

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

ISABEL CRISTINA CORREIA GUEDES

**ESTUDO PARA CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS EM ÁREAS DE
OCORRÊNCIA DO AMEAÇADO MACACO-PREGO-GALEGO (*Sapajus flavius*) NO
ESTADO DE PERNAMBUCO**

Recife

2020

ISABEL CRISTINA CORREIA GUEDES

**ESTUDO PARA CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS EM ÁREAS DE
OCORRÊNCIA DO AMEAÇADO MACACO-PREGO-GALEGO (*Sapajus flavius*) NO
ESTADO DE PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação em Biologia Animal, do Centro de Biociências, da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos parciais para obtenção do título de Mestre em Biologia Animal.

Área de concentração: Zoologia

Orientador: Dr. João Pedro Souza-Alves

Recife

2020

Catálogo na fonte
Elaine C Barroso
(CRB4 1728)

Guedes, Isabel Cristina Correia

Estudo para conservação de mamíferos em áreas de ocorrência do ameaçado Macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) no Estado de Pernambuco / Isabel Cristina Correia Guedes – 2020.

99 f.: il., fig., tab.

Orientador: João Pedro Souza Alves

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Biociências. Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, 2020. Inclui referências.

1. Macaco-prego-galego 2. Fitossociologia 3. Mata Atlântica I. Alves, João Pedro Souza (orient.) II. Título

599.8

CDD (22.ed.)

UFPE/CB – 2020-192

ISABEL CRISTINA CORREIA GUEDES

**ESTUDO PARA CONSERVAÇÃO DE MAMÍFEROS EM ÁREAS DE
OCORRÊNCIA DO AMEAÇADO MACACO-PREGO-GALEGO (*Sapajus flavius*) NO
ESTADO DE PERNAMBUCO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós Graduação
em Biologia Animal, do Centro de Biociências, da
Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos
requisitos parciais para obtenção do título de Mestre em
Biologia Animal.

Aprovado em: ____ / ____ / ____

COMISSÃO EXAMINADORA

Profa. Dr^a. Inara Roberta Leal (Membro titular interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Profa. Dr^a. Bruna Martins Bezerra (Membro titular interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Dr. Marcos de Souza Fialho (Membro titular externo)
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Prof. Dr. João Lucas Leão Feitosa (Membro suplente interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Dra. Monique Bastos de Araújo (Membro suplente externo)

AGRADECIMENTOS

Ao longo desses pouco mais de dois anos, foram muitos os momentos em que tudo parecia estar fora do lugar e a vontade de desistir foi constante. No entanto, sempre recebi muito apoio e carinho, independente da decisão que viesse a tomar, dos velhos e novos amigos e dos meus familiares. Agradeço a todos estes pela atenção e carinho. Reservo um agradecimento em especial para Jullyanne Cavalcanti, Susanne Galindo e Renata Lapenda que contribuíram imensamente no meu processo de autoconhecimento e crescimento pessoal.

Agradeço de coração ao meu orientador e amigo João Pedro pela paciência, compreensão e parceria.

Serei eternamente grata aos meus auxiliares de campo: o técnico em botânica Marcos Chagas; os mateiros Zé de Timbaúba, Seu Zé e Seu Lenilson; e todos os amigos que me acompanharam em campo, Camila Dutra, Lucas Bueno, Camila Nascimento, Armando Jr., Zoé, Rosano Lopes, Ana Lima, Winnie Rodrigues, William Martins, Rodrigo Aragão, Rafael e Gleyce Nascimento.

Sou grata ao apoio e colaboração da Professora Dra. Renata Ferreira e seus orientandos Clayton, Erick, Felipe e Guilherme. Assim como da Professora Dra. Maria Regina de Vasconcellos Barbosa, curadora do herbário da UFPB, da Professora Dra. Marlene Barbosa, curadora do herbário da UFPE e o técnico do herbário Seu João.

Agradeço à CPRH, pela autorização para coleta no Refugio de vida Silvestre Matas de Água Azul, à São José Agroindustrial, CAIG e Banana Express, por permitirem a coleta em suas propriedades, e aos órgãos financiadores deste projeto: CNPq, pela bolsa concedida; a CAPES pelo auxílio financeiro para campo, visita técnica e participação em evento científico e a empresa Lótus Consultoria Ambiental pela contribuição financeira para as idas à campo. Esse apoio foi crucial para execução deste projeto.

Também gostaria de agradecer a todos os colegas do LECC e PPGBA por todos os momentos, aprendizados e amizade compartilhados, especialmente as colegas Carina Rodrigues, Marina Falkowski e Francini Garcia.

Por fim, agradeço ao macaco-prego-galego por todas as experiências boas e ruins vividas até aqui.

RESUMO

Após dois séculos sem novos registros, o macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) foi redescoberto em 2006. Desde então a espécie tem estado classificada em algum grau de ameaçada de extinção e vem sendo alvo de diversos esforços em prol do conhecimento biológico, manutenção e conservação das populações conhecidas. No entanto, ainda há algumas lacunas a serem preenchidas, como informações sobre a qualidade dos seus habitats e dados demográficos das populações. Diante disto, o presente estudo buscou fazer uma análise da composição florística e estrutura vegetacional em áreas de ocorrência da espécie no estado de Pernambuco e recensear uma das populações registradas para o estado, através do método de transecção linear. As áreas apresentaram dissimilaridade em relação à composição florística e abundância entre elas, mas não em sua estrutura vegetacional. Características da paisagem, tais como tamanho, forma, conectividade e nível de fragmentação das áreas estudadas podem contribuir para os resultados encontrados nesse estudo. Com 139 km de percorridos, foi obtido um baixo número de avistamentos (N=9), correspondente a 0,6 avistamentos/10km percorridos. A baixa taxa de avistamentos da espécie alvo pode estar relacionada às perturbações antrópicas presentes na área e à possível baixa densidade da população oriunda de processo endogâmico. Assim, são necessárias medidas conservacionistas que levem em consideração as peculiaridades de cada área para um processo de restauração e conectividade, e ações de manejo genético populacional da espécie.

Palavras-chave: Primata. Mata Atlântica. Fitossociologia. Transecção linear. Conservação

ABSTRACT

After two centuries without new records, the blonde capuchin monkey (*Sapajus flavius*) was rediscovered in 2006. Since then the species has been classified as Endangered and it has been the target of several efforts towards biological knowledge, maintenance and conservation of known populations. There are still, however, some gaps to be filled, such as information on the quality of its habitats and population demographics. In this sense, the present study sought to analyze the floristic composition and vegetational structure in the Atlantic forest fragments with the occurrence of the blonde capuchin monkey populations in the state of Pernambuco and to census one of the populations registered for the state, through the linear transection method. The areas presented dissimilarity in relation to the floristic composition and abundance among them, but not in their vegetational structure. Characteristics of the landscape, such as size, shape, connectivity and level of fragmentation of the studied areas could contribute to the results found in this study. With 139 km of trails walked, a low number of sightings was obtained (N=9), corresponding to 0.6 sightings/10km walked. The low rate of sightings of the target species may be related to the absence of habituation of the population, to the anthropic disturbances present in the area and to the possible low density of the population coming from an endogamic process. Therefore, conservationist measures are necessary to take into account the peculiarities of each area for a restoration process and connectivity, and genetic management actions of the species population.

