foi identificar espécies-vegetais *hubs* e avaliar e mensurar a ecologia das interações com comunidades de vertebrados homeotermos ao longo dos biomas brasileiros. Para desenvolvermos esse trabalho utilizamos a consulta de literatura, com diferentes recortes espaço-temporais. Dados empíricos para investigar espécies *hubs* e sua associação com a fauna foram coletadas com ferramentas de indexação usando palavras-chave. Com isso, foram registrados 96 pontos amostrais ao longo dos biomas brasileiros. Nossos principais resultados apresentam que *Acca sellowiana*, *Araucaria angustifolia*, *Bertholletia excelsa*, *Butia* sp., *Cerus jamacaru*, *Euterpes edulis*, *Ficus* sp., *Syagrus romanzoffiana* atuando como uma espécie *hub*. Por meio deste trabalho contribuimos para o conhecimento da ecologia e conservação das espécies vegetais em associação com vertebrados nos biomas. Além disso, nossos principais achados mostram que as

espécies *hubs* contribuem para a estruturação da comunidade de vertebrados homeotermos ao longo dos biomas brasileiros.

Palavras-chaves: *Hub*; América do Sul; Biodiversidade; Conservação; Interação animal-planta.

1 Introdução

O Brasil conta com ampla extensão territorial, alta diversidade de paisagens e fauna e flora únicas. O Brasil é um país rico em biomas terrestres — Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e o Pantanal — com diferentes características físicas, climáticas, biogeográficas e litológicas (MMA, 2022a). Nestes biomas são conhecidas mais de 103.870 espécies animais e 43.020 espécies vegetais (MMA, 2016). Atualmente os biomas brasileiros têm sofrido grandes pressões antrópicas, o que tem degradado as paisagens e apagado aspectos da história natural (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020a). Além disso, poucas parcelas territoriais dos biomas brasileiros contam com áreas destinadas à proteção ambiental, mais especificamente nas Unidades de Conservação (ICMBio, 2023). Estimativas sobre dinâmicas populacionais demonstram declínio nas populações de fauna nos biomas brasileiros (Dias; Bocchiglieri, 2016; Barboza et al., 2016) e elevados níveis de defaunação de mamíferos (Canale et al., 2012; Galetti et al., 2017). As consequências de degradação em biomas como Mata Atlântica e Caatinga são tão altas que em determinadas regiões são consideradas como “ecossistemas vazios” (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). Por outro lado, algumas áreas úmidas dos biomas Amazônia e do Pantanal, ainda podem ser consideradas “faunisticamente intactas” (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b).

A degradação dos ecossistemas tropicais provocada pela ação humana dificulta severamente os processos ecológico (Ceballos et al., 2015). Por exemplo, nos últimos 500 anos as atividades humanas promoveram uma redução de 56% da fauna de mamíferos neotropicais (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). As maiores perdas foram observadas em ungulados, como a anta (*Tapirus terrestris*) e o queixada (*Tayassu pecari*; Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). Além do mais, há inúmeras extinções locais de mamíferos de porte médio (Bogoni; Peres; Ferraz, 2020b). A extinção de parcela da fauna pode ter consequência nas comunidades de plantas. A dispersão das plantas por meio do consumo de frutos é feita principalmente por vertebrados homeotermos, de diversos níveis taxonômicos e funcional (Ojeda, 2013), com importantes papéis regulatórios no funcionamento do ecossistema (Lacher et al., 2019).

As interações entre animais e as espécies vegetais podem afetar a dinâmica populacional e, por consequência, a estruturação espaço-temporal das comunidades

biológicas (Vidal et al., 2014; Dáttilo; Rico-Gray, 2018). Quando uma espécie tem o potencial de regular a estrutura das comunidades ela pode ser considerada uma espécie-chave para o funcionamento do sistema. O conceito “espécie-chave” (*keystone species* - KS) foi cunhado inicialmente por Paine (1969) para descrever espécies de plantas ou animais que têm importância desproporcionalmente alta na estruturação de comunidades e para o funcionamento dos ecossistemas (Paine, 1969). Os “recursos vegetais-chave” (*keystone plant resources* - KPRs) abrangem um dos principais grupos de espécies-chave e são definidos como espécies de plantas que produzem sazonalmente recursos indispensáveis ao funcionamento do sistema (Peres, 2000). A ausência destes recursos pode levar o ecossistema a um possível colapso (Terborgh, 1986a; 1986b; Howe; Westley, 1988).

As espécies-chave são funcionalmente semelhantes, dominam numericamente a comunidade, geralmente com grande biomassa (Bogoni et al., 2020a). Em função disto, determinam a diversidade de táxons associados, modulando a dinâmica dos nutrientes e da energia em pontos centrais da estrutura da comunidade (Ellison, 2019). Assim, são responsáveis por manter a estabilidade da comunidade, por meio de interações tróficas (Paine, 1969; Bond, 1993). As espécies-chave podem ser identificadas por meio de uma combinação de abordagens observacionais e experimentais, incluindo história natural, reconstruções históricas, estudos comparativos e experimentos de campo (Power et al., 1996).

As plantas que produzem recursos essenciais como cascas, flores, frutos, néctar floral e sementes (Terborgh, 1986a; Peres, 2000), podem ser consideradas como ‘espécies chaves’ ou ‘mutualistas fundamentais’ (Howe, 1977; Gilbert, 1980; Peres, 2000). Para que o recurso seja considerado um recurso vegetal-chave, deve-se considerar a sua importância para os consumidores e na estruturação da comunidade, por meio de fatores como redundância temporal, grau de especificidade do consumidor, confiabilidade e abundância (Peres, 2000). A redundância temporal (*temporal redundancy* - TR) é definida pelo grau de disponibilidade de um recurso vegetal-chave correspondente com o conjunto de recursos alimentares alternativos consumidos pelos consumidores (ou seja, fornece recursos durante período de escassez; Peres, 2000; Kricher, 2011).

O grau de especificidade (*consumer specificity* - CS) é definido por uma função inversa da porcentagem de espécies consumidoras em uma assembleia de vertebrados local conhecidas por explorar um suposto recurso vegetal-chave (por

exemplo, todas as espécies de vertebrados homeotermos, incluindo >50% de frutas em sua dieta; Peres, 2000). A confiabilidade de recursos (*resource reliability* - RR) é definida pela viabilidade de um recurso vegetal-chave estar disponível todos os anos para subsistência dos consumidores de um determinado local e, no caso de recursos de baixa redundância, durante períodos anuais de escassez de recursos (Peres, 2000). A abundância (*resource abundance* - RA) é definida com base na biomassa de um possível recurso vegetal-chave em um determinado local (Peres, 2000).

Os recursos-chave do ponto de vista do consumidor, devem apresentar as seguintes características: produzir recursos sazonais ou anuais (RA), altamente confiáveis (RR), e de baixa redundância, que são apanhados por uma grande proporção (CS) de consumidores primários coexistentes (Peres, 2000). Essas características ecológicas (por exemplo, RR, RA e CS), também estão ligadas a altos níveis de diversidade de plantas em florestas tropicais (Bogoni et al., 2020a), mas que uma vez não testadas à luz dessas características podem ser apenas consideradas *hub* (i.e., espécies potencialmente fundamentais para a estruturação de comunidades de vertebrados; Bogoni et al. 2020a).

E existem muitas lacunas no conhecimento ecológico e de fundamentos teóricos que podem ser aplicados à conservação. Dentre eles, destacam-se a ausência de estudos que identifiquem novas espécies vegetais *hubs* ao longo dos biomas brasileiros. Deste modo, o presente estudo teve por objetivos: (a) avaliar e mensurar a ecologia de interações entre *hubs* e vertebrados homeotermos para todos os biomas brasileiros; (b) identificar e quantificar, numa escala biogeográfica, espécies vegetais fundamentais para a manutenção da diversidade de homeotermos nos biomas brasileiros.

2 Materiais e métodos

2.1 Coleta de dados

2.1.1 Área de estudo

Os dados para os potenciais espécies vegetais *hubs* foram obtidos para os seis biomas terrestres — Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e o Pantanal. O território brasileiro é coberto por aproximadamente 60% de

remanescentes de vegetação, considerando áreas em diferentes estágios de regeneração (Oliveira et al., 2017). Nestes biomas, principalmente na Amazônia, parte da biodiversidade permanece desconhecida ou com poucas informações disponíveis (Moura; Jetz, 2021). Além disto, o conhecimento sobre a distribuição das espécies ao longo do Brasil é desigual (Marini; Garcia, 2005), seja por falta de estudo e determinadas regiões, seja em função das características biogeográficas dos biomas.

2.1.2 Identificação de espécies vegetais hubs para os biomas brasileiros

Para definimos as potenciais espécies vegetais *hubs* para os biomas brasileiros nos baseamos em nosso próprio conhecimento e informações teóricas por meio de quatro critérios com base nos atributos ecológicos das espécies — (1) redundância temporal, (2) grau de especificidade do consumidor, (3) confiabilidade de recursos, (4) abundância de recursos. Estes atributos definem a importância das espécies na comunidade dos vertebrados homeotermos (Peres, 2000; Bogoni; Graipel; Peroni, 2018). Por sua vez, é necessário realizar os testes com os quatro atributos ecológicos para definir um recurso vegetal chave (Peres, 2000), como nesse trabalho não realizamos, configuramos por sua vez, apenas como espécies *hubs*.

Com base nos critérios empíricos buscamos na literatura científica (e.g. Scopus, Web of Science e Google Scholar), em referências não indexadas (por exemplo, livros, teses de mestrado e doutorado), literatura clássica e especializada sobre a ecologia de espécies com potencial de planta-chave (Rambo, 1951; 1954; Tagliari; Peroni, 2018) e nosso próprio conhecimento ao longo de anos de monitoramento de espécies, por potenciais espécies vegetais *hubs*. As busca foram realizadas utilizando termos específicos em português e seu correspondente em inglês.

Realizamos por meio de busca sistemática combinando os termos “Bioma Cerrado (ou Bioma Mata Atlântica, ou Bioma Pampa, ou Bioma Amazônia, ou Bioma Pantanal, ou Bioma Caatinga)” e “planta (s) (ou árvore (s) fenologia” ou “*Keystone Plant Resources*”, “árvore” e “predação de sementes”, ou “dispersão de sementes” ou “consumo de sementes” ou “predação de frutos” ou “dispersão de frutos”.

2.2 Análise de rede

Os dados de literatura sobre as interações foram utilizados para organizar uma matriz binária de adjacência, em que as linhas correspondem às espécies de vertebrados homeotermos e as colunas correspondem aos indivíduos-focais. Cada célula da matriz assumiu valores de 0 ou 1, para ausência ou presença, respectivamente, de espécies de vertebrados homeotermos. Construímos as matrizes de interação gerando representações de interações entre plantas *hubs* e os vertebrados homeotermos ao longo dos biomas brasileiros. Através dessa matriz binária foram calculados para a análise de redes em R as seguintes métricas quantitativa: (a) modularidade, que quantifica os nós que se agruparem em grupos coesos na rede, ou seja, significa que existem grupos de espécies que interagem fortemente com de espécies de plantas (Olesen et al., 2007), (b) grau médio, que é o número de interações que cada nó tem (Bogoni; Graipel; Peroni, 2018), (c) conectância, que é a proporção de ligações de interações realizadas (Pires et al., 2011) e (d) aninhamento, que mede o grau pelo qual a rede aninhada, mostrando um padrão hierárquico (Bascompte et al., 2003; Almeida-Neto et al., 2008).

De acordo com os dados obtidos através da literatura das espécies *hubs* ao longo dos biomas brasileiros, foi possível avaliar a estrutura espaço-temporal das comunidades de homeotermos, por meio de análises de redes e descritores clássicos de diversidade (Peres, 2000; Magurran, 2004; Boccaletti et al., 2006; Mello et al., 2015; Bogoni et al., 2018).

Para modularidade, utilizamos a métrica de Newman (Newman, 2004), com seu valor empírico comparamos a uma distribuição de referência de valores de modularidade calculados para um conjunto de 1000 matrizes de modelo nulo, no qual o grau de espécie varia entre zero e a média do grau da rede real. A significância ($p < 0,05$) foi fundamentada em que maior ou igual ao valor de modularidade observado ocorre no modelo nulo (Bascompte et al., 2003).

Para aninhamento, utilizamos a métrica NODF (Almeida-Neto et al., 2008). O NODF varia de zero, quando a matriz está perfeitamente aninhada, a 1000, quando a matriz está perfeitamente aninhada (Pires et al., 2014). Ainda comparamos o valor NODF da rede empírica com uma distribuição gerada por 1000 matrizes teóricas geradas por um modelo nulo baseado em uma matriz de probabilidade (modelo nulo

2; Bascompte et al., 2003) e adotando o mesmo critério mencionado para modularidade significância (Bascompte et al., 2003).

3 Resultados

Com base no conjunto de dados de literatura foram encontrados 96 pontos de ocorrência de possíveis espécies hubs (Fig. 01; Apêndice 18). Os dados representam publicações para os seis biomas brasileiros, entre os anos de 1992 e 2022. Com base nestas publicações e demais fontes de informações, selecionamos oito espécies que atenderam aos critérios e atributos de interação para potenciais espécies hubs: *Acca sellowiana* (goiaba-serrana), *Araucaria angustifolia* (araucária), *Bertholletia excelsa* (castanha-do-pará), *Butia* sp. (butiás), *Cereus jamacaru* (mandacaru), *Euterpes edulis* (palmito-juçara), *Ficus* sp., *Syagrus romanzoffiana* (jerivá).

Foram registradas 157 espécies de vertebrados homeotermos interagindo com as oito espécies vegetais hubs (variando de 1 a 31 espécies por área). Com isso, todas as modularidades das redes das espécies hubs foram estatisticamente superiores à expectativa nula (Tabela 01). Cinco espécies mostraram conectividade total das redes amostradas foram altas (*A. sellowiana*, Apêndice 02; *A. angustifolia*, Apêndice 04; *B. excelsa*, Apêndice 06; *Ficus* sp., Apêndice 14; *Syagrus romanzoffiana*, Apêndice 16). Uma espécie apresentou conectância intermediária (*Butia* sp., Apêndice 08) e duas plantas tiveram uma baixa conectância (*C. jamacaru*, Apêndice 10; *E. edulis*; Apêndice 12; Tabela 01). O aninhamento espacial total de *A. angustifolia* (Apêndice 05), *Ficus* sp. (Apêndice 15), *S. romanzoffiana* (Apêndice 17) foi maior que a expectativa nula. Para *A. sellowiana* (Apêndice 03), *B. excelsa* (Apêndice 07), *Butia* sp. (Apêndice 09), *E. edulis* (Apêndice 13) o aninhamento foi intermediário e diferiu da expectativa nula (Tabela 01).

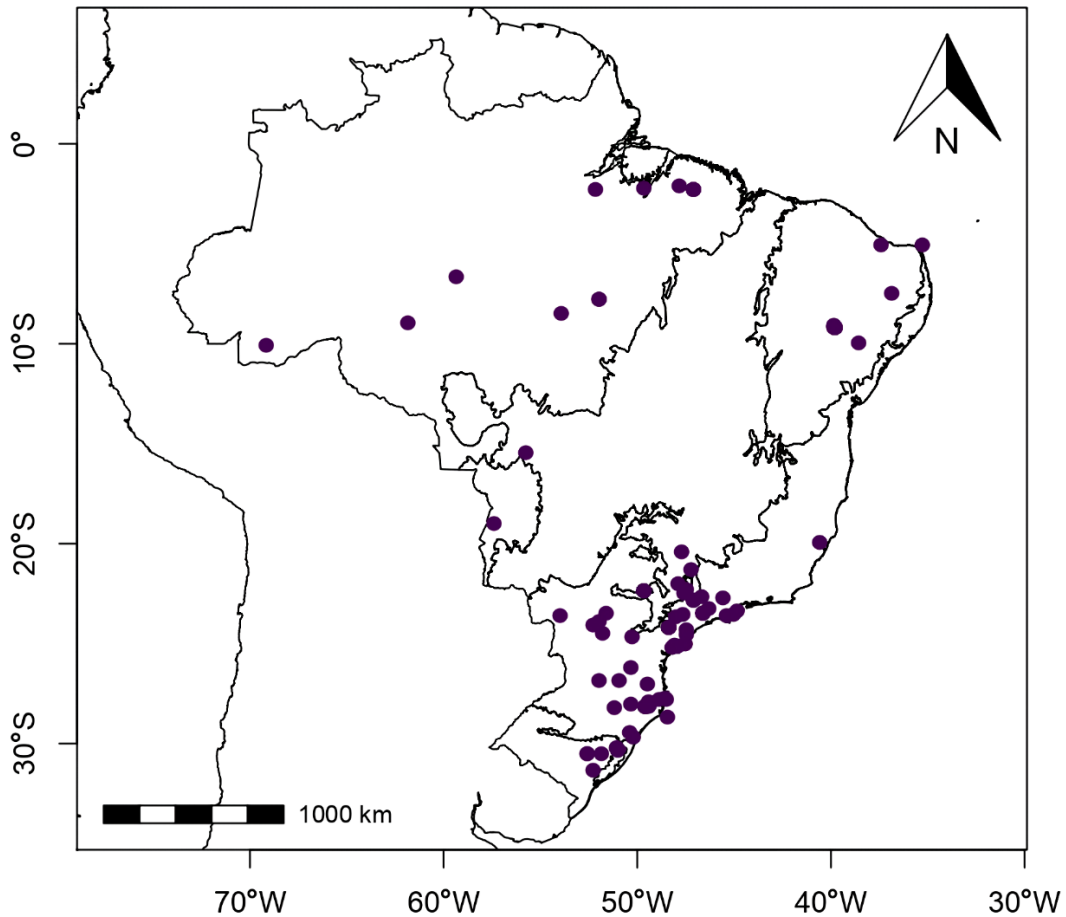


Figura 01. Localização dos pontos de ocorrência de possíveis espécies hubs obtidos por meio revisão de literatura nos biomas do Brasil.

Espécie-Hub	Grau médio		Conectância	Modularidade	Aninhamento
	animal	planta			
				$M_{obs} - M_{nula}$	$N_{obs} - N_{nula}$
<i>Acca sellowiana</i>	8,8	1,7	0,34 (34%)	0,39 – 0,14	34,10 – 66,30
<i>Araucaria angustifolia</i>	2,9	9,5	0,33 (33%)	0,31 – 0,11	40,71 – 00,00
<i>Bertholletia excelsa</i>	1,3	2,8	0,26 (26%)	0,56 – 0,14	16,67 – 85,10
<i>Butia</i> sp.	1,3	3,2	0,21 (21%)	0,60 – 0,14	14,54 – 89,10
<i>Cereus jamacaru</i>	4,2	1,5	0,14 (14%)	0,59 – 0,11	13,34 – 19,00
<i>Euterpes edulis</i>	8,9	3,6	0,13 (13%)	0,44 – 0,07	19,18 – 00,00
<i>Ficus</i> sp.	3,1	16,9	0,44 (44%)	0,25 – 0,13	52,48 – 10,00
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1,6	2,8	0,61 (61%)	0,65 – 0,08	06,31 – 00,00

Tabela 01. Dados das métricas quantitativas sobre as espécies-Hubs nos biomas brasileiros.

3.1 *Acca sellowiana*

A rede de interações entre *A. sellowiana* com vertebrados homeotermos na Mata Atlântica e Pampa, foi formada por cinco pontos amostrais e por 26 espécies de vertebrados homeotermos (Figura 02). O grau de espécie de vertebrados homeotermos foi de 8,8 e grau médio de *A. sellowiana* de 1,7 (Tabela 1).

Um indivíduo-focal de *A. sellowiana* obteve interação com 12 espécies de vertebrados homeotermos (S11), um com 11 espécies (S10), um com nove espécies (S13), um com sete com apenas (S14) e uma espécie (S12; Figura 02). A maioria dos indivíduos-focais interagiu com *Turdus rufiventris* (S10, S11, S13 e S14), além das espécies *Aramides saracura* e *Eira barbara* e a família de roedores pertencente *Cricetidae*, que tiveram interação com três (S10, S11 e S13; Figura 02).

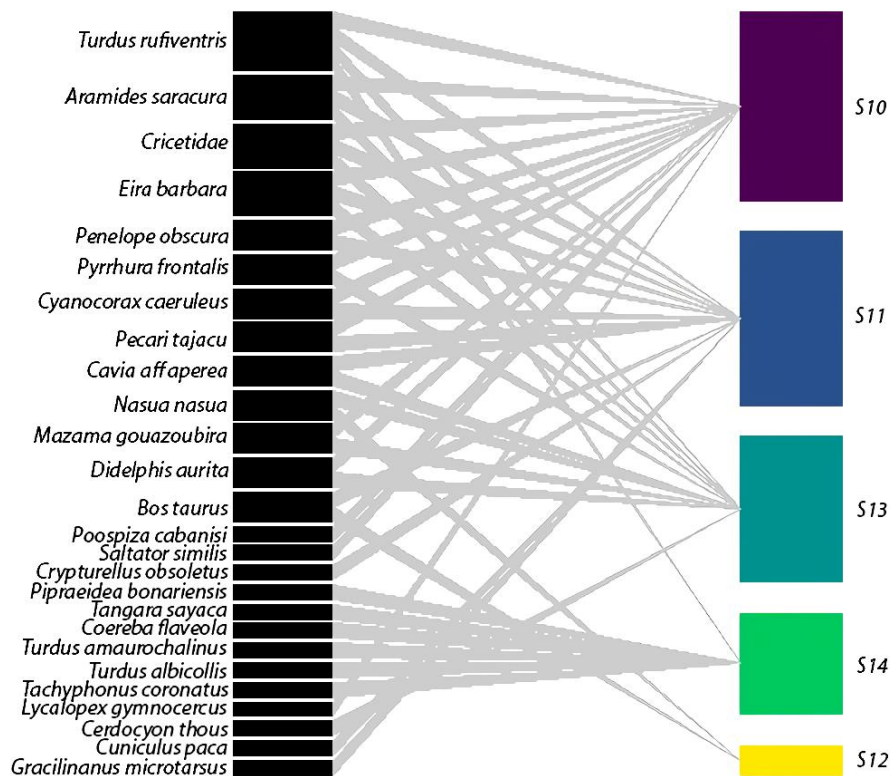


Figura 02. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e *Acca sellowiana* na Mata Atlântica e do Pampa brasileiro. S10, S11, S13, S14, S12, referente aos indivíduos-focais de *Acca sellowiana*.

As principais espécies que realizaram frugívora por modularidade em escala indivíduo-focal foram *Penelope obscura*, *Crypturellus obsoletus*, *Cavia aperea*, *Gracilinanus microtarsus* (Figura 03). No entanto, houve modularidade entre espécies

por mais de um indivíduo-focal, sendo elas *Aramides saracura*, *Saltator similis*, *Eira barbara*, *Cerdocyon thous*, *Didelphis aurita* (Figura 03).

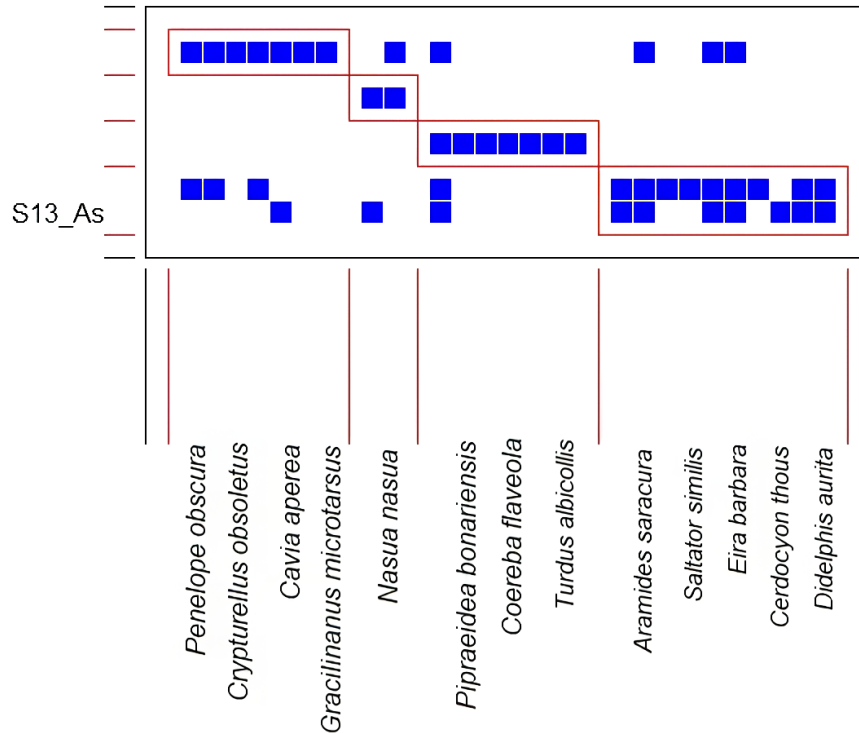


Figura 03. Modularidade de vertebrados homeotermos e *Acca sellowiana* na Mata Atlântica e o Pampa brasileiro.

3.2 *Araucaria angustifolia*

A rede de interações entre *A. angustifolia* e vertebrados homeotermos na Mata Atlântica, foi formada por nove pontos amostrais e por 29 espécies de vertebrados homeotermos (Figura 04). O grau de espécie de vertebrados homeotermos foi de 2,9 e grau médio de *A. angustifolia* de 9,5 (Tabela 1). A maioria dos indivíduos-focais de *A. angustifolia* interagiu com a família de roedores pertencente *Cricetidae* (S1, S2, S3, S4, S5, S6, S10, S11 e S13; Figura 04).

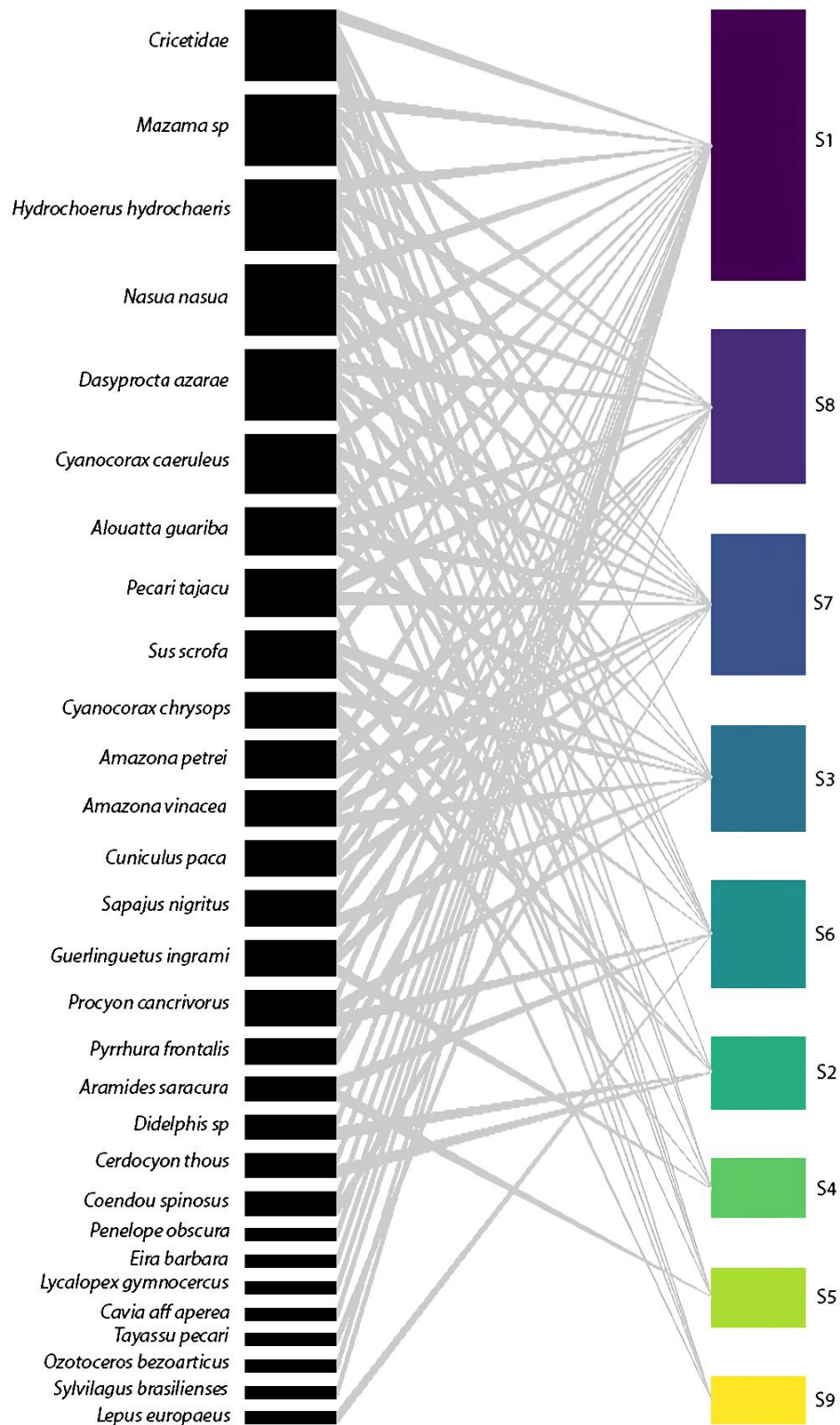


Figura 04. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e a *Araucaria angustifolia* na Mata Atlântica brasileira. S1, S8, S5, S7, S3, S6, S2, S4, S5, S9, referente aos indivíduos-focais de *Araucaria angustifolia*.

A maior modularidade por indivíduo-focal foi com *Cyanocorax caeruleus*, *Cyanocorax chrysops*, *Aramides saracura*, *Cricetidae*, *Mazana sp.*, *Procyon*

cancrivorus, *Lepus europaeus*, *Sus scrofa* (Figura 05). A maior modularidade por vertebrados homeotermos foi pelas seguintes espécies: *Amazona petrei*, *Amazona vinacea*, *Pecari tajacu*, *Hydrochoerus hydrochareris*, *Nasua nasua*, *Cuniculus paca*, *Dasyprocta azarae*, *Guerlinguetus ingrami*, *Tayassu pecari* (Figura 05).

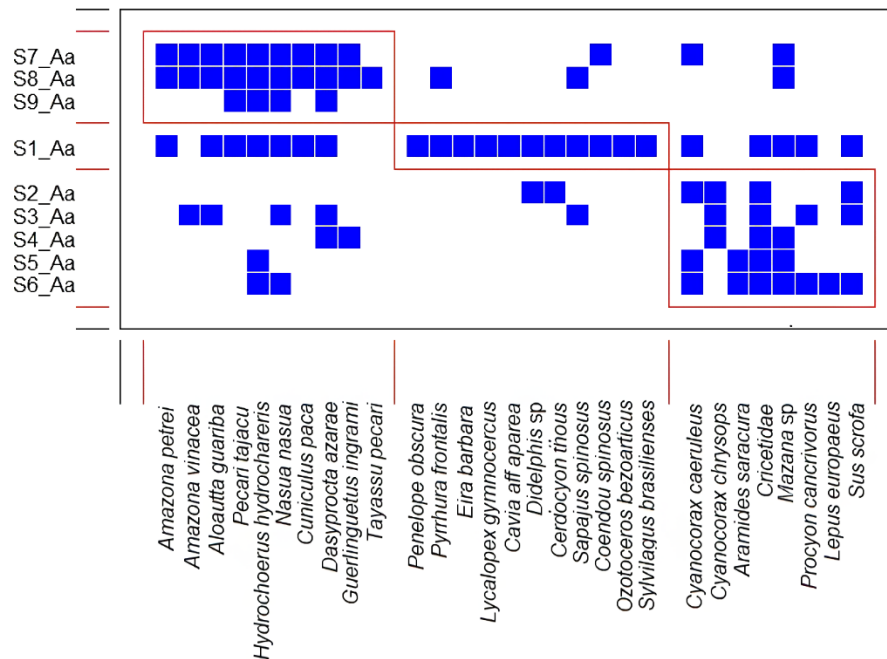


Figura 05. Modularidade de vertebrados homeotermos e *Araucaria angustifolia* na Mata Atlântica brasileira.