Key words: Primates, Atlantic forest, Phytosociology, Line Transect, Conservation

LISTA DE FIGURAS

Referencial Teórico

Figura I – Macho adulto (A) e juvenil (B) de macaco-prego-galego (<i>Sapajus flavius</i>) fotografados no fragmento Mata dos Macacos, no município de Igarassu - PE	16
Figura II - Remanescente de Mata Atlântica e Unidade de Conservação estadual Refugio de Vida Silvestre Matas de Água Azul circundado por cultura da banana (<i>Musa</i> sp.), localizado no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil	19
Figura III – Fragmento florestal Mata dos Macacos, localizado no município de Igarassu – PE, nordeste do Brasil	22
Figura IV – Indivíduo macho adulto de macaco-prego-galego (<i>Sapajus flavius</i>) com barbela aparente indicada pela seta preta	23
Figura V – Delimitação dos 50 m de comprimento da parcela feito com fita métrica (indicada pela seta preta) e medição do diâmetro a altura do peito (DAP) de árvore em remanescente de Mata Atlântica no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil	24
Figura VI – Coleta de dados demográficos de mamíferos não-voadores através de transecção linear no fragmento florestal Mata dos Macacos, localizado no município de Igarassu – PE, nordeste do Brasil	25

Artigo I

Figura I - Gráficos das curvas de rarefação (linhas sólidas) e extrapolação (linhas pontilhadas, até o dobro do tamanho da amostra) baseadas no tamanho da amostra sobre os números de Hill ($q = 0, 1, 2$) para as áreas estudadas com ocorrência do macaco-prego-galego (<i>Sapajus flavius</i>) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. O intervalo de confiança de 95% (região sombreada) foi obtido pelo método de bootstrap com 200 replicações	36
--	----

Figura II - Gráfico biplot da análise de escalonamento não dimensional (NMDS 2D) para os parâmetros riqueza e abundância de espécies de árvores e lianas das áreas estudadas com ocorrência do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. As diferentes cores dos círculos representam as áreas estudadas: Azul Claro – Matas de Água Azul, Verde – Mata dos Oito Porcos (MOP); Preto – Mata dos Macacos (MDM); e Azul Escuro – Mata da Divisa (MDD) e Vermelho – Mata de Bujari (MDB) 36

Artigo II

Figura I - Imagem aérea demonstrando o fragmento de Mata Atlântica conhecido como Mata dos Macacos, localizada na Usina São José, Igarassu, Pernambuco. As linhas pontilhadas em vermelho representam os cinco transectos utilizados para o levantamento de mamíferos na área 70

Figura II - Diagrama da largura efetiva da transecção extraído pelo método de Kelker para *Callithrix jacchus*. A linha pontilhada demarca a largura efetiva da transecção dentro da probabilidade de detecção esperada ser 1 (baseado nas observações do número máximo de indivíduos) 74

Figura III - Histograma referente ao melhor ajustamento da função de detecção escolhida para estimar a densidade de *Callithrix jacchus* na Usina São José, Igarassu, Pernambuco 74

Figura IV - Frequência relativa do uso das diferentes classes de estrato vertical utilizado pelas espécies de mamíferos arbóreos registrados na Usina São José, Igarassu, Pernambuco 75

Figura V- Frequência relativa dos comportamentos registrados para as espécies de mamíferos na Usina São José, Igarassu, Pernambuco 76

Figura VI - Armadilha para captura de mamíferos sem isca (A) e com uso de dendê (*Elaeis guineensis*) como isca (B) presentes no fragmento Mata dos Macacos na Usina São José, Igarassu - PE, Brasil 90

Figura VII – Corte de madeira (C) e bicicleta de carga utilizada para transportar os troncos cortados (D) registrados no fragmento Mata dos Macacos na Usina São José, Igarassu - PE, Brasil 90

Figura VIII – Fogueira recém utilizada (E) e resíduos sólidos descartados (F) oriundos de atividades recreativas realizadas dentro do fragmento Mata dos Macacos na Usina São José, Igarassu - PE, Brasil 90

LISTA DE TABELAS

Artigo I

Tabela I - Características das áreas estudadas com presença do macaco-prego-galego (<i>Sapajus flavius</i>) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil	30
Tabela II - Caracterização florística e estrutural das áreas estudadas com ocorrência do macaco-prego-galego (<i>Sapajus flavius</i>) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil	34
Tabela III - Parâmetros fitossociológicos das 10 principais espécies de angiospermas (árvores e lianas) presentes nas áreas de ocorrência do macaco-prego-galego (<i>Sapajus flavius</i>) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil	35
Tabela IV - Análise global (ANOSIM) da dissimilaridade comparação par a par, na riqueza de espécies entre as áreas estudadas com ocorrência do macaco-prego-galego (<i>Sapajus flavius</i>) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil	37
Tabela V - Lista das espécies botânicas, com suas respectivas forma de vida e classificações ecológicas, encontradas nas áreas estudadas com presença do macaco-prego-galego (<i>Sapajus flavius</i>) em Pernambuco, nordeste do Brasil	53
Tabela VI - Análise de Porcentagem da Similaridade (SIMPER) para quantificar a contribuição relativa de cada espécie de árvore entre as áreas	60
Tabela VII - Lista dos gêneros previamente conhecidos como recurso alimentar consumidos pelo macaco-prego-galego (<i>Sapajus flavius</i>) e gêneros compatíveis com a lista encontrados em cada área estudada com presença da espécie em Pernambuco, nordeste do Brasil	62

Artigo II

Tabela I - Número e taxa (por 10 km percorridos) parcial de avistamentos para espécies de mamíferos no fragmento de Mata Atlântica, Mata dos Macacos, no município de Igarassu, nordeste do Brasil	73
Tabela II - Estimativas de abundância relativa, tamanho de grupo, densidade de grupos e indivíduos para <i>Sapajus</i> em diferentes localidades	78

Tabela III - Estimativas de abundância relativa, tamanho de grupo, densidade de grupos e indivíduos para <i>Callithrix</i> em diferentes localidades.Comparação <i>Callithrix</i>	79
---	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
1.1 OBJETIVOS	14
1.1.1 <i>Objetivo geral</i>	14
1.1.1 <i>Objetivo específicos</i>	14
2 REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1 UM PRIMATA NEOTROPICAL AMEAÇADO	15
2.2 BIODIVERSIDADE E A PERDA E FRAGMENTAÇÃO NA MATA ATLÂNTICA	17
2.3 ESTUDOS FITOSSOCIOLÓGICOS E CENSOS DEMOGRÁFICOS COMO FERRAMENTAS PARA CONSERVAÇÃO DE REMANESCENTES FLORESTAIS E PRIMATAS	19
3 MÉTODOS	21
3.1 ÁREA DE ESTUDO	21
3.1.1 <i>Análise florística</i>	21
3.1.2 <i>Censo populacional</i>	21
3.2 ANIMAIS	22
3.3 COLETA DE DADOS	23
3.3.1 <i>Análise florística</i>	23
3.3.2 <i>Censo populacional</i>	24
4 AVALIANDO O ESTADO DE CONSERVAÇÃO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS COM POPULAÇÕES DO AMEAÇADO MACACO-PREGO-GALEGO (<i>Sapajus flavius</i>) EM PERNAMBUCO, BRASIL	26
4.1 MATERIAL SUPLEMENTAR	53
5 CENSO POPULACIONAL DO MACACO-PREGO-GALEGO (<i>Sapajus flavius</i>) E DE MAMÍFEROS NÃO-VOADORES EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL	66

5.1 MATERIAL SUPLEMENTAR	90
CONCLUSÕES	91
REFERÊNCIAS	92

1 INTRODUÇÃO

Redescoberto em 2006, o macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) já esteve na lista das 25 espécies mais ameaçadas do planeta (Oliveira & Langguth, 2006; Mittermeier et al., 2012). Atualmente, a espécie está categorizada como “Em Perigo” (EN) pela lista nacional de espécies ameaçadas e pela lista internacional de espécies ameaçadas (Brasil, 2014; Valença-Montenegro et al., 2020). De acordo com os critérios de categorização de ameaça do macaco-prego-galego (A2cd; B2ab(ii,iii), C2a(i)) as principais ameaça são o tamanho populacional reduzido somado ao nível de fragmentação em que as populações se encontram, com declínio continuado na área de ocupação, ou extensão de ocorrência e/ou qualidade do habitat, além do nível real e potencial de exploração (Brasil, 2014; Valença-Montenegro et al., 2020). Embora muitas das áreas de ocorrência da espécie correspondam a Áreas de Proteção Permanente (APP) e Unidades de Conservação (UC) o que, em teoria, garante proteção legal a estas, na prática a falta de vigilância e controle nestas propicia retirada ilegal de madeira, queimadas, entre outras ações, são uma triste realidade encontrada nas mesmas (Brasil, 2000; Valença-Montenegro, 2011; Brasil, 2012; Valença-Montenegro et al., 2015).

Com ocorrência predominante em ambientes de Mata Atlântica, 29 populações registradas, sendo as demais em áreas de Caatinga, cerca de 45% das populações do macaco-prego-galego se encontram em áreas privadas, geralmente, circundadas por uma matriz de cana-de-açúcar (Fialho et al., 2014; Martins et al., 2016; Guedes, 2017). A Mata Atlântica como um todo é o bioma brasileiro que mais perdeu área, restando apenas 28% de sua cobertura original (Rezende et al. 2018). Contudo, a degradação deste bioma na porção ao norte do rio São Francisco foi mais intensa (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Neto & Tabarelli, 2002). De acordo com o último relatório técnico SOS Mata Atlântica & INPE (2019), os remanescentes florestais para o estado de Pernambuco apresentam apenas 11,7% de sua cobertura original. Em Pernambuco, segundo estado com maior número de registros de populações da espécie, todas se encontram no domínio da Mata Atlântica, e cinco das seis estão presentes em propriedades privadas, a exceção é a UC Estadual Refúgio de Vida Silvestre Matas de Água Azul (Fialho, 2014; Alepe, 2014).

A situação demográfica das populações do macaco-prego-galego é preocupante e em muitos casos totalmente desconhecida (Guedes, 2017). Estima-se que existam cerca de 1000 indivíduos (Valença-Montenegro et al., 2015). Em Pernambuco, das seis áreas de ocorrência apenas três contam com alguma estimativa, por observação direta ou por armadilha

fotográfica, do quantitativo de indivíduos, e os números em duas delas não são animadores (ver Malta & Pontes, 2013; Bezerra et al., 2014; Bastos et al., 2015; Jerônimo, 2017). Ao declararem os indivíduos de sua população de estudo como “zumbis”, mortos vivos, Malta & Pontes (2013) expressam o que pode ser a atual condição de várias populações dessa espécie, ou de todas a longo prazo, caso medidas efetivas não sejam tomadas. As demais áreas no estado não possuem nenhum tipo de informação a respeito das populações da espécie, além do registro de ocorrência (Guedes, 2017). No estudo de Bastos (2018), com uma população no estado, os resultados de análises genéticas evidenciaram um elevado índice de endogamia, que pode ser uma consequência do isolamento desta população (Kardos et al., 2018; Lourenço et al., 2017).

A relação entre o *status* do hábitat e a qualidade de vida e manutenção de populações de espécies ameaçadas a longo prazo é estreita (Gilpin, 1986; Soulé, 1987). Alterações no hábitat podem interferir de forma direta nos padrões de migração/dispersão, recolonização e no sistema de metapopulações, podendo tornar as populações mais vulneráveis genética e demograficamente, e potencializando os riscos de extinção (Lourenço et al., 2017). Não podemos manter ou conservar uma espécie sem garantir condições para que seu hábitat a sustente. Na atual configuração em que se encontram os remanescentes de florestas tropicais, circundados por uma matriz alterada, com diferentes graus de heterogeneidade estrutural e de conectividade (Kang et al., 2015; Ferrante et al., 2017; Higuchi et al., 2018) compreender como os remanescentes florestais estão estruturados pode ser uma ferramenta útil para traçarmos estratégias de recuperação e/ou manutenção adequadas às características e necessidades de cada um destes (Oliveira & Amaral, 2004).

Neste sentido os estudos florísticos e fitossociológicos, que se destacam por diagnosticar as inter-relações das espécies e os padrões de estruturação dentro de determinada comunidade vegetal, podem nos fornecer informações gerais sobre a qualidade de determinado hábitat e possíveis influências nas populações animais (Marangon et al., 2003; Giehl & Budke, 2011; Paim et al., 2018). Além da manutenção do hábitat da espécie, é necessário que haja um monitoramento a cerca da dinâmica populacional da espécie em questão, assim como fiscalização e controle para evitar retirada de indivíduos de seu ambiente natural. Assim, os censos populacionais são cruciais, dentre outros pontos, para avaliação do progresso obtido através das ações conservacionistas realizadas (Rezende, 2014).

Diante de um cenário global de crescente perda de biodiversidade, ocasionada pelos mais diversos fatores (expansão agrícola, avanço da urbanização, entre outros) estudos

interdisciplinares que envolvam avaliação da qualidade do hábitat em escala local, estudos demográficos e genéticos, somados a implementos legais são fundamentais para assegurar a manutenção das populações das espécies ameaçadas. Deste modo, este estudo buscou obter dados que possam auxiliar na elaboração de estratégias e de uma agenda conservacionista em nível local e também de referência para o nível regional contribuindo para o alcance das metas previstas no Plano de Ação Nacional para conservação dos Primatas do Nordeste - PANPriNE (Brasil, 2011).

1.1 OBJETIVO

1.1.1 *Objetivo geral*

Descrever a florística de angiospermas (árvores e lianas) e estrutura dos remanescentes florestais com presença do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil, e realizar censo populacional de uma das populações da espécie no estado.

1.1.2 *Objetivo específico*

- Verificar a composição de espécies de angiospermas (árvores e lianas) em áreas de ocorrência do macaco-prego galego em Pernambuco;
- Avaliar os parâmetros estruturais como densidade, frequência, dominância, área basal, índice de valor de importância de angiospermas (árvores e lianas) em áreas de ocorrência da espécie no estado;
- Analisar a abundância, riqueza, diversidade e similaridade de angiospermas em áreas de ocorrência do macaco-prego galego no estado de Pernambuco.
- Verificar a similaridade entre os gêneros botânicos previamente conhecidos na dieta do macaco-prego-galego com aqueles encontrados nas áreas aqui estudadas.
- Estimar abundância relativa e densidade de grupo/indivíduos da população de macaco-prego-galego, e demais mamíferos não-voadores, presentes em um fragmento de Mata Atlântica no estado de Pernambuco;
- Analisar a preferência de uso do estrato vertical dos mamíferos não-voadores presentes no fragmento;
- Avaliar registros preliminares dos comportamentais de cada espécie de mamífero.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 UM PRIMATA NEOTROPICAL AMEAÇADO

Estima-se que o surgimento dos primeiros representantes da Ordem Primates teria ocorrido ainda no início de era Cenozóica, há cerca de 50 milhões de anos (Jack, 2011). Terceira Ordem mais diversa entre os mamíferos, atualmente o grupo possui 479 espécies reconhecidas, das quais 116 estão presentes no Brasil, sendo 53% delas endêmicas (Mittermeier et al., 2013). Os primatas podem ser classificados como frugívoros, folívoros, exudatívoros, insetívoros e onívoros, e apresentam hábitos arborícola ou terrestre, com locomoção quadrúpede, bípede ou por braquiação (Mittermeier et al., 2013). Os diferentes habitats em que o grupo ocorre na zona tropical proporcionaram uma relação direta com toda essa diversidade morfológica, ecológica e comportamental (Rylands et al., 2012). Os primatas estão divididos em duas subordens: Strepsirrhini (*Strepsi* = torcido; *rhin* = nariz) e Haplorrhini (*Haplo* = simples; *rhin* = nariz), na qual, nesta última, está inclusa a parvordem Platyrrhini, que reúne os primatas Neotropicais (Groves, 2016).

Distribuídos pela América do Sul e Central, os primatas Neotropicais são arborícolas, de porte pequeno a médio (130 g a 15 kg) e predominantemente quadrúpedes (Mittermeier et al., 2013). Estes representam um terço da diversidade de primatas do mundo (Rylands et al., 2012), e de acordo com a classificação mais atual, estão divididos em três famílias (Atelidae, Cebidae, Pitheciidae), 17 gêneros e mais de uma centena de táxons terminais (Groves, 2016). É na família Cebidae que encontramos o gênero *Sapajus*, um grupo bastante estudado por ser o único, dentre os primatas Neotropicais, com habilidade no uso de ferramentas (Spagnoletti et al., 2012; Souto et al., 2011; Fragaszy et al., 2013; Verderane et al., 2013; Visalberghi et al., 2013). O gênero é composto por oito espécies de macacos-prego (Mittermeier et al., 2013), sendo o macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) uma delas (Figura 1).

Figura I - Macho adulto (A) e juvenil (B) de macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) fotografados no fragmento Mata dos Macacos, localizado no município de Igarassu - PE. **Fonte:** Isabel Guedes (2019).