3.3 *Bertholletia excelsa*

A rede de interações entre *B. excelsa* e vertebrados homeotermos na Amazônia brasileira, foi formada por cinco pontos amostrais e por 11 espécies de vertebrados homeotermos (Figura 06). O grau de espécie de vertebrados homeotermos foi de 1,3 e grau médio de *B. excelsa* de 2,8 (Tabela 1). A maioria dos indivíduos-focais interagiu com no máximo duas espécies de vertebrados homeotermos (S86, S87, S89, S85 e S88; Figura 06).

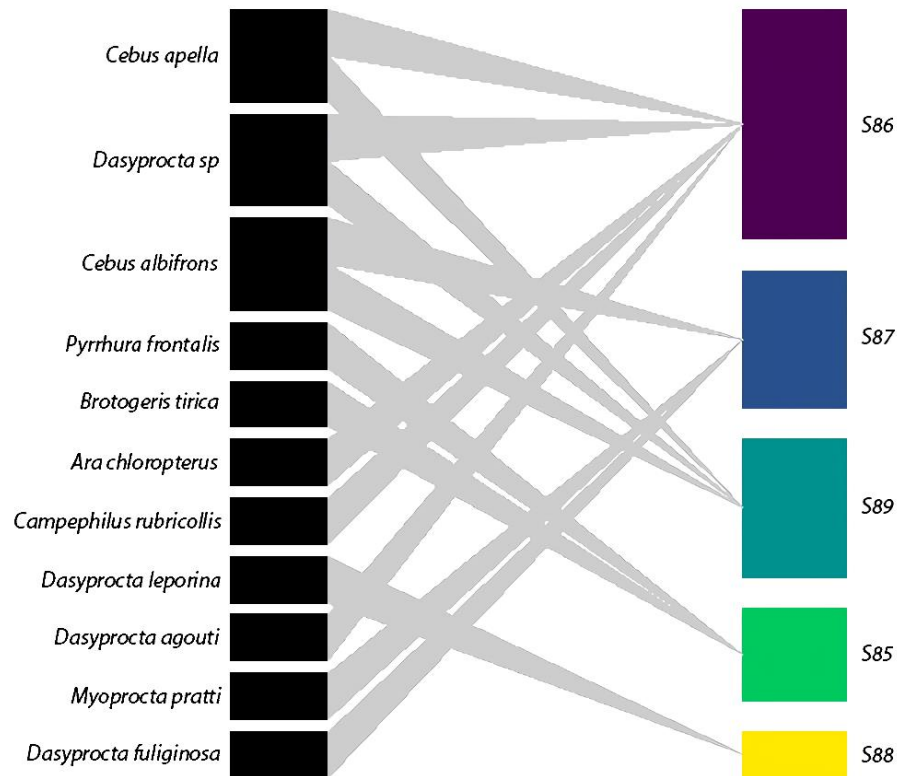


Figura 06. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e *Bertholletia excelsa* na Amazônia brasileira. S86, S87, S89, S85, S88, referente aos indivíduos-focais *Bertholletia excelsa*.

A modularidade do indivíduo-focal S86 e do indivíduo-focal S89 foram a mesma em número de espécies interagindo com vertebrados homeotermos (Figura 07).

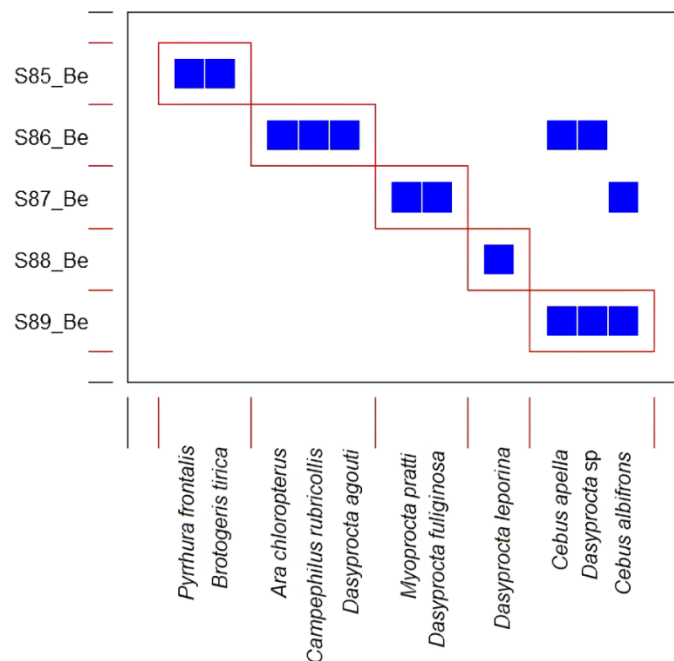


Figura 07. Modularidade de vertebrados homeotermos e *Bertholletia excelsa* na Amazônia brasileira.

3.4 *Butia* sp.

A rede de interações entre *Butia* sp. e vertebrados homeotermos nos biomas brasileiros (Cerrado, Mata Atlântica e Pampa), foi formada por seis pontos amostrais e por 15 espécies de vertebrados homeotermos (Figura 08). O grau de espécie de vertebrados homeotermos foi de 1,3 e grau médio de *Butia* sp. de 3,2 (Tabela 1). Os indivíduos-focais de *Butia* sp. interagiram mais com *Cerdocyon thous* (S81, S80, S84 e S83; Figura 08).

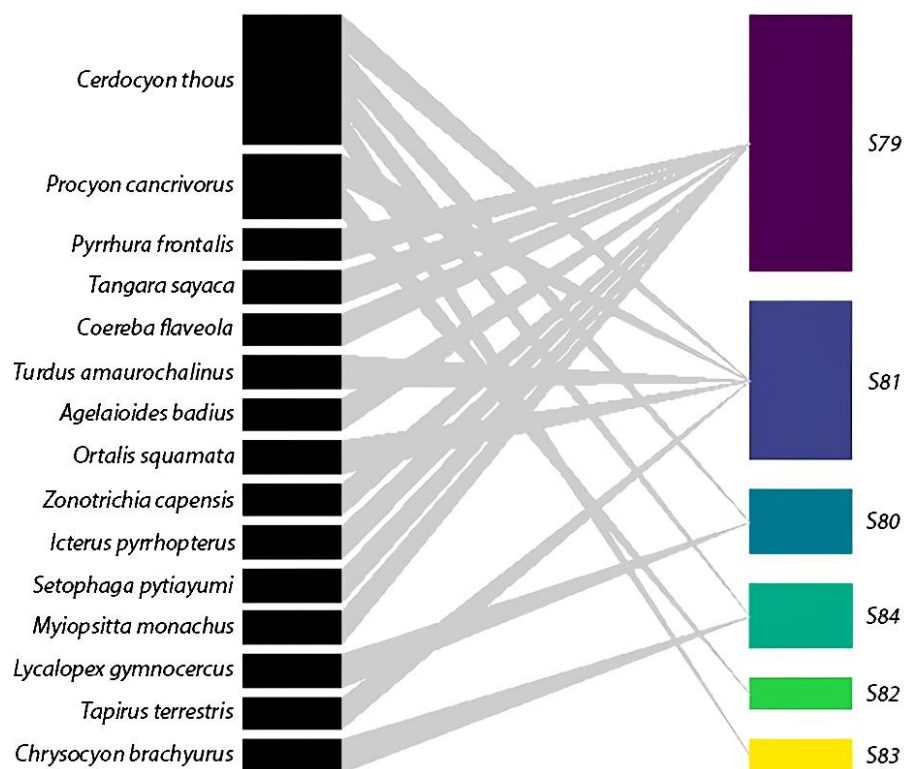


Figura 08. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e a *Butia* sp. nos biomas brasileiros. S79, S81, S80, S84, S82, S83, referente aos indivíduos-focais de *Butia* sp.

O indivíduo-focal S79 teve maior número de espécie (Figura 09). Já *Cerdocyon thous* interagiu com mais indivíduos-focais (S80, S83 e S84; Figura 09).

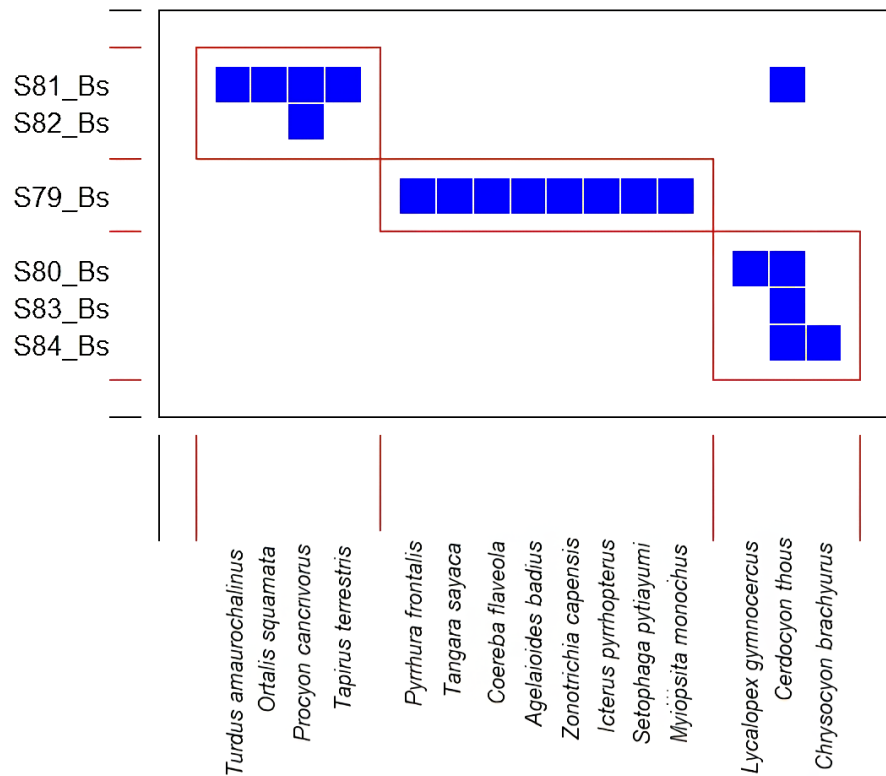


Figura 09. Modularidade de vertebrados homeotermos e *Butia* sp. nos biomas brasileiros.

3.5 *Cereus jamacaru*

A rede de interações entre *C. jamacaru* e vertebrados homeotermos na Caatinga, foi formada por 11 pontos amostrais e por 30 espécies de vertebrados homeotermos (Figura 10). O grau de espécie de vertebrados homeotermos foi de 4,2 e grau médio de *C. jamacaru* de 1,5 (Tabela 1). A maioria dos indivíduos-focais interagiu com *Mimus saturninus* (S15, S16, S19 e S22; Figura 10).

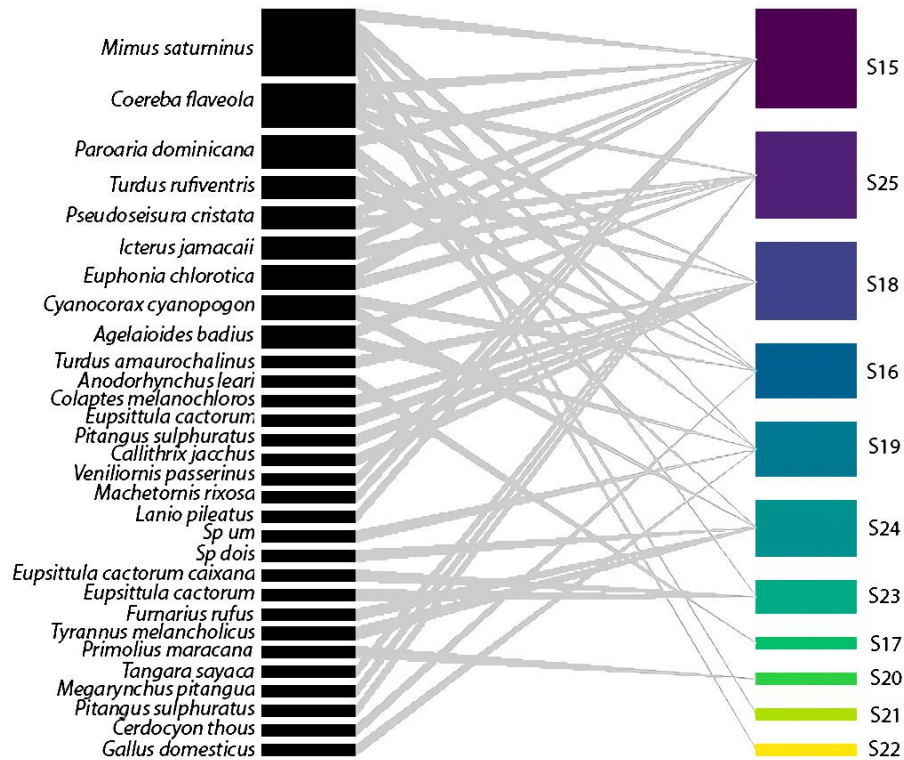


Figura 10. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e *Cereus jamacaru* na Caatinga brasileira. S15, S25, S18, S16, S19, S24, S23, S17, S20, S21, S22, referente aos indivíduos-focais de *Cereus jamacaru*.

Na modularidade, *Eupsittula cactorum* é a espécie que mais teve interação com indivíduo-focal (S23, S21, S19, S24, S20; Figura 11). Já o indivíduo-focal S15 que teve mais interação com vertebrados homeotermos (Figura 11).

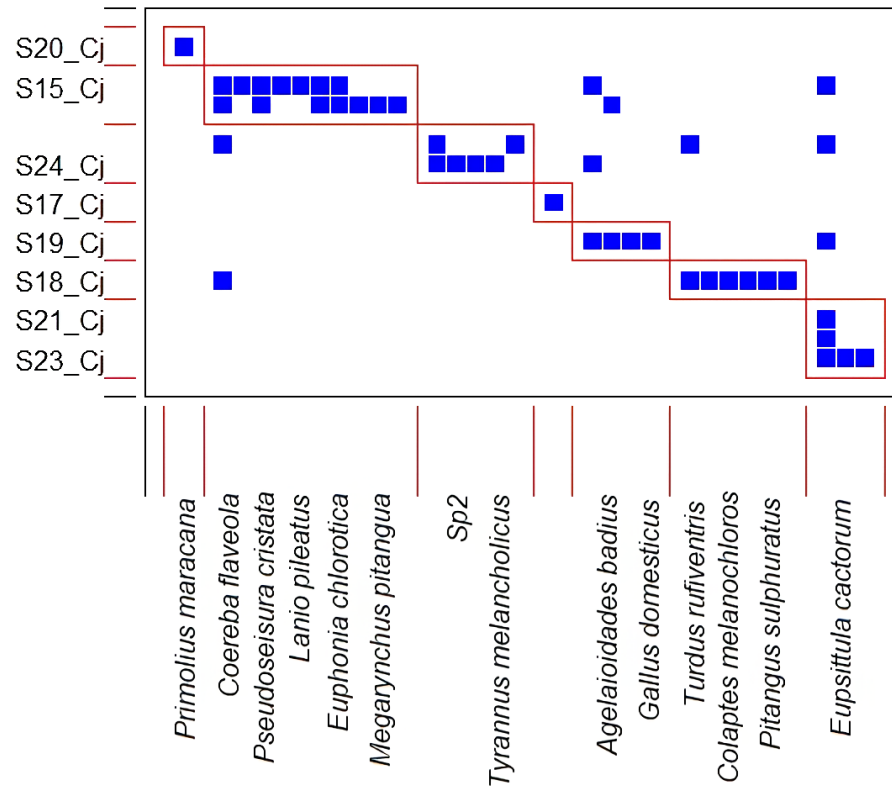


Figura 11. Modularidade de vertebrados homeotermos e *Cereus jamacaru* na Caatinga.