Os primeiros registros do macaco-prego-galego são provenientes de pinturas européias do século XVI (Oliveira & Langguth, 2006; Masseti & Veracini, 2010). Elas evidenciam que a espécie tenha sido uma das primeiras da nossa fauna a serem exploradas no comércio além mar, juntamente com o pau-brasil (*Paubrasilia echinata*) (Masseti & Veracini, 2010). Outra pintura, feita pelo naturalista George Marcgrave, em 1648, descreve o animal como um macaco de pelos longos de um amarelo brilhante, com cabeça arredondada, testa pouco proeminente e o denomina de *caitaia* (Oliveira & Langguth, 2006). No entanto, a descrição mais antiga aceita é da autoria do naturalista alemão Johann Schreber, que o ilustrou em uma de suas obras, em 1774, e o descreveu com o binômio *Simia flavia* (Oliveira & Langguth, 2006). Contudo, a inexistência de um neótipo em coleções científicas e mais de dois séculos sem novos registros, gerou inúmeras discussões entre taxonomistas sobre a real existência da espécie (Oliveira & Langguth, 2006; Pontes et al., 2006). Em 2006, o emblemático macaco-prego-galego chegou a ser declarado como uma nova espécie, *Cebus queirozi* (ver Pontes et al., 2006), mas logo verificou-se que a espécie em questão era a mesma descrita por Schreber, sendo por fim realizada a devida catalogação (Oliveira & Langguth, 2006).

Desde seu redescobrimento, vários estudos foram realizados direta e indiretamente com a espécie, sendo a maioria deles da área da ecologia comportamental (Guedes, 2017). O macaco-prego-galego apresenta um amplo repertório vocal, registro de uso de ferramenta em uma população, e mais da metade do seu orçamento comportamental é destinado a atividades de forrageio/alimentação e locomoção (Souto et al., 2011; Bastos et al., 2015; Guedes, 2017; Medeiros et al., 2019). A base alimentar é predominantemente frugívora-insetívora, com alto consumo de plantas exóticas (Malta & Pontes, 2013). Para as populações cativas há estudos

comportamentais e clínicos, com uma alta soroprevalência de patógenos diversos, no entanto, existe apenas um estudo com genética populacional concluído (Guedes, 2017; Bastos 2018). De acordo com Fialho et al. (2014) a espécie conta com 29 áreas de ocorrência distribuídas em quatro estados do nordeste brasileiro: Alagoas (4), Paraíba (18), Pernambuco (6) e Rio Grande do Norte (1), todas situadas na região biogeográfica conhecido como Centro de Endemismo Pernambuco (CEP). Mais recentemente, Martins e colaboradores (2016) confirmaram a expansão da extensão de ocorrência da espécie, desta vez com presença no bioma Caatinga.

Categorizado como Ameaçado de extinção, a espécie tem como principais pressões a perda e fragmentação de seu hábitat, que contribuem para o isolamento e declínio populacional, além das ações de apanha para comércio ilegal como pet (Valença-Montenegro et al., 2020; Brasil, 2014). Modelos de previsão futura e análise de lacunas têm demonstrado (cenário mais pessimista) que o hábitat da espécie irá reduzir em aproximadamente 97% até 2070, e destas apenas 8% estando dentro de unidades de conservação (Moraes et al. no prelo). Atualmente apresenta cerca de 45% de suas populações dentro de propriedades privadas e conta com ao menos oito populações presentes em unidades de conservação (4) e territórios indígenas (4), e outra em APP's (Fialho, 2014; Valença-Montenegro et al., 2015; Guedes, 2017). Desde 2011, o macaco-prego-galego figura, com outras cinco espécies, no Plano de Ação Nacional para conservação de Primatas do Nordeste - PAN PriNE, que tem como objetivo geral manter ao menos cinco populações viáveis das espécies-alvo (Brasil, 2011; 2018). Em uma revisão dos dez anos de redescoberta da espécie, Guedes (2017) identificou lacunas de conhecimento como a ausência de dados sobre as condições em que suas áreas de ocorrência se encontram e de estudos demográficos sobre as populações.

2.2 BIODIVERSIDADE E A PERDA E FRAGMENTAÇÃO DE HÁBITAT NA MATA ATLÂNTICA

Embora possua uma área de cobertura que corresponde a cerca de 10% da superfície do planeta, as florestas tropicais abrigam aproximadamente 2/3 de toda a vida na Terra, concentrando a maior diversidade biológica do globo (Bradshaw et al., 2009; Slik et al., 2015). Esse padrão de alta biodiversidade presente nos trópicos é conhecido como “Gradiente latitudinal de diversidade” e várias hipóteses já foram propostas para explicar esse fenômeno, que continua sendo um tema em debate no meio científico (Mittelbach et al., 2007; Pennell, 2019). Toda essa riqueza, contudo, vem sendo fortemente ameaçada por ações antrópicas

(Laurence et al., 2014; Concepción et al., 2015; Kleinschroth & Healey, 2017). Essas alterações não são recentes, e estudos arqueológicos mostram que deixamos marcas das nossas atividades na paisagem desde o período neolítico, quando os primeiros assentamentos humanos começaram a se estabelecer com o desenvolvimento da agricultura e domesticação dos animais (Zhou et al., 2011; Revelles, 2017). No entanto, foram nesses dois últimos séculos que essas atividades desempenharam um impacto maior sobre a natureza (Pott & Estrela, 2017). E a continuidade desse modelo de relação com os bens naturais pode se tornar o responsável por uma perda massiva da biodiversidade global (Alroy, 2017).

Em uma avaliação global de regiões com elevado índice de diversidade e endemismo que se encontram sobre intensa vulnerabilidade, foram elencadas 35 áreas prioritárias para conservação, denominadas *hotspots* (Mittermeier et al., 2011). Dois dos biomas brasileiros se encontram dentre eles, o Cerrado e a Mata Atlântica. Esta última, uma das grandes florestas úmidas das Américas, estende-se por 17 estados brasileiro (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), e possui uma área original de aproximadamente 1.315.460 km², equivalente a 15% do território nacional (Pinto et al., 2012). Devido a toda essa extensão, somada a ampla variação altitudinal, apresenta condições ambientais altamente heterogêneas, favorecendo uma elevada taxa de diversidade e endemismo (Mittermeier et al., 2011). Mesmo já tendo perdido 72% de sua cobertura vegetal original (Rezende et al., 2018), a flora e fauna da Mata Atlântica pode incluir entre 1 e 8% de todas as espécies do mundo (Silva & Casteleti, 2003).

No nordeste brasileiro a porção de Mata Atlântica abrange quatro dos cinco centros de endemismo do bioma, concentrando a maior riqueza de espécies de toda a Mata Atlântica (Tabarelli et al., 2006). No entanto, é a porção que historicamente tem sofrido a maior degradação, devido à ocupação humana, e aos ciclos de exploração do uso da terra (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Neto & Tabarelli, 2002) (Figura 2). Localizado ao norte do rio São Francisco, o Centro de Endemismo Pernambuco (CEP), abriga cinco fitofisionomias (Formações Pioneiras, Área de Tensão Ecológica, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Ombrófila Densa e Floresta Ombrófila Aberta), e possui uma área original estimada em 56.400 km² (Neto & Tabarelli, 2002). Em Pernambuco, especificamente, atualmente restam apenas 11,7% da cobertura original (SOS Mata Atlântica & INPE, 2019). Segundo Tabarelli & Roda (2005), o CEP pode ser considerado um *hotspot* dentro de um dos maiores *hotspots* da conservação mundial.

Figura II - Remanescente de Mata Atlântica e Unidade de Conservação estadual Refugio de Vida Silvestre Matas de Água Azul circundado por cultura da banana (*Musa* sp.), localizado no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. **Fonte:** Isabel Guedes (2018).



2.3 ESTUDOS FITOSSOCIOLÓGICOS E CENSOS DEMOGRÁFICOS COMO FERRAMENTAS PARA CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE DOS REMANESCENTES FLORESTAIS

Para garantirmos a conservação de uma espécie ameaçada, devemos, entre outros esforços, conservar o hábitat em que está se encontra. A degradação das florestas tropicais traz inúmeras consequências para a biosfera como um todo (Benítez-Malvido et al., 2016; Brinck et al., 2017; Browne & Karubian, 2018;), e para os primatas não seria diferente (Schwitzer et al., 2011; Kalbitzer & Chapman, 2018). Além de serem nossos parentes biológicos mais próximos e fornecerem *insights* sobre a evolução humana, os primatas desempenham papéis ecológicos fundamentais para a estruturação, funcionamento e resiliência dos ecossistemas em que vivem (Estrada et al., 2017). Diversos estudos têm associado a presença e/ou ausência, assim como influências na demografia de primatas, às condições em que o hábitat destes apresentam (Akers et al., 2013; Rafidimanana et al., 2017; Paim et al. 2018; Oliveira et al., 2019).

Barlow et al. (2016) ressaltam que embora as políticas para frear o desmatamento tenham ganhado força nos últimos tempos, há efeitos secundários ao desmatamento que causam tanto impacto quanto a perda de hábitat em si. Em outro estudo, conduzido por Rosendaal et al. (2019), os resultados mostram que, embora o processo de sucessão em florestas secundárias consiga se recuperar em um espaço de tempo relativamente curto a riqueza de espécies anterior, a composição segue um caminho oposto, que pode levar séculos para se restabelecer. Esses resultados reforçam a importância na manutenção das condições ótimas das florestas primárias para a conservação da biodiversidade (Gibson et al., 2011). Dentre os métodos de se obter informações quantitativas e qualitativas a respeito das formações florestais, os estudos fitossociológicos e florísticos se destacam por diagnosticar as inter-relações das espécies e os padrões de estruturação dentro de determinada comunidade vegetal (Marangon et al., 2003; Giehl & Budke, 2011; Paim et al., 2018). Compreendendo como os remanescentes florestais estão estruturados podemos ter uma noção do seu atual status de conservação e traçarmos estratégias de recuperação e/ou manutenção adequadas às características e necessidades de cada um destes (Oliveira & Amaral, 2004).

Além da manutenção do hábitat da espécie, é necessário que haja um monitoramento a cerca da dinâmica populacional da espécie em questão, principalmente no atual cenário em que as florestas tropicais se encontram cercados por uma matriz alterada, com diferentes graus de heterogeneidade estrutural e de conectividade (Kang et al., 2015; Ferrante et al., 2017; Higuchi et al., 2018). Essas alterações influenciam de forma direta nos padrões de migração/dispersão, recolonização e no sistema de metapopulações, podendo tornar as populações mais vulneráveis genética e demograficamente, e potencializando os riscos de extinção (Kardos et al., 2018; Lourenço et al., 2017). Considerados como instrumentos básicos na elaboração de programas de conservação de espécies ameaçadas, os censos populacionais são utilizados, dentre outros usos, como *baseline* para avaliação do progresso obtido através das ações conservacionistas realizadas (Rezende, 2014). As técnicas de recenseamento para primatas começaram a ser desenvolvidas no final dos anos 60, mas ainda geram debates sobre as diversas propostas de coleta e análise de dados, contudo, há um consenso de que o uso de transectos lineares seja o método mais eficiente para primatas e mamíferos em geral (Plumptre & Cox, 2006; Plumptre, 2000; Oliveira et al., 2019).

Diante deste cenário de crescente perda de biodiversidade (Galetti et al., 2017), no qual até as espécies tidas como mais carismáticas não estão seguras (e.g. Swaisgood et al., 2016; Muller et al., 2018; Ruiz-Miranda et al., 2019), estratégias conservacionistas

multidisciplinares devem ser empregadas para assegurar a manutenção e conservação de espécies ameaçadas. Sendo assim, o presente estudo busca fornecer dados que auxiliem na tomada de decisões pelos poderes públicos visando a manutenção das populações da espécie alvo a médio-longo prazo e do hábitat em que vivem. Além disso, fornecer subsídios que auxiliem na aplicação mais direcionada de programas voltados a conectividade e/ou restauração dessas áreas. Assim como, contribuir para o progresso no desenvolvimento e implantação dos objetivos e ações traçados pelo PAN PriNE para o manejo das populações da espécie alvo.

3 MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

3.1.1 *Análise florística e estrutural*

O estudo foi conduzido em cinco dos seis remanescentes de Mata Atlântica no estado de Pernambuco com ocorrência da espécie: Mata dos Macacos, Refúgio de Vida Silvestre Matas de Água Azul, Mata da Divisa, Mata de Bujari e Mata de Oito Porcos. Não foi possível realizar coleta no complexo de matas da Usina Salgado devido à ausência de condições mínimas de segurança para os pesquisadores. As áreas de estudo estão presentes no domínio da Mata Atlântica ao norte do rio São Francisco, mais precisamente nos limites do Centro de Endemismo Pernambuco (CEP), região que sofreu ao longo do período de colonização e ciclos econômicos de exploração do uso da terra (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Neto & Tabarelli, 2002; Fialho et al., 2014). Em Pernambuco, especificamente, hoje restam apenas 11,7% da cobertura original (SOS Mata Atlântica & INPE, 2019). Todas as cinco áreas estão circundadas numa matriz de monocultura (cana-de-açúcar ou banana), no entanto apresentam diversas características distintas como, tamanho, formato, altitude, relevo, vegetação, domínio de propriedade (público/privada) e nível de proteção legal.

3.1.2 *Censo populacional*

O estudo foi conduzido no fragmento de Mata Atlântica conhecido como Mata dos Macacos (07°46'39.4"S - 35°00'46.8"O), localizado na Usina São José, no município de Igarassu, Pernambuco (Figura 1). O fragmento possui 340ha de floresta estacional semidecidual com estágios inicial e tardio de regeneração (Velooso et al., 1991). A densidade relativa de árvores e lianas é 22,3 indivíduos/km², com árvores com área basal média de 5,1

m³ (ver Capítulo II), e apresenta uma elevada riqueza de espécies de árvores das famílias Leguminosae, Myrtaceae, Melastomataceae e Malvaceae (Melo et al., 2001). O fragmento apresenta um formato irregular e se encontra inserido em uma matriz de cana-de-açúcar. A região apresenta clima tropical quente e úmido, do tipo As' (Alvares et al. 2013), com estação chuvosa entre abril e agosto e período seco predominantemente entre novembro e dezembro (CPRH, 2003). A precipitação média anual total e a temperatura mensal são 1687 mm e 25°C, respectivamente (Schessl et al., 2008).

Figura III - Fragmento florestal Mata dos Macacos, localizado no município de Igarassu – PE, nordeste do Brasil. **Fonte:** Isabel Guedes (2019).



3.2 ANIMAIS

De hábito diurno, arborícola e onívoro, como os demais cebídeos, o macaco-prego-galego é predominantemente frugívoros-insetívoros (Jack, 2011; Malta & Pontes, 2013). O elevado consumo de espécies exóticas tem sido relatado em várias populações (Malta & Pontes, 2013; de Souza-Lins & Ferreira, 2019; Medeiros et al., 2019). A espécie apresenta

dimorfismo sexual em relação ao tamanho, com os machos sendo maiores que as fêmeas, e também pela barbela (prega de pele protuberante sem pelos na região ventral do pescoço; Figura 4) presente nos machos (Bacalhao, 2014; Pontes et al., 2006). O repertório vocal é amplo e conta com 29 tipos de vocalizações distribuídas em 10 categorias contextuais distintas e já foi registrado uso de ferramenta para uma população (Bastos et al., 2015; Souto et al., 2011). Os animais da área de estudo na qual o censo foi realizado não são habituados (i.e. não exercem suas atividades/comportamentos naturais na presença do observador, sendo frequente o comportamento de fuga e vocalizações de alarme).

Figura IV - Indivíduo macho adulto de macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) com barbela aparente indicada pela seta preta. **Fonte:** Isabel Guedes (2019).



3.3 COLETA DE DADOS

3.3.1 Análise florística e estrutural

As coletas ocorreram de maio a novembro de 2018. Para cada área, dez parcelas de 50 m × 2 m (100 m²) foram distribuídas aleatoriamente, com espaçamento mínimo de 100 m, correspondendo a uma área total de 0,1 ha (Gentry, 1982). Nestas parcelas, todas as árvores e

lianas enraizadas dentro dos limites das parcelas foram medidas e contabilizadas, desde que estivessem dentro do índice de inclusão previamente estabelecido: Diâmetro a Altura do Peito (DAP) $\geq 2,5$ cm para árvores, e DAP $\geq 1,0$ cm para as lianas (Gerwing et al., 2006; Gentry, 1982). Foram registrados o nome da espécie e DAP (com uso de fita diamétrica) de todas as árvores e lianas que atenderam a esses critérios (Figura 5). Indivíduos com ramificações tiveram as medidas de todas as ramificações tomadas e posteriormente somadas para obtenção do DAP do indivíduo. Os indivíduos não identificados em campo foram coletados, prensados e herborizados para posterior identificação, buscando chegar ao nível de espécie. Para identificação do material coletado, foram realizadas consultas no herbário Geraldo Mariz da Universidade Federal de Pernambuco e no herbário Lauro Pires Xavier da Universidade Federal da Paraíba. O sistema de classificação utilizado foi *Angiosperms Phylogenetic Group* – APG IV (Chase et al., 2016).