3.6 *Euterpes edulis*

A rede de interações entre *E. edulis* e vertebrados homeotermos na Mata Atlântica, foi formada por 28 pontos amostrais e por 68 espécies de vertebrados homeotermos (Figura 12). O grau de espécie de vertebrados homeotermos foi de 8,9 e grau médio de *E. edulis* de 3,6 (Tabela 1).

A maioria dos indivíduos-focais interagiu com *Mimus saturninus* e *Turdus flavipes* (Figura 12).

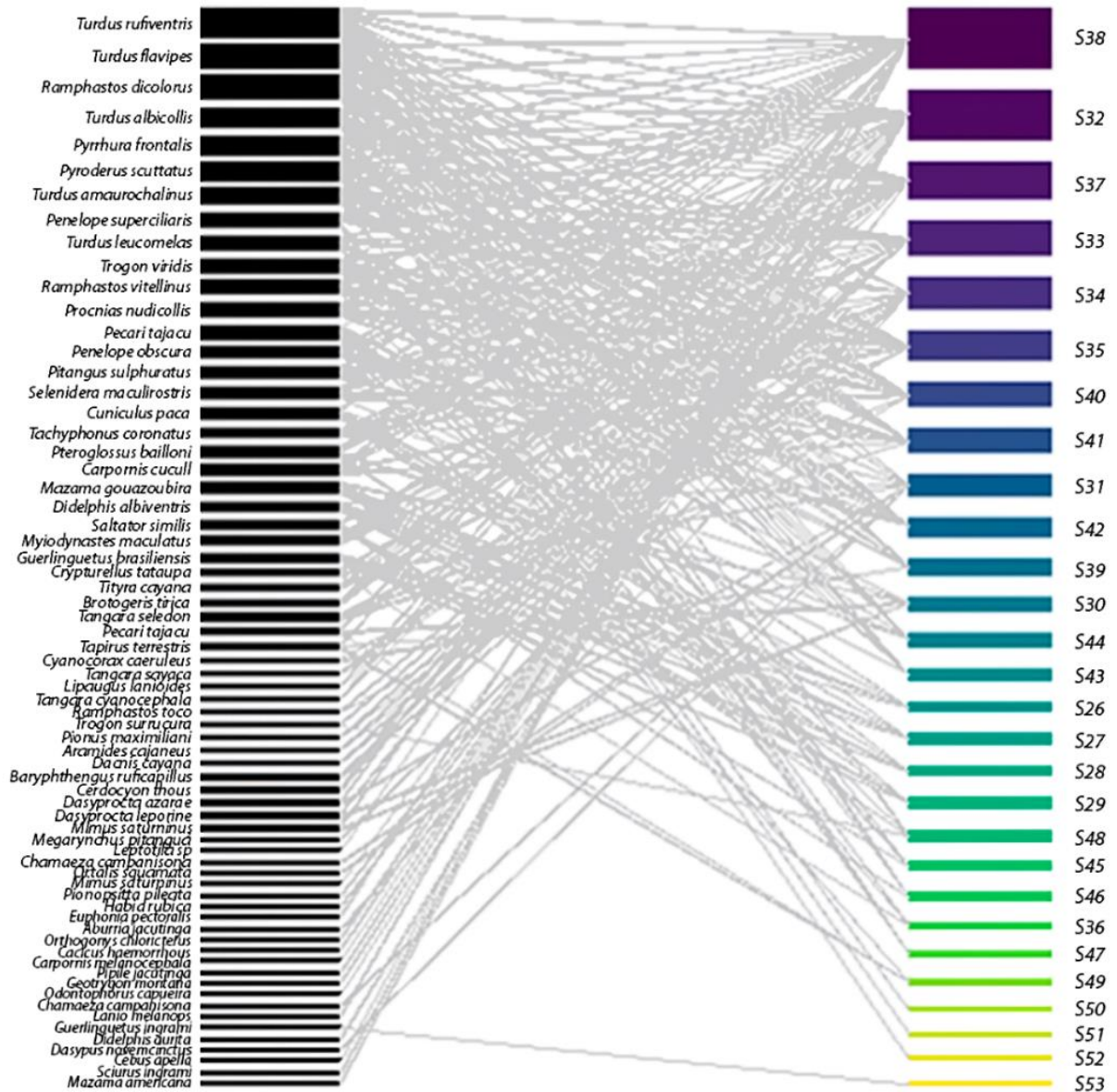


Figura 12. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e *Euterpes edulis* na Mata Atlântica brasileira. S38, S32, S37, S33, S34, S35, S40, S41, S31, S42, S39, S30, S44, S43, S26, S27, S28, S48, S45, S46, S36, S47, S49, S50, S51, S52, S53, referente aos indivíduos-focais de *Euterpes edulis*.

Os principais indivíduos-focais são o S35, S40, S46 (Figura 13).

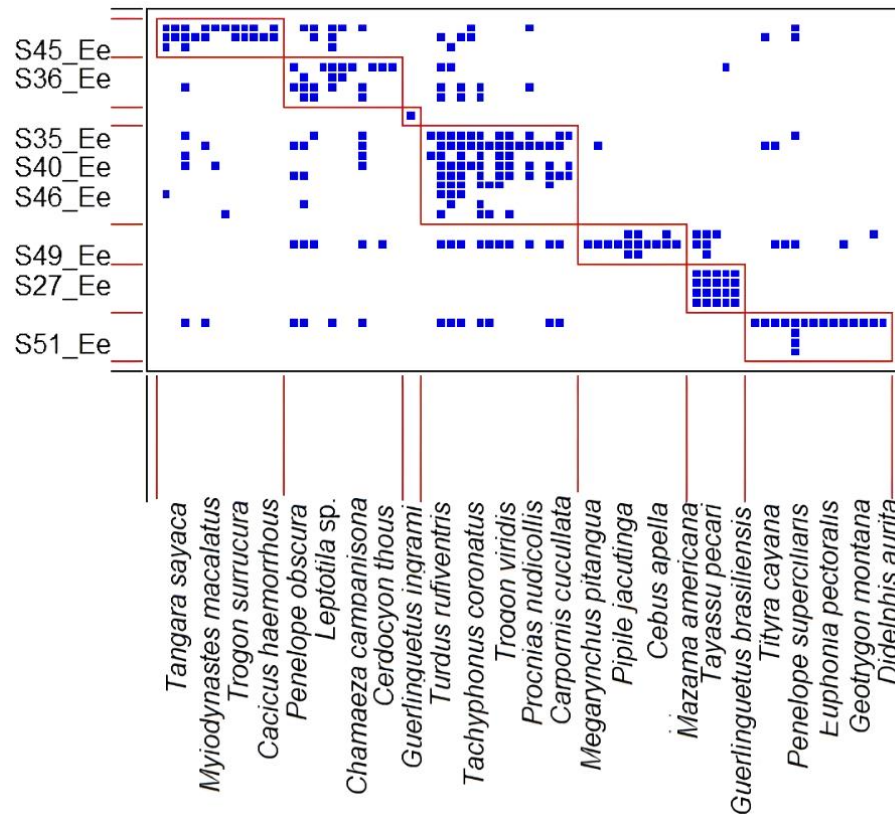


Figura 13. Modularidade de vertebrados homeotermos e *Euterpes edulis* na Mata Atlântica brasileira.

3.7 *Ficus* sp.

A rede de interações entre *Ficus* sp. e vertebrados homeotermos nos biomas brasileiros (Mata Atlântica, Cerrado, Amazônia), foi formada por 7 pontos amostrais e por 38 espécies de vertebrados homeotermos (Figura 14). O grau de espécie de vertebrados homeotermos foi de 3,1 e grau médio de *Ficus* sp. de 16,9 (Tabela 1).

A maioria dos indivíduos-focais interagiu com *Thraupis sayaca* e *Ramphastos toco* (Figura 14).

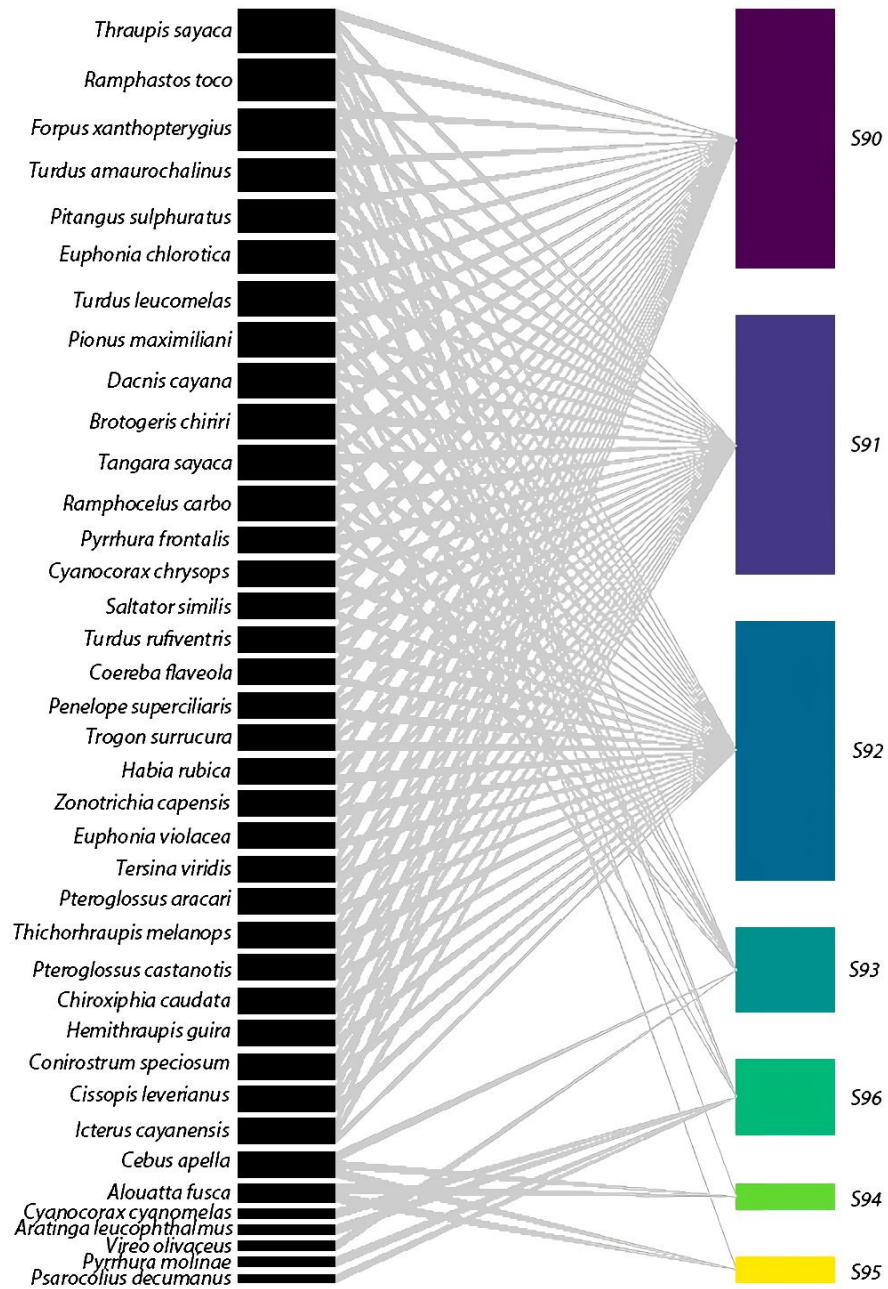


Figura 14. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e a *Ficus* sp. nos biomas brasileiros. S90, S91, S92, S93, S96, S94, S95, referente aos indivíduos-focais de *Ficus* sp.

O individual-focal S91 realizou o maior número de interação com vertebrados homeotermos (Figura 15). Já *Ramphastos toco* na modularidade teve o maior número de interação com os indivíduos-focais (Figura 15).

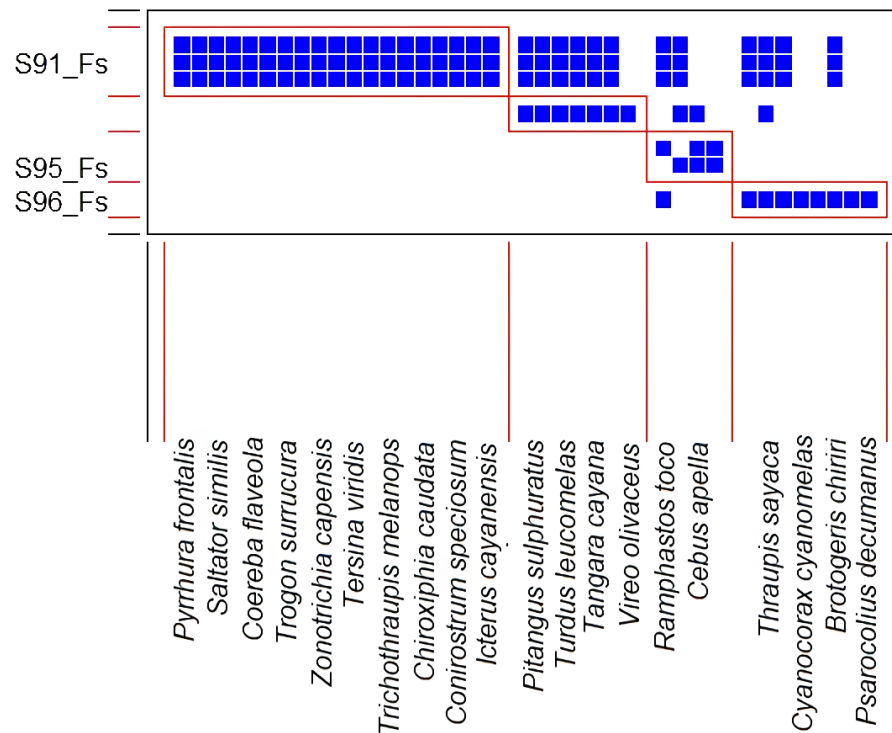


Figura 15. Modularidade de vertebrados homeotermos e *Ficus* sp. nos biomas brasileiros.

3.8 *Syagrus romanzoffiana*

A rede de interações entre *S. romanzoffiana* e vertebrados homeotermos nos biomas brasileiros (Cerrado e Mata Atlântica), foi formada por 25 pontos amostrais e por 46 espécies de vertebrados homeotermos (Figura 16). O grau de espécie de vertebrados homeotermos foi de 1,6 e grau médio de *S. romanzoffiana* de 2,8 (Tabela 01).

A maioria dos indivíduos-focais interagiu com os mamíferos *Cerdocyon thous* e *Didelphis aurita* (Figura 16). Já as aves foram *Coereba flaveola* e *Amazona brasiliensis* (Figura 16).