Figura V - Delimitação dos 50 m de comprimento da parcela feito com fita métrica (indicada pela seta preta) e medição do diâmetro a altura do peito (DAP) de árvore em remanescente de Mata Atlântica no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. **Fonte:** Isabel Guedes (2018).



3.3.2 Censo populacional

A coleta dos dados foi iniciada em dezembro de 2018 a junho de 2019. Foram estabelecidos cinco transectos (T1, T2, T3, T4 e T5) com dimensões de 500, 550, 700, 1000 e

1050 m, respectivamente, totalizando 3,8 km de trilhas. A pedido da gerência da usina, não foram abertas novas trilhas na mata, sendo utilizadas trilhas antigas para a disposição dos transectos. Todos os transectos foram marcados a cada 50 m com fitas que indicavam o número do transecto e a distância em metros. Os transectos foram percorridos em ambos os sentidos, nos turnos da manhã (06:30h as 11:59h) e tarde (12:00h as 16:30h) pela observadora em companhia de um funcionário da usina a uma velocidade de aproximadamente 1,5 km/h. A cada 50 m foram feitas paradas de 10 segundos para observações gerais no entorno. Foram anotados o dia, horário de início e termino da caminhada em cada trilha, condição do tempo (Ensolarado/Nublado), número do transecto e o sentido no qual o transecto estava sendo percorrido. Ao avistar indivíduo(s) da espécie alvo, bem como de outras espécies de mamíferos, foram tomadas as seguintes informações: i) horário do avistamento; ii) espécie observada; iii) quantidade de indivíduos; iv) posição da trilha em que o primeiro animal foi avistado; v) distância perpendicular (metros) do primeiro animal avistado em relação ao transecto; vi) estimativa da altura em que o animal (arborícola) foi avistado, e quando possível vii) comportamento (Figura 6). Foram dedicados no máximo 10 minutos para essas observações. Como chuva e ventos fortes tendem a atrapalhar as observações, as caminhadas eram interrompidas quando o tempo apresenta tais condições.

Figura VI - Coleta de dados demográficos de mamíferos não-voadores através de transecção linear no fragmento florestal Mata dos Macacos, localizado no município de Igarassu – PE, nordeste do Brasil. Fonte: Rosano Lopes (2019).



DESCRIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURAL DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS COM POPULAÇÕES DO AMEAÇADO MACACO-PREGO-GALEGO (*Sapajus flavius*) EM PERNAMBUCO, BRASIL

Resumo

A perda e fragmentação de habitats são as principais ameaças para a manutenção dos primatas Neotropicais. Sobrevivendo em uma paisagem altamente fragmentada, o ameaçado macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*), vem sofrendo com os efeitos dessas ameaças. Uma das formas para mitigar tais efeitos é conhecer e entender as condições dos seus habitats. Portanto, este estudo buscou analisar e comparar a composição florística e estrutura vegetacional em cinco fragmentos de Mata Atlântica com a ocorrência do *S. flavius* no estado de Pernambuco. Dez parcelas foram randomicamente distribuídas em cada área, onde foram mensuradas e identificadas todas as árvores e lianas vivas. Mensuramos um total de 1,682 indivíduos, sendo identificadas 248 espécies pertencentes a 116 gêneros e 56 famílias botânicas. Enquanto a composição florística (riqueza, abundância e diversidade) foi diferente entre as áreas, a estrutura da vegetação se apresentou similar. Três das cinco áreas de estudo apresentaram uma riqueza de gêneros botânicos similar a da lista de gêneros previamente conhecidos na dieta de *S. flavius* ao longo da sua área de distribuição. Assim, esse estudo aponta para a importância da manutenção desses remanescentes para conservação e sucesso das populações do macaco-prego-galego. Além disso, contribui com uma base de dados para futuras estratégias de manutenção e recuperação das populações deste primata e seu habitat.

Palavras-chaves: Mata Atlântica. Fragmentação. Primatas. Conservação

Introdução

Caracterizado pela crescente perda e fragmentação das áreas naturais, o atual cenário das florestas tropicais em todo mundo é preocupante (Brinck et al., 2017; Rocha-Santos et al., 2017; Kalamandeen et al., 2018). Ações antrópicas como a expansão agrícola, urbanização, empreendimentos industriais e de infra-estrutura são apontadas como as principais causas do problema (Laurence et al., 2014; Concepción et al., 2015; Haddad et al., 2015; Kleinschroth & Healey, 2017). Essas perturbações atingem a paisagem de forma abrupta sob diferentes escalas, provocando respostas ecológicas distintas para os diversos grupos de organismo (Carrara et al., 2015; Fahrig, 2017). Assim, é essencial que haja um acompanhamento e

avaliações periódicas do estado em que se encontram esses remanescentes para traçar estratégias adequadas de manejo e conservação para cada situação específica (Arroyo-Rodríguez et al., 2017).

Estudos arqueológicos têm evidenciado que as alterações humanas na paisagem datam desde o período neolítico, com o estabelecimento dos primeiros assentamentos humanos e início do desenvolvimento da agricultura e domesticação dos animais (Zhou et al., 2011; Revelles, 2017). No entanto, é a partir do século XIII que essas alterações se intensificam consideravelmente, passando então a desempenhar um impacto de maior magnitude sob o ambiente natural (Pott & Estrela, 2017). No Brasil, especificamente, temos dois períodos marcantes na história em que esses impactos foram estimulados: o primeiro durante o período colonial (1500 - 1822) e o segundo durante o regime militar (1964 - 1985), com a exploração descontrolada dos recursos naturais, conversão da paisagem natural em áreas destinadas ao setor agropecuário e incentivo à ocupação do território (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Acker, 2014). Os impactos das ações desenvolvidas nesses períodos permanecem até hoje e têm progredido, com a Mata Atlântica sendo o bioma com a maior perda de sua cobertura vegetal original, cerca de 72% (Rezende et al., 2018).

Embora tenha perdido mais da metade de sua área, a Mata Atlântica ainda detém um elevado índice de diversidade e endemismo, sendo considerada um dos *hotspots* para conservação mundial (Mittermeier et al., 2011). É neste bioma ultraexplorado que reside 72% da população brasileira, mais de 15 mil espécies de plantas, sendo 8 mil endêmicas, e mais de 2.200 espécies de vertebrados (Pinto et al., 2012). São 321 espécies de mamíferos presentes em sua extensão, sendo 89 endêmicas e 129 ameaçadas (Graipel et al., 2017). Destas, 26 espécies (8,1%) são de primatas, sendo 19 endêmicas e 22 ameaçadas (Graipel et al., 2017). Dentre estas espécies temos o Ameaçado macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) que, após mais de 200 anos sem novos registros, foi redescoberto, em 2006, em um remanescente florestal no estado de Pernambuco (Oliveira & Langguth, 2006; Pontes et al., 2006; Brasil, 2014; Valença-Montenegro et al., 2020). Das pouco mais de 30 populações registradas até o momento para a espécie, 29 estão presentes em remanescentes de Mata Atlântica ao norte do rio São Francisco, dentro da região biogeográfica conhecida como Centro de Endemismo Pernambuco – CEP (Fialho et al., 2014). As demais estão localizadas em remanescentes de floresta tropical sazonalmente seca na Caatinga (Martins et al., 2016). Em Pernambuco, especificamente, a espécie possui registro de ocorrência em seis remanescentes, sendo o

segundo estado com maior número de populações da espécie, depois da Paraíba com 18 pontos de ocorrência (Fialho et al., 2014).

O macaco-prego-galego é um primata de hábito diurno, predominantemente arborícola e frugívoro, e integra, desde 2011, o Plano de Ação Nacional para conservação de Primatas no Nordeste (PAN PriNe) (Brasil, 2011; Valença-Montenegro, 2011). Uma das metas propostas pelo 2º Ciclo do PAN PriNe é o estabelecimento e manutenção de populações viáveis para cada espécie alvo, buscando manter e ampliar áreas florestadas dentro da distribuição das espécies alvo, com o objetivo de refinar estudos sobre a estrutura e composição do hábitat e das populações, bem como caracterizar a paisagem (Brasil, 2018). Além de fazer parte deste importante instrumento de conservação, o macaco-prego-galego já conta com um bom conhecimento sobre sua ecologia e comportamento (ver revisão em Guedes, 2017). No entanto, ainda há lacunas a respeito da qualidade do hábitat em que essas populações se encontram, além de mais da metade das populações nunca terem sido sistematicamente estudadas (Guedes, 2017).