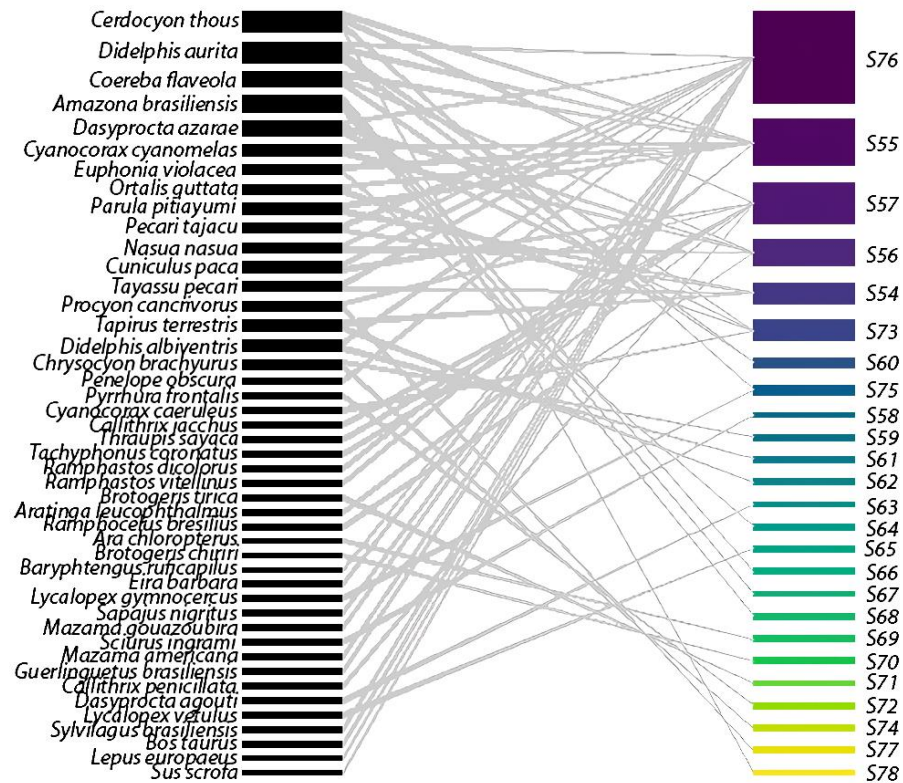


Figura 16. Rede de interação entre vertebrados homeotermos e *Syagrus romanzoffiana* ao longo dos biomas brasileiros. S76, S55, S57, S56, S54, S73, S60, S75, S58, S59, S61, S62, S63, S64, S65, S66, S67, S68, S69, S70, S71, S72, S74, S77, S78, referente aos indivíduos-focais de *Syagrus romanzoffiana*.

As principais espécies que realizaram frugívora por modularidade em escalas indivíduos-focais foram *Ramphastos dicolorus*, *Ramphocelus brasilius* e *Didelphis aurita* (S56; S73; Figura 17).

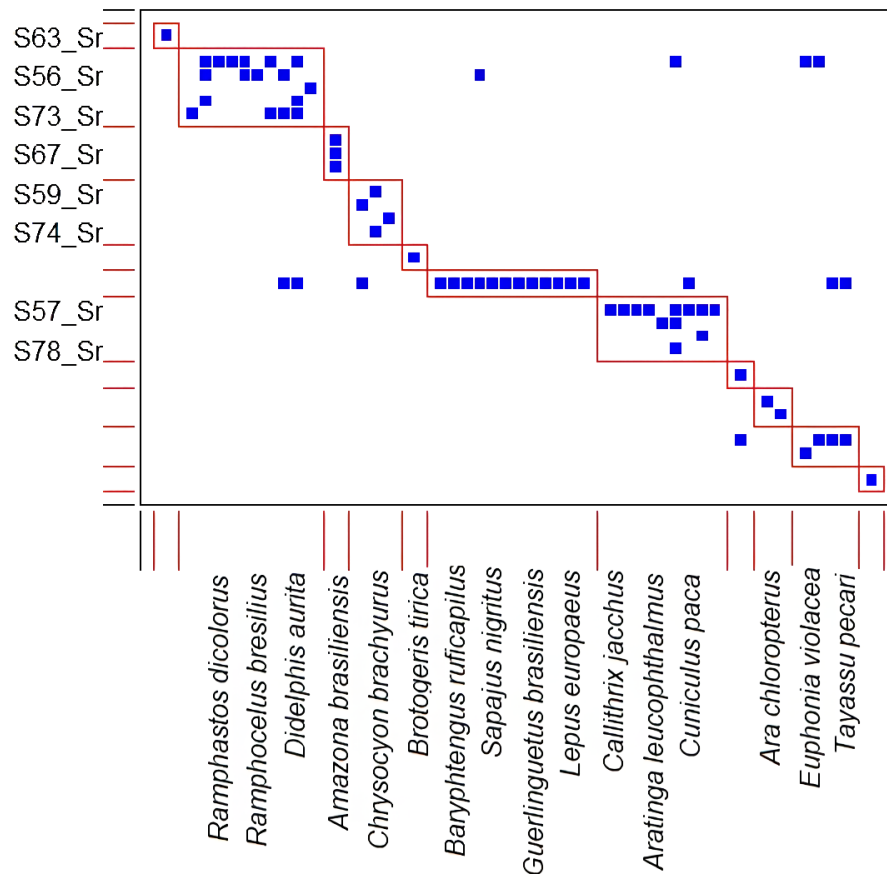


Figura 17. Modularidade de vertebrados homeotermos e *Syagrus romanzoffiana* ao longo dos biomas brasileiros.

4 Discussão

Nossos principais resultados mostram que *A. sellowiana*, *A. angustifolia*, *B. excelsa*, *Butia* sp., *C. jamaçaru*, *E. edulis*, *Ficus* sp., *S. romanzoffiana* podem ser consideradas como espécies *hubs* para fauna e, assim, contribuem para a estruturação das comunidades de ave e mamíferos nos biomas brasileiros. Os vertebrados homeotermos desempenham importantes papéis na dinâmica do ecossistema (Vidal et al., 2014; Dáttilo; Rico-Gray, 2018). Com isso, nossos resultados mostram que os vertebrados homeotermos interagindo com as espécies *hubs* — *A. sellowiana*, *A. angustifolia*, *B. excelsa*, *Butia* sp., *C. jamaçaru*, *E. edulis*, *Ficus* sp., *S. romanzoffiana* — ao longo dos biomas brasileiros foram estatisticamente superiores à expectativa nula, ou seja, nesse caso a modularidade resulta em maior diversidade funcional mais eficiente (Montoya; Yallop; Memmott, 2015). Os vertebrados homeotermos mais interagem na modularidade colaboram com a redução das perturbações dentro da rede (Thébault, 2013; Kolchinsky; Gates; Rocha, 2015).

A redes amostrada de *A. sellowiana*, *A. angustifolia*, *B. excelsa*, *Ficus* sp. e *S. romanzoffiana* apresentaram alta conectividade, com isso favorecendo a diversidade de plantas e animais (Leal et al., 2018). A fauna ecologicamente associada a essas espécies *hubs* contribuem para manutenção de todo o sistema da rede (Bezerra; Machado; Mello, 2009; Janzen, 1971) e com a manutenção da diversidade florestal (Blanchet; Legendre; Borcard, 2008). Essas espécies *hubs* estão inseridas nos biomas (como, Amazônia, Mata Atlântica, Cerrado) com maiores índices de biodiversidade do mundo (Hubbell et al., 2008; ICMBio, 2023). Entretanto a maioria dos remanescentes florestais e formações não-florestais naturais está altamente defaunada, com populações de vertebrados em pleno declínio (Galetti et al., 2013; Bogoni et al., 2018).

A conectividade intermediária em *Butia* sp., indica que as interações com os vertebrados homeotermos estão parcialmente comprometida pela defaunação (Vidal; Pires; Guimarães, 2013). Já outras espécies *hubs* como: *C. jamacaru* e *E. edulis* apresentaram baixa conectância. A baixa conectância de espécies de frugívoros e granívoros interagindo com essas espécies vegetais são reflexos dos distúrbios causados pela antropização das paisagens tropicais (Fonseca et al., 2017). Este é o caso das áreas de Caatinga, onde se encontra o *C. jamacaru* (Fonseca et al., 2017; ICMBio, 2023) como potencial *hub* mas uma fauna extremamente depauperada. A perda ou redução dessas espécies resultam em perda de interações ecológicas (Valiente-Banuet et al., 2015). Por exemplo, *E. edulis* (Apêndice 06; Tabela 01) apresentou uma baixa conectância. Isso se deve ao fato de que na maioria dos 28 pontos amostrais desta espécie foi registrada apenas uma espécie animal interagindo com seus frutos. Apesar disso, foram registradas 68 espécies de vertebrados homeotermos diferentes interagindo com *E. edulis*, e, por essa razão, podemos presumir que *E. edulis* — assim como outros *Hubs* — poderiam ter alta conectividade com vertebrados homeotermos se não fosse ambientes com fauna já simplificada em termos de riqueza e abundância.

A abundância de vertebrados homeotermos fortemente influencia a organização das redes de interações ecológicas (Canard et al., 2014; Hackett et al., 2019). Com isso, espécies vegetais mais abundantes tendem a desempenhar importantes funções, como *hubs* (Dupont; Hansen; Olesen, 2003; Fort; Vázquez; Lan, 2016), conforme os resultados de aninhamento espacial total de *A. angustifolia*, *Ficus* sp., *S. romanzoffiana* foi maior que a expectativa nula (Tabela 01). O aninhamento de

A. sellowiana, *B. excelsa*, *Butia* sp., *E. edulis* onde foi intermediário e diferiu da expectativa nula (Tabela 01), refletindo no grau de influência dos animais na rede e congruente com o padrão de conectividade da rede (Newman, 2006; Bogoni et al., 2018).

Nossos resultados nos permitiram avaliar a magnitude das interações entre vertebrados homeotermos e espécies vegetais *hubs* ao longo dos biomas brasileiros, sob uma abordagem empírica. Os dados contribuem para o entendimento sobre as relações entre vertebrados homeotermos e espécies *hubs*. Nossos principais achados mostram que as espécies *hubs* atuam como uma fonte fundamental de recursos para a fauna e assim contribuem para a estruturação da comunidade de mamíferos e aves.

Com bases nos nossos resultados, faz-se necessário uma agenda de ecologia aplicada à conservação, com esforços e incentivos, públicos e privados, com olhar direcionado para espécies vegetais importantes como: *A. sellowiana*, *A. angustifolia*, *B. excelsa*, *Butia* sp., *C. jamacaru*, *E. edulis*, *Ficus* sp., *S. romanzoffiana*. Essas espécies são fundamentais na manutenção da organização e diversidade da comunidade local e de ecossistemas (Howe, 1984; Innis, 1989; Kricher, 2011). Além disto, podem contribuir para regeneração florestal ao longo dos biomas brasileiros, com efeitos positivos locais e regionais.

Referências

- Almeida-Neto, M; Guimarães, P; Guimarães, P. R; Loyola, R. D; Ulrich, W. 2008. A consistent metric for nestedness analysis in ecological systems: reconciling concept and measurement. *Oikos*, 117:1127–1239.
- Barboza, R. R. D; Lopes, S. F; Souto, W. M. S; Ferreira, H. F; Alves, R. R. N. 2016. The role of game mammals as bushmeat In the Caatinga, northeast Brazil. *Ecology and Society*, 21:1–11.
- Bascompte, J; Jordano, P; Melian, C. J; Olesen, J. M. 2003. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100:9383–9387.
- Bezerra, E. L. S; Machado, I. C. S; Mello M. A. R. 2009. Pollination networks of oilflowers: a tiny world within the smallest of all worlds. *Journal of Animal Ecology*, 78:1096–1101.
- Blanchet, G; Legendre, P; Borcard, D. 2008. Forward selection of spatial explanatory variables. *Ecology*, 89:2623–2632.
- Boccaletti, S; Latora, V; Moreno, Y; Chavez, M; Hwang, D. U. 2006. Complex networks: Structure and dynamics. *Physics Reports*, 424:175–308.
- Bogoni, J. A; Cherem, J. J; Giehl, E. L. H; Oliveira-Santos, L. G; Castilho, P. V; Filho, V. P; Fantacini, F. M; Tortato, M. A; Luiz, M. R; Rizzaro, R; Graipel, M. E. 2016. Landscape features lead to shifts in communities of medium-to large-bodied mammals in subtropical Atlantic Forest. *Journal of Mammalogy*, 97:13–25.
- Bogoni, J. A; Graipel, M. E; Peroni, N. 2018. The ecological footprint of *Acca sellowiana* domestication maintains the residual vertebrate diversity in threatened highlands of Atlantic Forest. *PLoS ONE*, 13:4.
- Bogoni, J. A; Muniz-Tagliari, M; Peroni, N; Peres, C. A. 2020a. Testing the keystone plant resource role of a flagship subtropical tree species (*Araucaria angustifolia*) in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 118:106778.

- Bogoni, J. A; Peres, C. A; Ferraz, K. M. P. M. B. 2020b. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. *Scientific Reports*, 10:14750–14750.
- Bogoni, J. A; Pires, J. S. R; Graipel, M. E; Peroni, N; Peres, C. A. 2018. Wish you were here: how defaunated is the Atlantic Forest biome of its medium- to large-bodied mammal fauna? *PLoS One*, 13:1–23.
- Bond, W. J. 1993. Keystone species. *Biodiversity and ecosystem function*, 11:237–253.
- Canale, G. R; Peres, C. A; Guidorizzi, C. E. C. E; Gatto, C. A. F; Kierulff, M. C. M. 2012. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. *Plos One*, 7:1–9.
- Canard, E. F; Mouquet, N; Mouillot, D; Stanko, M; Miklisova, D; Gravel, D. 2014. Empirical evaluation of neutral interactions in host-parasite networks. *The American naturalist*, 183:468–479.
- Ceballos, G; Ehrlich, P. R; Barnosky, A. D; García, A; Pringle, R. M; Palmer, T. M. 2015. Accelerated modern human–induced species losses: entering the sixth mass extinction. *Science Advances*, 1:5.
- Dáttilo, W; Rico-Gray, V. 2018. *Ecological Networks in the Tropics: An Integrative Overview of Species Interactions from Some of the Most Species-Rich Habitats on Earth*. Springer, 1:1–202.
- Dias, D. M; Bocchiglieri, A. 2016. Trophic and spatio-temporal niche of the crab-eating fox, *Cerdocyon thous* (Linnaeus, 1766) (Carnivora: Canidae), in a remnant of the Caatinga in northeastern Brazil. *Mammalia*, 80:281–291.
- Dupont, Y. L; Hansen, D. M; Olesen, J. M. 2003. Structure of a plant–flower-visitor network in the high-altitude sub-alpine desert of Tenerife, Canary Islands. *Ecography*, 26:301–310
- Ellison, A. M. 2019. Foundation Species, Non-trophic Interactions, and the Value of Being Common. *iScience*, 13:254–268.

Fonseca, M. A. Fragmentação, conservação e restauração da caatinga. 103f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2017.

Fort, H; Vázquez, D. P; Lan, B. L. 2016. Abundance and generalisation in mutualistic networks: solving the chicken-and-egg dilemma. *Ecology Letters*, 19:4– 11.

Galetti, M; Brocardo, C. R; Begotti, R. A; Hortenci, L; Rocha-Mendes, F; Bernardo, C. S. S; Bueno, R. S; Nobre, R; Bovendorp, R. S; Marques, R. M; Meirelles, F; Gobbo, S. K; Beca, G; Schmaedecke, G; Siqueira, T. 2017. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. *Animal Conservation*, 20:270–281.

Galetti, M; Guevara, R; Côrtes, M. C; Fadini, R; Matter, S; Leite, A; Labecca, F. M; Ribeiro, T; Carvalho, C. S; Garcia, R; Pires, M; Guimarães, P. R; Brancalion, P. H. S; Ribeiro, M. C; Jordano, P. 2013. Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, 340:1086–1090.

Gilbert, L. E. 1980. Food web organization and conservation of neotropical diversity. Editors: Soule, M. E.; Wilcox, B. A. *Miscellaneous: Conservation biology: An evolutionary-ecological perspective*, 1:11–33.

Hackett, T. D; Sauve, A. M; Davies, N; Montoya, D; Tylianakis, J. M; Memmott, J. 2019. Reshaping our understanding of species' roles in landscape-scale networks. *Ecology letters*, 22:1367-1377.

Howe, H. F. 1977. Bird activity and seed dispersal of a tropical wet forest tree. *Ecology*, 58:539–550.