Para assegurarmos a conservação de uma espécie, devemos, entre outros esforços, conservar o hábitat em que esta se encontra. Existem vários exemplos de estudos com primatas que associam as características do hábitat com a presença ou ausência das espécies, assim como possíveis influências na demografia destes animais (Boubli et al., 2010; Palminteri et al., 2012; Akers et al., 2013; Rafidimanana et al., 2017; Oliveira et al., 2019). Dentre os métodos para se obter informações quantitativas e qualitativas a respeito das formações florestais, os estudos florísticos e fitossociológicos se destacam por diagnosticar as inter-relações das espécies e os padrões de estruturação dentro de determinada comunidade vegetal (Marangon et al., 2003; Giehl & Budke, 2011; Paim et al., 2018). Compreendendo como os remanescentes florestais estão estruturados é possível termos uma noção do seu atual status de conservação e traçarmos estratégias de restauração ou manutenção adequada às características e necessidades de cada um destes (Oliveira & Amaral, 2004). Embora a situação geral possa parecer similar, cada fragmento com a presença da espécie apresenta características distintas (*e.g.* tamanho, forma, matriz, relevo) que podem vir a desempenhar um papel decisivo na conservação das populações do primata.

Neste sentido, este capítulo objetivou verificar a variabilidade florística e estrutural dos remanescentes de Mata Atlântica com a ocorrência do macaco-prego-galego no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. Assim, predizemos que: 1) a composição florística e

estrutura vegetacional das áreas de ocorrência do macaco-prego-galego em Pernambuco não são similares, 2) a riqueza e diversidade de espécies irão divergir entre as áreas.

Metodologia

Área de estudo

Embora a espécie esteja presente em seis remanescentes de Mata Atlântica no estado de Pernambuco, o estudo foi conduzido em cinco (83% do total) devido à ausência de segurança a uma das áreas. Estes remanescentes florestais apresentam diferentes características quanto ao tamanho, forma, relevo, formação florestal, tipo de matriz, domínio de propriedade (público/privada) e nível de proteção legal (Tabela I). Todas as áreas estão presentes no domínio da Mata Atlântica ao norte do rio São Francisco, mais precisamente nos limites do Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) (Fialho et al., 2014). Esta foi a região da Mata Atlântica que mais sofreu ao longo do período de colonização e ciclos econômicos de exploração do uso da terra (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Neto & Tabarelli, 2002). Em Pernambuco, especificamente, atualmente restam apenas 11,7% da cobertura original (SOS Mata Atlântica & INPE, 2019). Todas as cinco áreas se encontram circundadas numa matriz de monocultura (cana-de-açúcar e/ou banana).

Tabela I - Características das áreas estudadas com presença do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil.

Áreas / Características	Mata dos Macacos (MDM)	Matas de Água Azul (MAA)	Mata da Divisa (MDD)	Mata de Bujari (MDB)	Mata dos Oito Porcos (MOP)
Coordenadas	07°46'39,4"S 35°00'46,8"O	07°36'33,0"S 35°23'31,0"O	07°30'47,7"S 34°58'33,2"O	07°36'3,1"S 34°59'32,8"O	07°36'29,1"S 35°28'05,9"O
Município	Igarassu	Timbaúba, Vicência e Macaparana	Goiana	Goiana	São Vicente Férrer
Tamanho	340 ha	~3000 ha	215 ha	1065 ha	300 há
Mesoregião	Meso-região Metropolitana	Meso-região da mata	Meso-região Metropolitana	Meso-região Metropolitana	Meso-região Agreste
Relevo	Tabuleiros Costeiros	Movimentado	Planície litorânea ou aluvional	Planície litorânea ou aluvional	Movimentado
Altitude	94 m	543 m	53 m	99 m	525 m
Vegetação	Sub-perenifólia	Subcaducifólia e Caducifólia	Sub-perenifólia	Sub-perenifólia	Subcaducifólia e Caducifólia
Matriz	Cana-de-açúcar	Cultivo de banana	Cana-de-açúcar, indústria, assentamentos	Cana-de-açúcar	Cultivo de banana
Domínio de Propriedade	Propriedade Privada	UC-PI (E) RVS MAA*	Propriedade Privada	Propriedade Privada	Propriedade Privada

Fonte: Fialho *et al.* (2014); Altitude Shuttle Radar Topography Mission – SRTM com resolução de 90 x 90 m (Miranda, 2005); UC-PI (E) RVS MAA* = Unidade de Conservação de Proteção Integral Estadual – Refúgio de Vida Silvestre Matas de Água azul.

Coleta de dados

As coletas ocorreram de maio a novembro de 2018. Para cada área, dez parcelas de 50 m × 2 m (100 m²) foram distribuídas aleatoriamente correspondendo a uma área total de 0,1 ha (Gentry, 1982). Este procedimento foi utilizado devido a sua facilidade de implementação, logística e baixo custo. A fim de obter uma maior heterogeneidade da área, foi estabelecida uma distância mínima de 100 m entre as parcelas. Nestas parcelas, todas as árvores (e eventuais arbustos e palmeiras) e lianas enraizadas dentro dos limites das parcelas foram medidas e contabilizadas. Para tal, foi estabelecido um índice de inclusão de Diâmetro a Altura do Peito (DAP) ≥ 2,5 cm para árvores, e DAP ≥ 1,0 cm para as lianas (Gentry, 1982; Gerwing *et al.*, 2006). Todas as árvores e lianas que atenderam a esses critérios foram contabilizadas em cada parcela, sendo registrados: nome da espécie e DAP (com uso de fita

diamétrica). Indivíduos com ramificações tiveram as medidas de todas as ramificações tomadas e posteriormente somadas para obtenção do DAP do indivíduo. Os indivíduos não identificados em campo foram coletados, prensados e herborizados para posterior identificação, buscando chegar ao nível de espécie. Para identificação do material coletado, foram realizadas consultas no herbário Geraldo Mariz da Universidade Federal de Pernambuco e no herbário Lauro Pires Xavier da Universidade Federal da Paraíba. O sistema de classificação utilizado foi *Angiosperms Phylogenetic Group* - APG IV (Chase et al., 2016).

Para identificar possíveis variações entre as áreas de estudo em relação à composição dos grupos ecológico, foram classificadas aqui, através de levantamento bibliográfico, as espécies primárias como “Não Tolerantes à Sombra” e as secundárias iniciais e tardias como “Tolerantes à Sombra”. Também foi realizado levantamento bibliográfico dos gêneros botânicos descritos como consumidos pelo macaco-prego-galego. Para tal classificação e levantamento foi realizada consulta na literatura publicada e cinza (teses, dissertações, monografias) através das plataformas de busca Google Acadêmico, Web of Science, Periódicos CAPES e Banco de Tese. Foram usadas as junções de palavras-chaves: classificação sucessional, *sucessional classification*, grupos ecológicos, *ecological groups*, categorias sucessionais, florística, *floristics*, arbóreo, arboreal, Mata Atlântica e *Atlantic Rainforest*; e *Sapajus flavius*, *Cebus flavius*, macaco-prego-galego, *blonde capuchin monkey*, dieta, *diet*, alimentação, forrageio, *foraging behaviour*, ecologia alimentar e *feeding ecology*. Após a busca de dados foi elaborada uma lista das espécies levantadas nesse estudo com a classificação em cada um dos grupos ecológicos (espécies que não possuíam essa informação não foram consideradas na análise), entre outras informações, e uma outra com os gêneros botânicos previamente conhecidos como integrante da dieta do macaco-prego-galego e a presença deles em cada uma das áreas aqui estudadas (Material Suplementar I e III). Nesta lista buscou-se inserir apenas os gêneros correspondentes a árvores e lianas, e eventuais arbustos e palmeiras, como feito durante a coleta de dados desse estudo, sendo assim excluídas as espécies de plantas herbáceas.