Howe, H. F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation*, 30:261–281.

Howe, H. F; Westley, L. C. 1988. *Ecological relationships of plants and animals*. Oxford, University Press.

Hubbell, S. P; He, F; Condit, R; Borda de-Água, L; Kellner, J; Steege, H. 2008. How Many Tree Species Are There in the Amazon and How Many of Them Will Go Extinct? *Proceedings of National Academy of Sciences*, 105:11498–11504.

ICMBio. 2023. *Biomass*. Disponível em: <https://icmbio.gov.br/biomass>.

Innis, G. J. 1989. Feeding ecology of fruit pigeons in subtropical rainforests of southeastern Queensland. *Australian Journal of Wildlife Research*, 16:365–394.

Janzen, D. H. 1971. Seed Predation by Animals. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 2:465–492.

Kolchinsky, A; Gates, A. J; Rocha, L. M. 2015. Modularity and the spread of perturbations in complex dynamical systems. *Physical Review E*, 92:1-9.

Kricher, J. C. 2011. *Tropical Ecology*. Nova Jersey, Ed. Princeton University Press, 1:1–704.

Lacher, T. E; Davidson, A; Fleming, T. H; Gómez-Ruiz, E. P; McCracken, G. F; Owen-Smith, N; Peres, C. A; Wall, S. B. V. 2019. The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, 100:942–964.

Leal, I. R; Lopes, A. V; Machado, I. C; Tabarelli, M. 2018. Interações planta-animal na Caatinga: visão geral e perspectivas futuras. *Ciência e Cultura*, 70:35–40.

Magurran, A. E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Malden: Blackwell Publishing, 132.

Marini, M. A; Garcia, F. I. 2005. Conservação de aves no Brasil. *Megadiversidade*, 1:95–102.

Mello, M. A. R; Rodrigues, F. A; Costa, L. F; Kissling, W. D; 'Ekercio'lu, Ç. H; Marquitti, F. M. D; Kalko, E. K. V. 2015. Keystone species in seed dispersal networks are mainly determined by dietary specialization. *Oikos*, 124:1031–1039.

MMA. 2016. Resultados da 2ª atualização das Áreas e Ações Prioritárias para Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade dos biomas Cerrado e Pantanal realizado em 2012, e da Caatinga, realizado em 2015. Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: Atualização – Portaria MMA Nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 301p.

MMA. 2022a. Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de

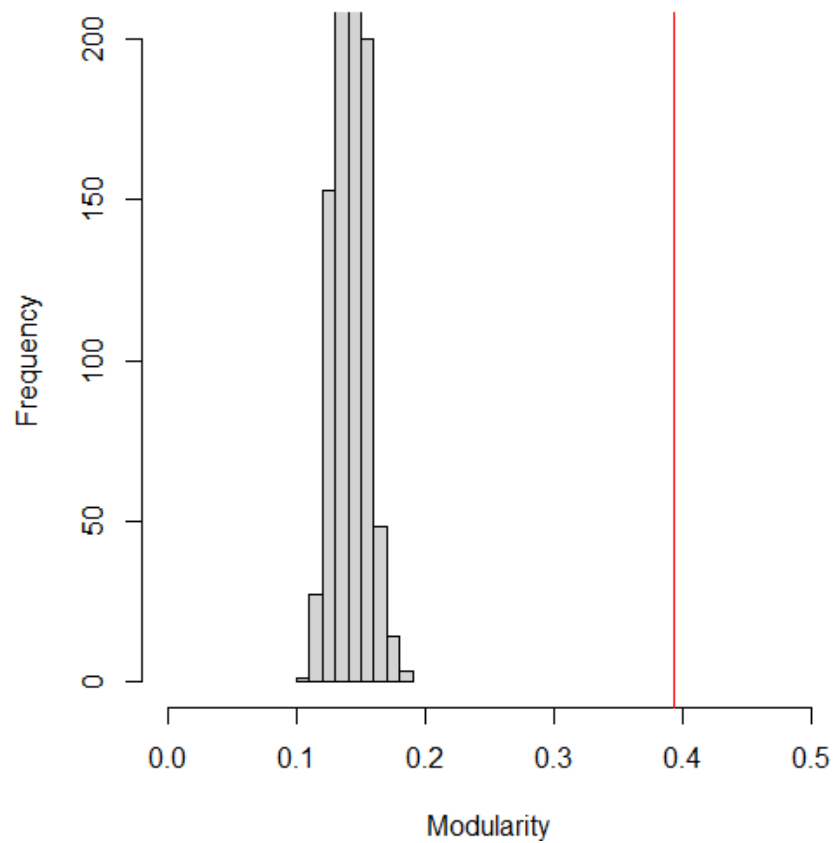
- Extinção – PORTARIA MMA Nº 148, DE 7 DE JUNHO DE 2022. Ministério do Meio Ambiente, 118:1–74.
- Montoya, D; Yallop, M. L; Memmott, J. 2015. Functional group diversity increases with modularity in complex food webs. *Nature Communications*, 6:1–9.
- Moura, M. R; Jetz, W. 2021. Shortfalls and opportunities in terrestrial vertebrate species discovery. *Nature Ecology and Evolution*, 5:631–639.
- Newman, M. 2006. Modularity and community structure in networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103:8577–8582.
- Newman, M. E. J. 2004. Analysis of weighted networks. *Physical Review E—Statistical, Nonlinear and Soft Matter Physics*, 70:1–9.
- Ojeda, R. A. 2013. In: *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier, 1:582–594.
- Olesen, J. M. Bascompte, J; Dupont, Y. L; Jordano, P. 2007. The modularity of pollination networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104:19891–19896.
- Oliveira, U; Soares-Filho, B. S; Paglia, A. P; Brescovit, A. D; Carvalho, C. J. B; Silva, D. P; Rezende, D. T; Leite, F. S. F; Batista, J. A. N; Barbosa, J. P. P. P; Stehmann, J. R; Ascher, J. S; Vasconcelos, M. F; Marco, P; Löwenberg-Neto, P; Ferro, V. G; Santos, A. J. 2017. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*, 7:9141.
- Paine, R. T. 1969. A note on trophic complexity and species diversity. *The American Naturalist*, 103:91–93.
- Peres, C. A. 2000. Identifying keystone plant resources in tropical forests. *Journal of Tropical Ecology*, 16:287–317.
- Pires, M. M; Galetti, M; Donatti, C. I; Pizo, M. A; Dirzo, R; Guimarães, P. R. 2014. Reconstructing past ecological networks: The reconfiguration of seed-dispersal interactions after megafaunal extinction. *Oecologia*, 175:1247–1256.
- Pires, M. M; Guimarães, P. R; Araújo, M. S; Giaretta, A. A; Costa, J. C. L; Reis S. F. 2011. The nested assembly of individual-resource networks. *Journal of Animal Ecology*, 80:896–903.

- Power, M. E; Tilman, D; Estes, J; Menge, B. A; Bond, W. J; Mills, L. S; Daily, G. 1996. Challenges in the quest for keystones. *BioScience*, 46:609–620.
- Rambo, B. 1951. O elemento andino no pinhal rio-grandense. *Anais Botânicos do Herbário Barbosa Rodrigues*, 3:3–39.
- Rambo, B. 1954. A Fisionomia do Rio Grande do Sul. Caderno nº 31. Fundamentos da Cultura Rio-Grandense Primeira Série. Universidade do Rio Grande do Sul.
- Tagliari, M. M; Peroni, N. 2018. Local varieties of *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze (Pinales: Araucariaceae) in southern Brazil: a brief discussion about landscape domestication. *Biotemas*, 31:59–68.
- Terborgh, J. 1986a. Keystone plant resources in the tropical forests. In: Soulé, M. E. (ed.). *Conservation biology*, 330–344.
- Terborgh, J. 1986b. Community aspects of frugivory in tropical forests. *Frugivores and seed dispersal*, 371–384.
- Thébault, E. 2013. Identifying compartments in presence–absence matrices and bipartite networks: insights into modularity measures. *Journal of Biogeography*, 40:759–768.
- Valiente-Banuet, A; Aizen, M.A; Alcántara, J. M; Arroyo, J; Cocucci, A; Galetti, M; García, M. B; García, D; Gómez, J. M; Jordano, P; Medel, R; Navarro, L; Obeso, J. R; Oviedo, R; Ramírez, N; Rey, P. J; Traveset, A; Verdú, M; Zamora, R. 2015. Beyond species loss: the extinction of ecological interactions in a changing world. *Functional Ecology*, 29:299–307.
- Vidal, M. M; Hasui, E; Pizo, M. A; Tamashiro, J. Y; Silva, W. R; Guimarães, P. R. 2014. Frugivores at higher risk of extinction are the key elements of a mutualistic network. *Ecology*, 95:3440–3447.
- Vidal, M. M; Pires, M. M; Guimarães, P. R. 2013. Large vertebrates as the missing components of seed-dispersal networks. *Biological Conservation*, 163:42–48.

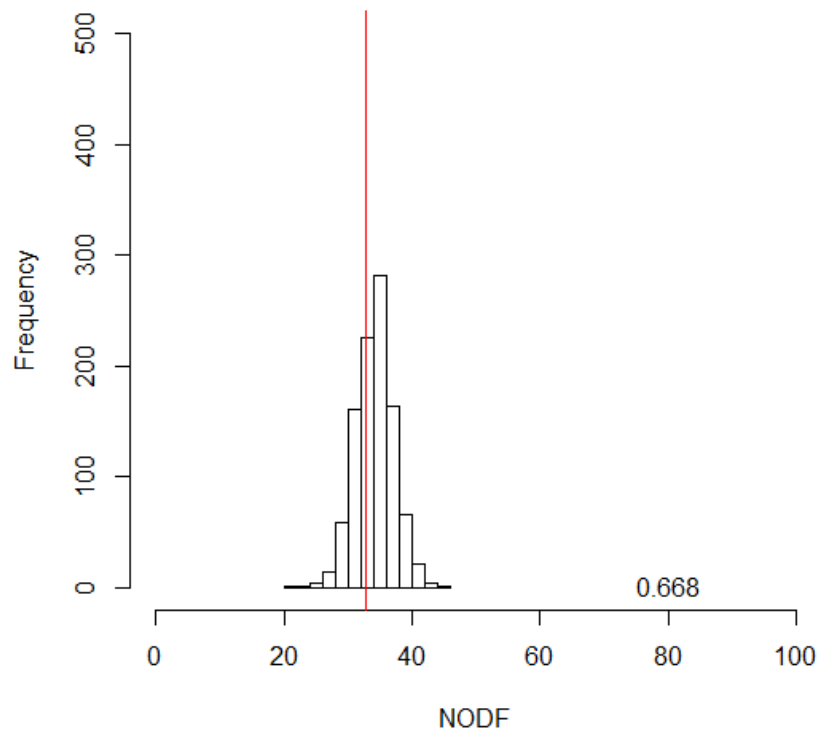
APÊNDICES



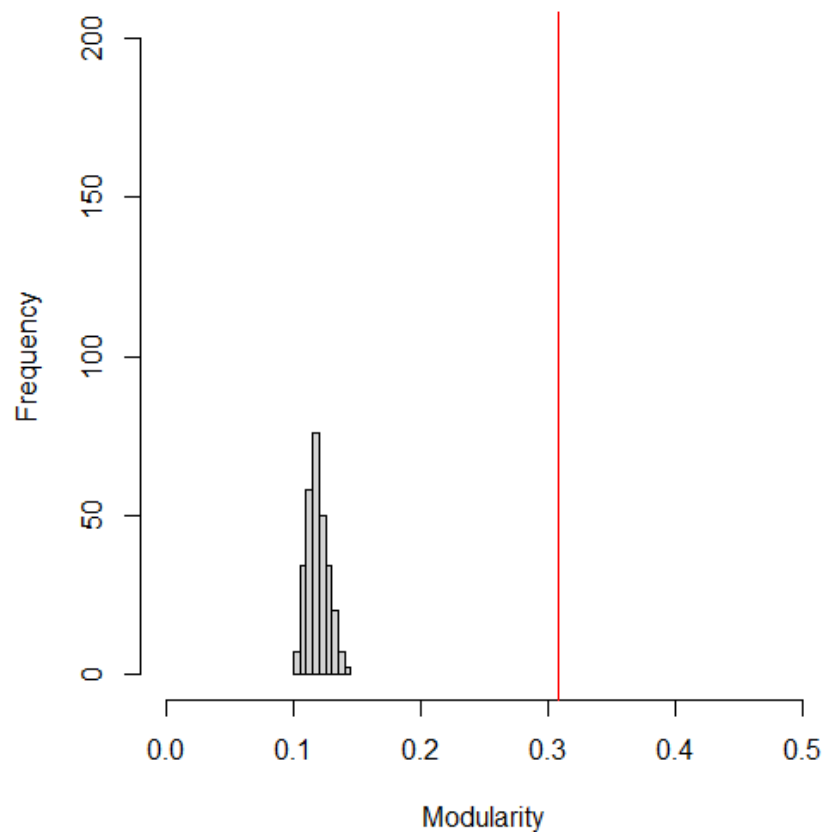
Apêndice 01. Presença de caprinos na área de estudo na Caatinga, no nordeste do Brasil.



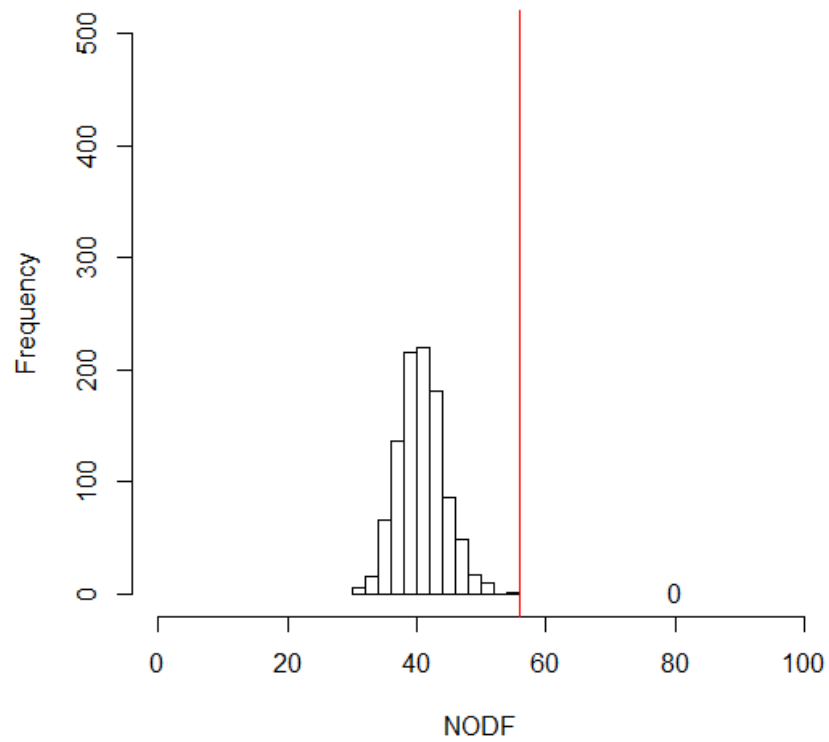
Apêndice 02. Distribuição nula de modularidade vertebrados homeotermos e *Acca sellowiana* na Mata Atlântica e o Pampa brasileiro.



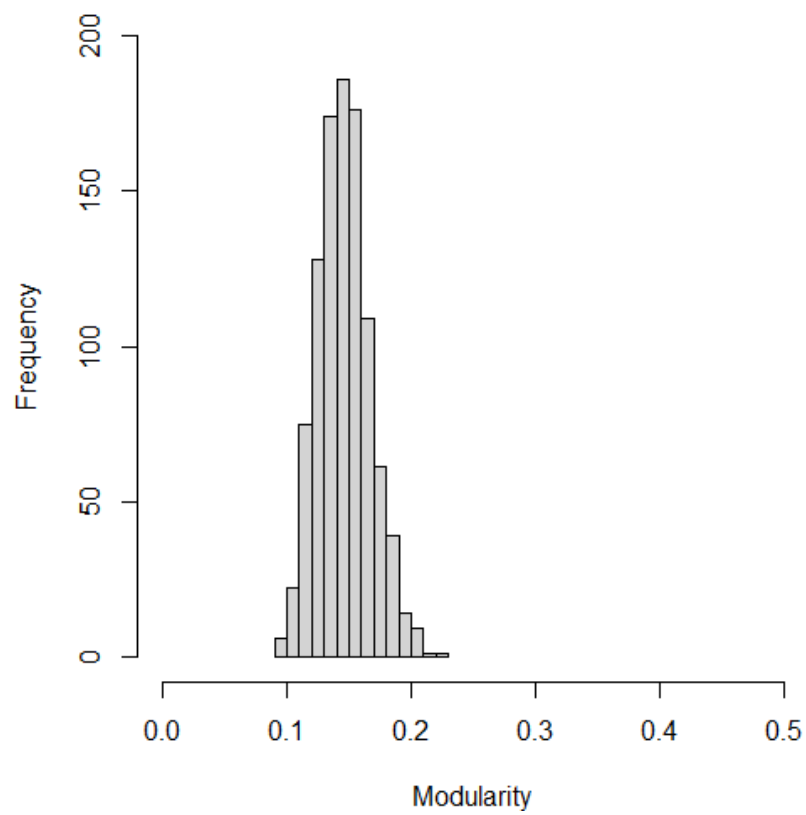
Apêndice 03. NODF modularidade vertebrados homeotermos e *Acca sellowiana* na Mata Atlântica e Pampa brasileiro.



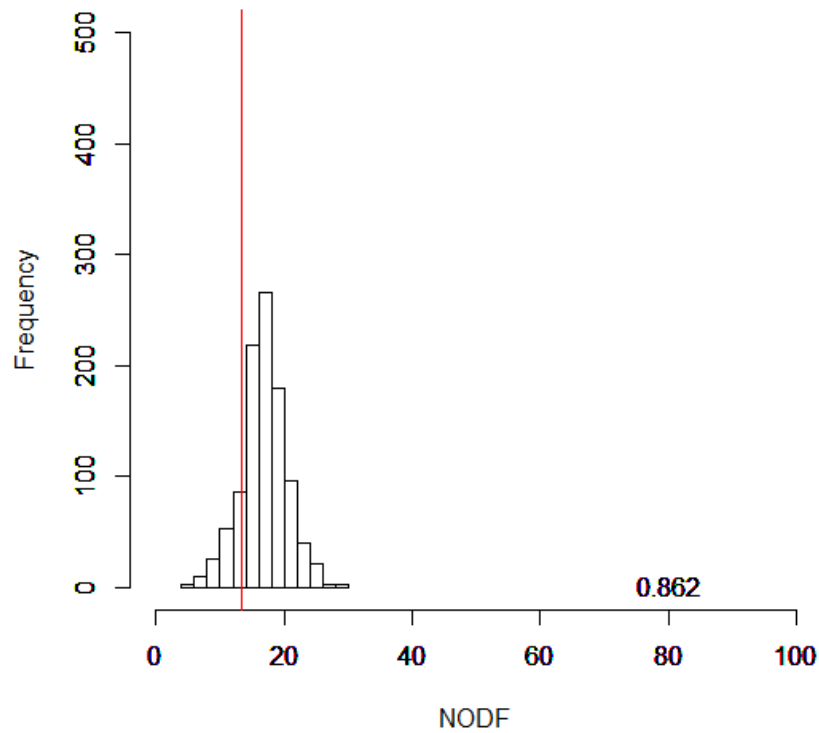
Apêndice 04. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e *Araucaria angustifolia* na Mata Atlântica brasileira.



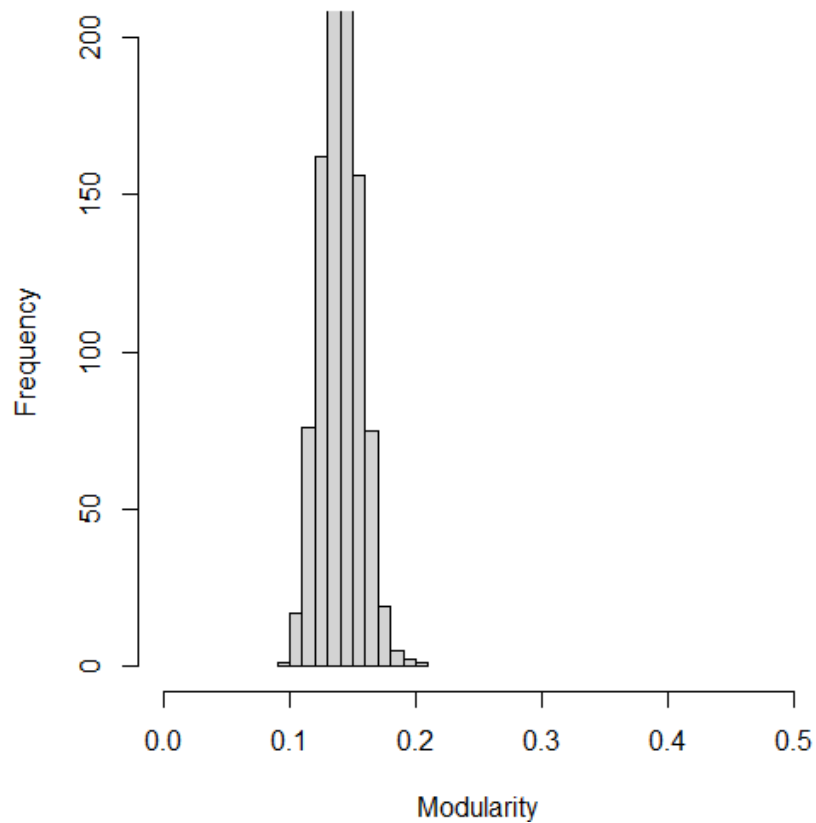
Apêndice 05. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e *Araucaria angustifolia* na Mata Atlântica brasileira.



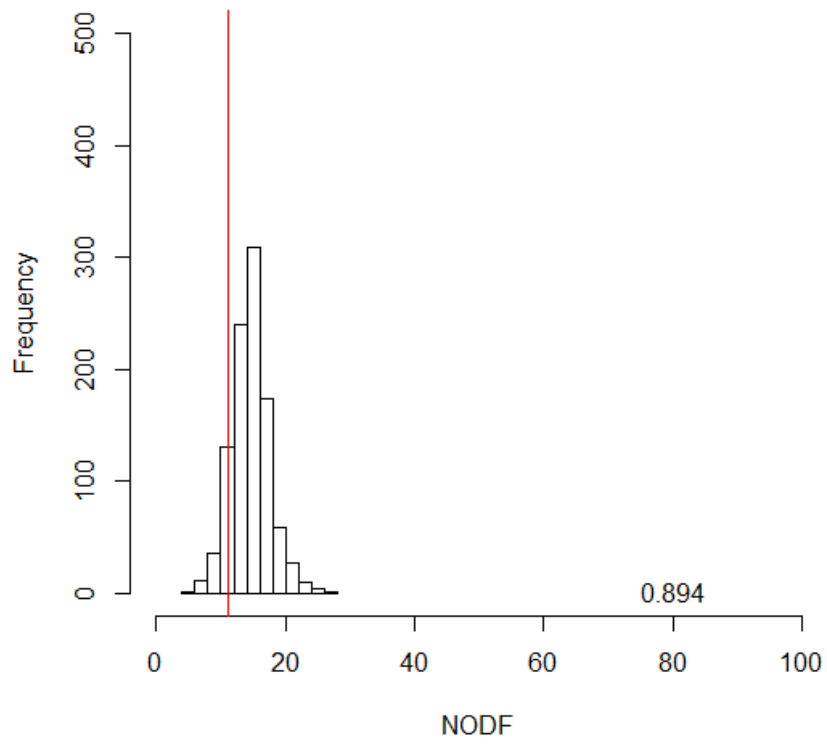
Apêndice 06. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e *Bertholletia excelsa* na Amazônia brasileira.



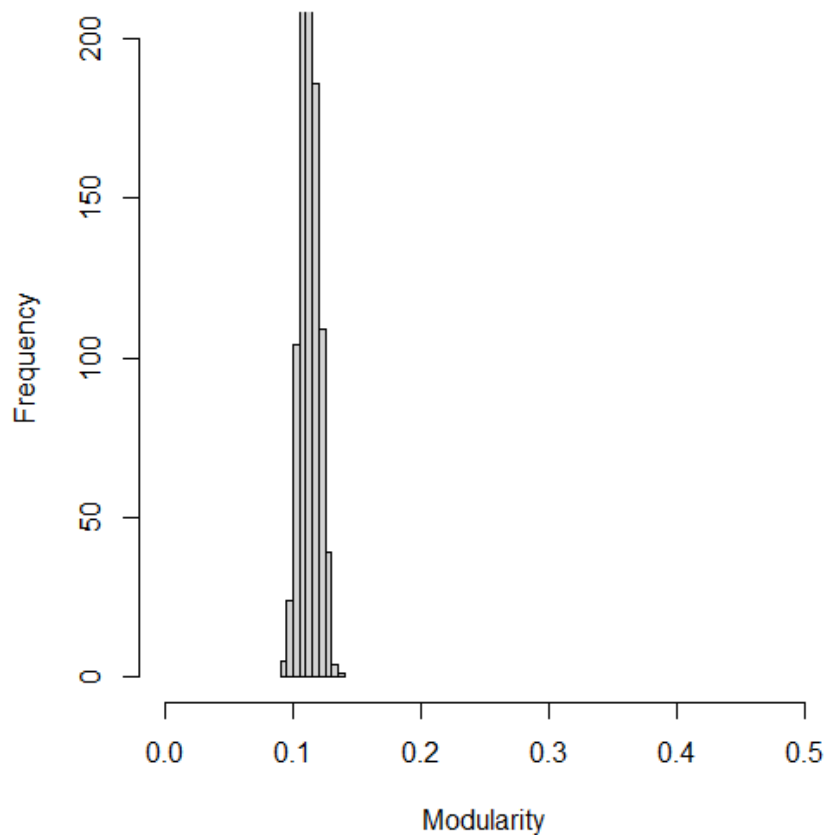
Apêndice 07. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e *Bertholletia excelsa* na Amazônia brasileira.



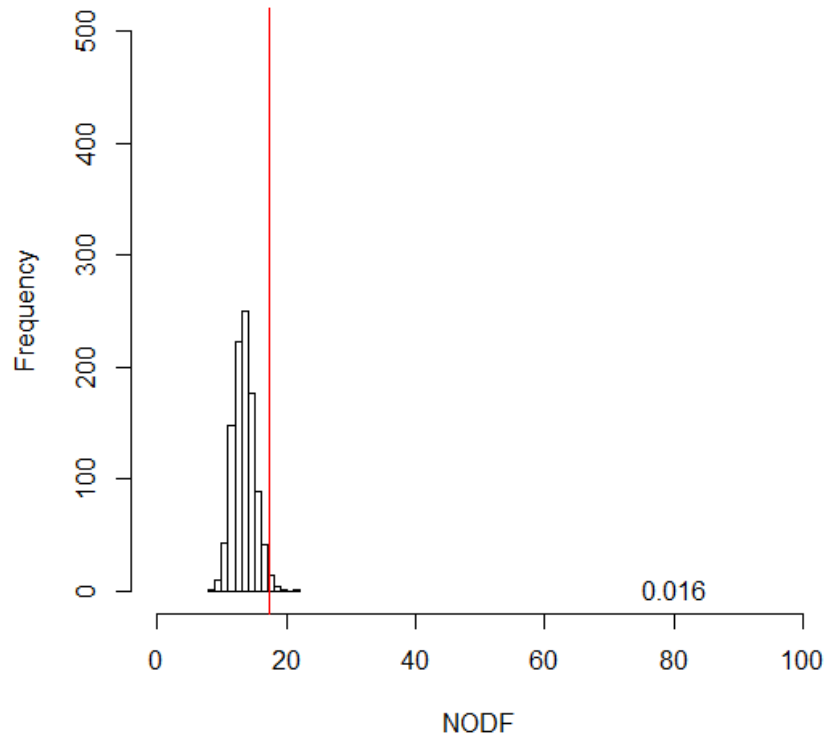
Apêndice 08. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e *Butia sp.*, nos biomas brasileiros.



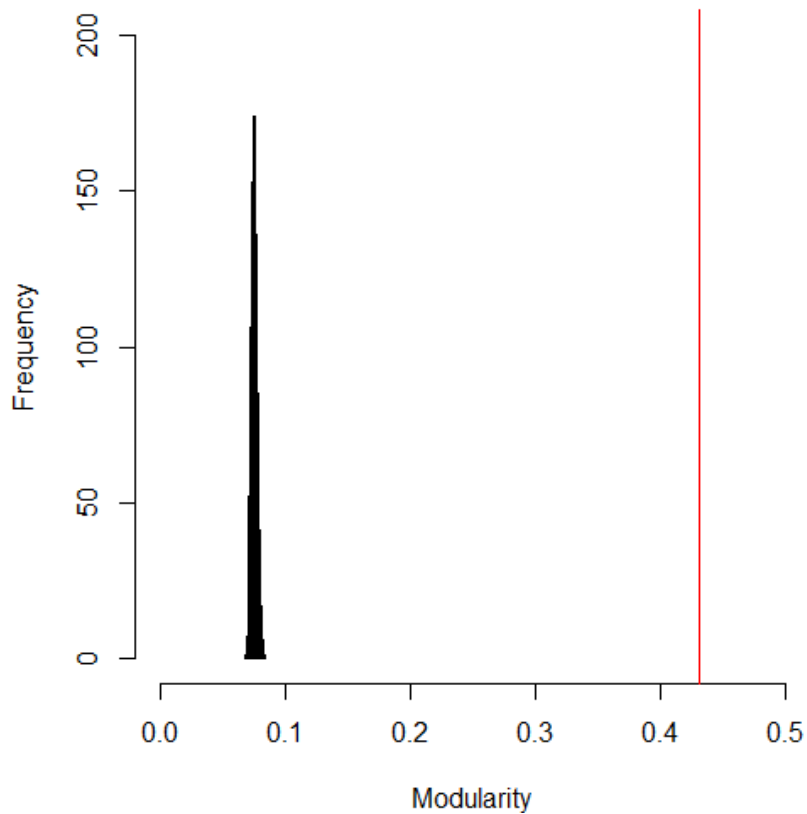
Apêndice 09. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e *Butia sp.*, nos biomas brasileiros.



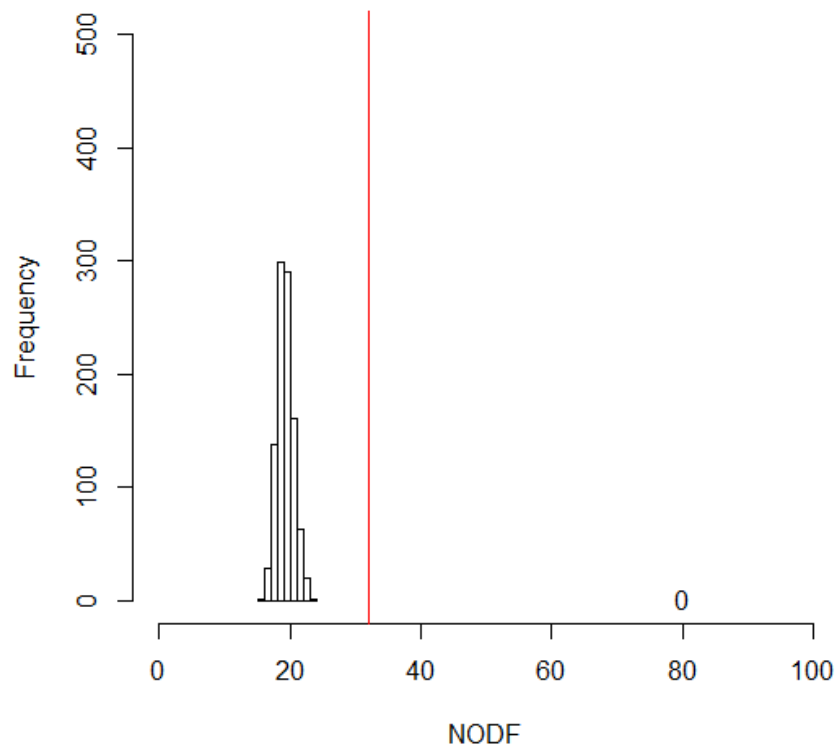
Apêndice 10. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e *Cereus jamacaru* na Caatinga.



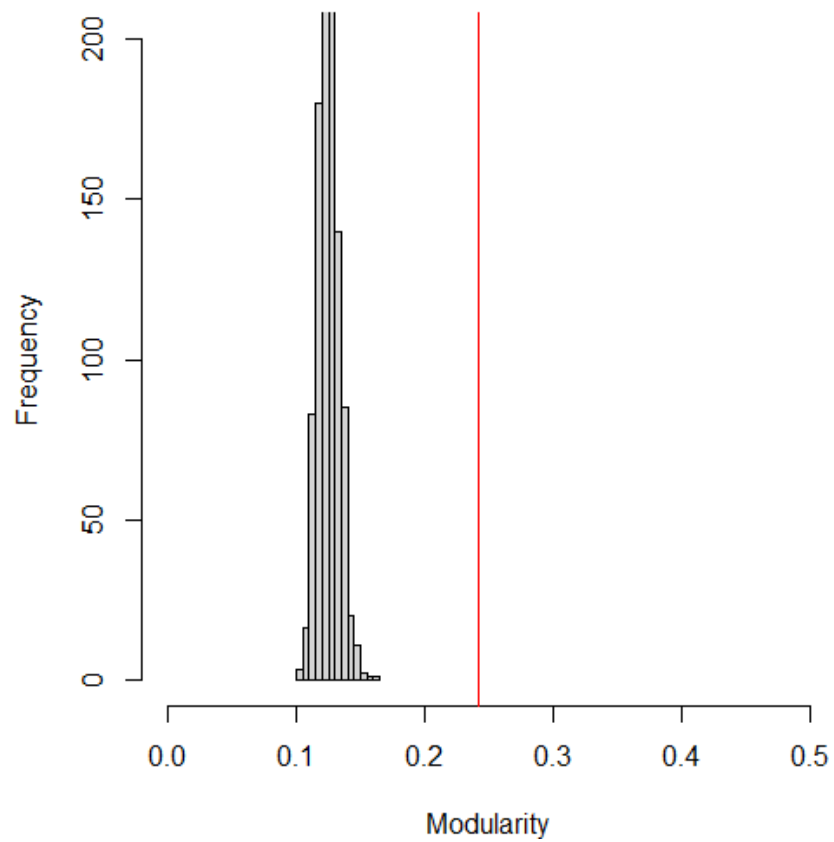
Apêndice 11. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e *Cereus jamacaru* na Caatinga.



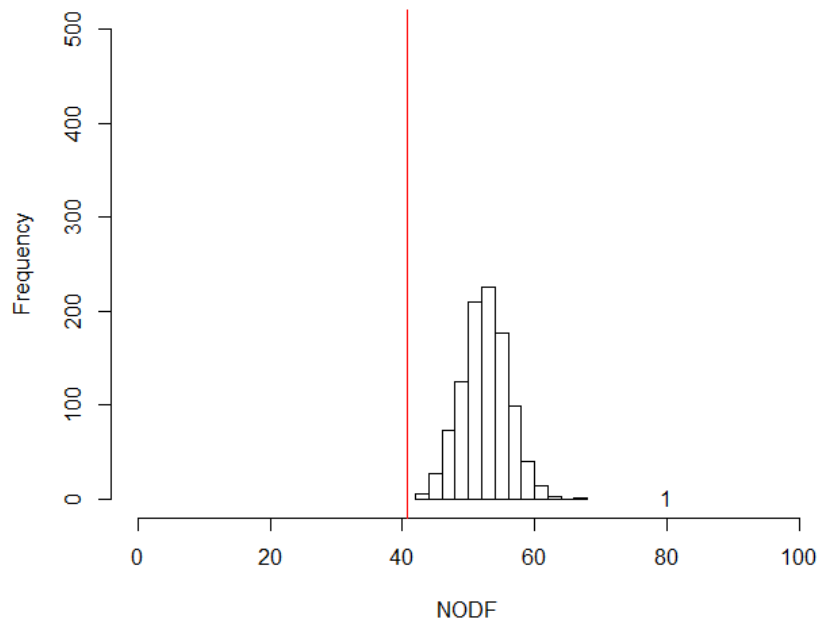
Apêndice 12. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e *Euterpes edulis* na Mata Atlântica brasileira.



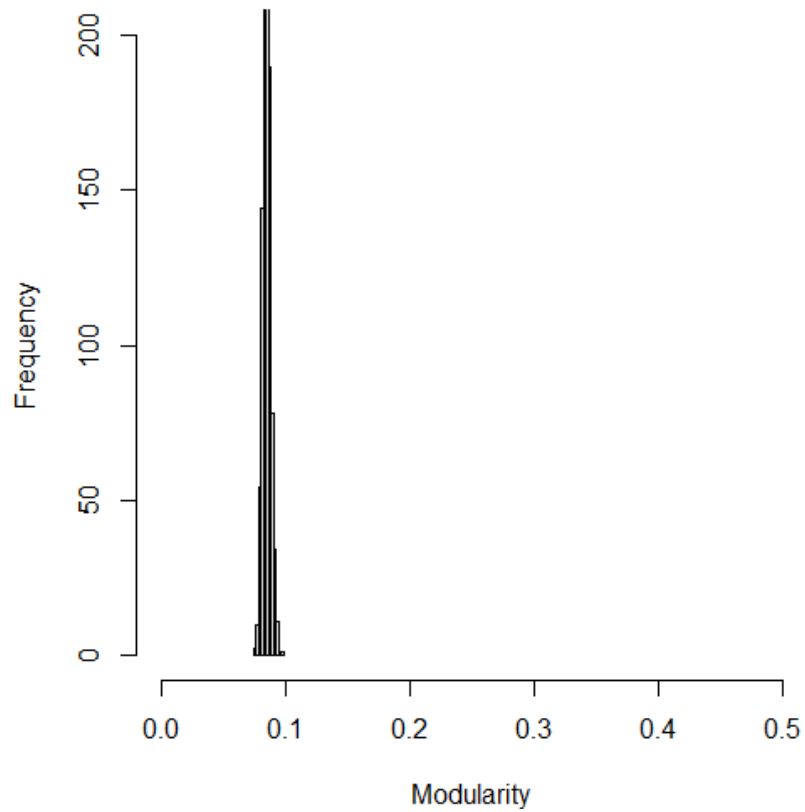
Apêndice 13. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e *Euterpes edulis* na Mata Atlântica brasileira.



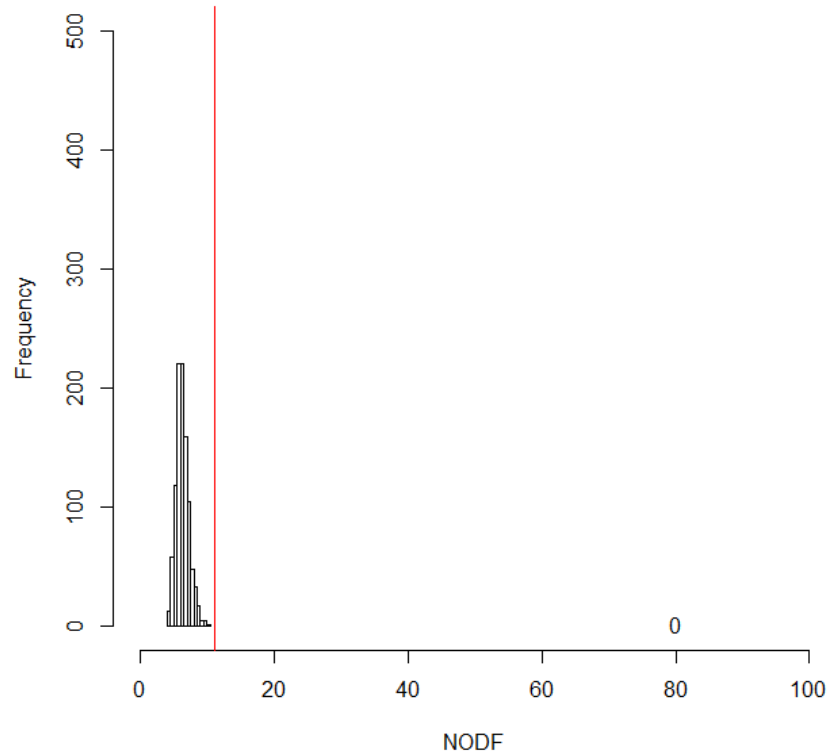
Apêndice 14. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e *Ficus sp.*, nos biomas brasileiros.



Apêndice 15. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e *Ficus* sp., nos biomas brasileiros.



Apêndice 16. Distribuição nula de modularidade de vertebrados homeotermos e *Syagrus romanzoffiana*, nos biomas brasileiros.



Apêndice 17. NODF modularidade de vertebrados homeotermos e *Syagrus romanzoffiana*, nos biomas brasileiros.

Réplicas	Espécies <i>Hub</i>	Referências bibliográficas
S1	<i>Araucaria angustifolia</i>	Bogoni et al. 2021
S2	<i>Araucaria angustifolia</i>	Batista 2018
S3	<i>Araucaria angustifolia</i>	NA
S4	<i>Araucaria angustifolia</i>	NA
S5	<i>Araucaria angustifolia</i>	Bogoni et al. 2021
S6	<i>Araucaria angustifolia</i>	Bogoni et al. 2021
S7	<i>Araucaria angustifolia</i>	NA
S8	<i>Araucaria angustifolia</i>	Peres 2001
S9	<i>Araucaria angustifolia</i>	NA
S10	<i>Acca sellowiana</i>	Bogoni et al. 2018
S11	<i>Acca sellowiana</i>	Bogoni et al. 2018
S12	<i>Acca sellowiana</i>	Bogoni et al. 2018
S13	<i>Acca sellowiana</i>	Bogoni et al. 2018
S14	<i>Acca sellowiana</i>	Freitas et al. 2020
S15	<i>Cereus jamacaru</i>	Gomes et al. 2014
S16	<i>Cereus jamacaru</i>	Torquato, 2015 - Dissertação
S17	<i>Cereus jamacaru</i>	Santos; Nogueira, 2012 - Livro
S18	<i>Cereus jamacaru</i>	Paixão, 2020 - Dissertação
S19	<i>Cereus jamacaru</i>	Deringer et al. 2022
S20	<i>Cereus jamacaru</i>	Deringer et al. 2022
S21	<i>Cereus jamacaru</i>	Deringer et al. 2022
S22	<i>Cereus jamacaru</i>	Deringer et al. 2022
S23	<i>Cereus jamacaru</i>	Deringer et al. 2022

S24	<i>Cereus jamacaru</i>	Deringer et al. 2022
S25	<i>Cereus jamacaru</i>	Deringer et al. 2022
S26	<i>Euterpes edulis</i>	Carreira 2019 - Tese
S27	<i>Euterpes edulis</i>	Carreira 2019 - Tese
S28	<i>Euterpes edulis</i>	Carreira 2019 - Tese
S29	<i>Euterpes edulis</i>	Carreira 2019 - Tese
S30	<i>Euterpes edulis</i>	Freitas 2019 - Dissertação
S31	<i>Euterpes edulis</i>	Silva 2015 - Dissertação
S32	<i>Euterpes edulis</i>	Silva; Reis, 2019
S33	<i>Euterpes edulis</i>	Labecca 2012 - Dissertação
S34	<i>Euterpes edulis</i>	Labecca 2012 - Dissertação
S35	<i>Euterpes edulis</i>	CÔRTES 2006 - Dissertação
S36	<i>Euterpes edulis</i>	Vinholes; Assunção; Marques 2018
S37	<i>Euterpes edulis</i>	Laps et al. 1996
S38	<i>Euterpes edulis</i>	Galetti et al. 1999
S39	<i>Euterpes edulis</i>	Castro 2003a
S40	<i>Euterpes edulis</i>	Castro 2003b
S41	<i>Euterpes edulis</i>	Castro 2003c
S42	<i>Euterpes edulis</i>	Omote et al. 2014
S43	<i>Euterpes edulis</i>	Cerisola et al. 2007
S44	<i>Euterpes edulis</i>	Fadini 2009a
S45	<i>Euterpes edulis</i>	Matos; Watkinson 1998
S46	<i>Euterpes edulis</i>	Fadini 2009b
S47	<i>Euterpes edulis</i>	Morais 2016
S48	<i>Euterpes edulis</i>	Leite et al. 2012
S49	<i>Euterpes edulis</i>	Keuroghlian; Eaton, 2009
S50	<i>Euterpes edulis</i>	Mikich, 2000
S51	<i>Euterpes edulis</i>	Mikich, 2000
S52	<i>Euterpes edulis</i>	Mikich, 2000
S53	<i>Euterpes edulis</i>	Ribeiro et al. 2010
S54	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Keuroghlian; Eaton, 2009
S55	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Silva et al. 2011
S56	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Silva et al. 2011
S57	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Messias; Alves, 2009
S58	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Paschoal; Galetti, 1995
S59	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Bueno; Motta-Junior, 2009
S60	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Galetti et al. 1992
S61	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Cáceres, 2002
S62	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Galetti et al. 2001
S63	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Guimarães et al. 2005
S64	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Athiê; Dias, 2012
S65	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Dalponde; Lima, 1999
S66	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Martuscelli, 1995
S67	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Martuscelli, 1995
S68	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Martuscelli, 1995
S69	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Scherer-Neto; Terto, 2011

S70	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Paranhos et al. 2007
S71	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Sazima, 2008
S72	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Luccas et al. 2009
S73	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Riella 2010 - TCC
S74	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Michalski et al. 2013
S75	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Kuester et al. 2020
S76	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Pedrosa et al. 2019
S77	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Pellanda et al. 2010
S78	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	Pedó, 2002 - TCC
S79	<i>Butia</i> sp.	Glória; Tozetti, 2021
S80	<i>Butia</i> sp.	Kuester et al. 2020
S81	<i>Butia</i> sp.	Santos, 2017 - TCC
S82	<i>Butia</i> sp.	Pellanda et al. 2010
S83	<i>Butia</i> sp.	Pedó, 2002 - TCC
S84	<i>Butia</i> sp.	Campos, 2009 - Tese
S85	<i>Bertholletia excelsa</i>	Nunan, 2015 - TCC
S86	<i>Bertholletia excelsa</i>	Peres; Baider, 1997
S87	<i>Bertholletia excelsa</i>	Silva, 2009 - Dissertação
S88	<i>Bertholletia excelsa</i>	Peres; Schiesari; Dias-Leme, 1997
S89	<i>Bertholletia excelsa</i>	Haugaasen et al. 2011
S90	<i>Ficus</i> sp.	Lapate, 2009 - Dissertação
S91	<i>Ficus</i> sp.	Lapate, 2009 - Dissertação
S92	<i>Ficus</i> sp.	Lapate, 2009 - Dissertação
S93	<i>Ficus</i> sp.	Figueiredo, 1996
S94	<i>Ficus</i> sp.	Figueiredo, 1996
S95	<i>Ficus</i> sp.	Figueiredo, 1996
S96	<i>Ficus</i> sp.	Ragusa-Netto, 2002

Apêndice 18. Dados de literatura das espécies *Hubs*.