Análise dos dados

A fim de evitar problemas relacionados à pseudoreplicação, todos os dados das 10 parcelas em cada área foram somados e o remanescente florestal foi tratado como uma unidade amostral independente. Em geral, foram registrados o número de famílias, gêneros, espécies, e indivíduos mensurados dentro de cada área. Também foram obtidos parâmetros

fitossociológicos como a Densidade relativa (DenRel), Frequência relativa (FreqRel), Dominância relativa (DomRel), Área basal (ArBasal), Índice de Valor de Importância (IVI) seguindo Mueller-Dombois & Ellenberg (1974). Os parâmetros fitossociológicos foram obtidos através do *software* FITOPAC versão 2.1 (Shepherd, 2010). Uma Análise de Variância (ANOVA: um critério) foi realizada a fim de verificar se os parâmetros estruturais densidade, DAP e área basal se apresentavam diferentes entre as áreas.

Para verificar a cobertura da amostra dentro de cada área, foi empregado o estimador de cobertura sugerido por Chao & Jost (2012), o qual trata-se de um estimador menos enviesado, pois usa o número total de indivíduos dentro de uma comunidade pertencente as espécies representadas na amostra. Foi considerado um valor mínimo de cobertura para todos as áreas de 0.80 espécies visando obter estimativas confiáveis e comparáveis baseadas na igual cobertura entre as áreas (Chao & Jost, 2012; Chao et al. 2014). Todas as áreas apresentaram valores maiores do que o determinado, portanto, indicando que as estimativas são adequadas para a realização das análises pretendidas (MDM= 0,93; MAA= 0,83; MDD= 0,91; MDB= 0,95 e MOP= 0,86). A análise da cobertura da amostra foi realizada através da ferramenta *iNEXT online* (Chao et al., 2016).

A riqueza e a diversidade de espécies foram estimadas usando as curvas de acumulação de espécies interpoladas e extrapoladas corrigidas por números de Hill, os quais foram construídos no pacote *iNEXT* (Hsieh et al., 2016). Os números de Hill usados para estimar foram: $q = 0$, (riqueza de espécies), $q = 1$ (diversidade de Shannon-Wiener), e $q = 2$ (diversidade de Simpson). Quando $q = 0$, a diversidade é representada pela riqueza de espécies dando maior peso as espécies raras (Jost, 2006; Tuomisto, 2010), quando $q = 1$ a diversidade apresenta um peso para cada espécie de acordo com a sua abundância dentro da comunidade, assim, representando as espécies comuns (Jost, 2007), e quando $q = 2$ a abundância de espécies é favorecida e as espécies raras são descontadas, assim, podendo ser interpretada como o número de espécies dominantes (Jost, 2010; Chao et al., 2012). Para cada área, comparamos os números de Hill até duas vezes o tamanho da menor amostra como recomendado por Chao et al. (2014). A comparação das curvas de riqueza e diversidade entre os remanescentes foram baseadas na sobreposição das estimativas do intervalo de confiança de 95% (Chao & Chiu, 2016). A curva de rarefação e interpolação da riqueza e diversidade (Shannon-Wiener e Simpson) foi realizadas no *software* R Studio 1.2.5 (R Core Team, 2019).

Foi realizada uma ordenação em Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS 2D) baseado sobre o índice de similaridade de Bray-Curtis para avaliar a influência

da composição e abundância de árvores em cada área amostrada. Para essa análise, foi considerado o número total de espécies e suas respectivas abundâncias, registrados em cada parcela. O valor do *stress* representa a distorção da distância, onde valores próximos a 0 significam que as distâncias apresentadas no gráfico são mais acuradas (Clarke & Warwick, 2001). Posteriormente foi conduzido uma Análise de Similaridade (ANOSIM) com 9999 permutações para verificar as dissimilaridades nas áreas baseada sobre a riqueza e abundância de espécies. Os valores de *R* indicam a importância biológica das diferenças, variando entre -1 a 1. Valores maiores do que 0 indicam diferenças entre grupos, enquanto que 0 representa a ausência de diferenças entre grupos. Um *R* negativo indica que as dissimilaridades dentro dos grupos são maiores do que as dissimilaridades entre eles (Clarke & Warwick, 2001). E também uma análise de Porcentagem da Similaridade (SIMPER) para quantificar a contribuição relativa de cada espécie de árvore entre as áreas (Clarke, 1993). Esta análise foi realizada pareando as diferentes áreas e determinando quais espécies contribuíram em maior grau para a dissimilaridade entre elas. Por exemplo, foi comparada a dissimilaridade entre MDM e MAA, e o mesmo procedimento foi realizado com as demais áreas com todas as combinações possíveis. Foi usado o SIMPER para cada área visando identificar as três principais espécies e suas respectivas porcentagens sobre a dissimilaridade das áreas de ocorrência do macaco-prego-galego. Também foram selecionadas as 10 espécies de árvores melhores ranqueadas para identificar a sua contribuição para a dissimilaridade entre as áreas em múltiplas comparações. Comparações usando o ANOSIM e SIMPER foram feitas usando o índice de similaridade Bray-Curtis, e utilizando a abundância das espécies em cada área. As análises de NMDS, ANOSIM, SIMPER foram analisadas através do software PAST 2.16 (Hammer et al., 2001).

Visando identificar o percentual de similaridade entre os gêneros da composição florística das áreas estudadas em relação aqueles previamente conhecidos na dieta do macaco-prego-galego ao longo da sua área de distribuição, calculamos o índice de similaridade de Jaccard.

Resultados

Foi registrado um total de 1,682 indivíduos entre árvores (N= 1,463) e lianas (N= 219), pertencentes a 56 famílias, 116 gêneros, e 248 espécies (incluindo 95 morfoespécies; Material Suplementar I). Em média, foram registradas 33 ± 8 famílias, 52 ± 16 gêneros, e 78 ± 31 espécies por área, sendo em média 31,8 espécies tolerantes à sombra (TS) e 9,8 espécies não

tolerantes à sombra (NTS) (Tabela II). A densidade média de caules foi de $20 \pm 2,2$ caules/ha, o DAP médio foi $8,2 \pm 1$ e a área basal de $4,6 \pm 1,6$ cm. As cinco famílias com maior número de espécies foram: Fabaceae (N= 26; 10,5%), Myrtaceae (N= 18; 7,3%), Sapindaceae (N= 12; 4,8%) Rubiaceae (N= 11; 4,4%) e Melastomataceae (N= 10; 4,0%). Oito famílias (14%) foram representadas apenas por uma espécie (Urticaceae, Schoepfiaceae, Proteaceae, Hypericaceae, Ranunculaceae, Stemonuraceae, pricamniaceae, Menispermaceae). Os gêneros mais diversos foram *Miconia* (Melastomataceae) e *Ocotea* (Lauraceae) ambos com nove espécies, seguidos por *Myrcia* (Myrtaceae) com oito espécies e *Pouteria* (Sapotaceae) com seis espécies. Não houve variação dos parâmetros da estrutura da floresta tais como densidade relativa (F= 1,488, p= 0,222), DAP (F= 1,522, p= 0,212) e área basal (F= 1,856, p= 0,135) entre as áreas.

Tabela II - Caracterização florística e estrutural das áreas estudadas com ocorrência do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil

Áreas	Indivíduos (árvore- liana) ¹	Famílias	Gêneros	Espécies	Densida de Relativ a	Média do DAP±DP (min-máx)	Área Basal m ²	NTS ²	TS ³
MDM	375 (307-68)	26	38	53	22,3	8,4±10,1 (1,05–116,4)	5,1	10	23
MAA	365 (333-32)	40	68	123	21,7	9,2±11,6 (1,05–95,4)	6,3	13	47
MDD	337 (304-33)	33	49	71	20,0	7,1±8,1 (1,0–54,5)	3,1	11	35
MDB	284 (258-26)	23	36	49	16,9	7,4±8,8 (1,0–63,2)	2,9	5	20
MOP	321 (261-60)	41	70	96	19,1	9,1±12,2 (1,0–106)	5,8	10	37
Média±DP	336 ± 36	33±8	52±16	78±31	20±2,2	8,2±1	4,6±1,6	9,8±2,9	31,8±10,7

Legenda: ^a = Número de indivíduos de Árvores/Lianas; ^b = Riqueza de Espécies Não Tolerantes à Sombra; ^c = Riqueza de Espécies Tolerantes à Sombra.

As espécies *Tapirira guianensis*, *Bowdichia virgilioides*, *Eschweilera ovata* e *Byrsonima sericea* foram as espécies com maior dominância relativa, ou seja, maior área basal dentre as áreas (Tabela III). Por outro lado, *Pogonophora schomburgkiana*, *E. ovata*, *Thyrsodium spruceanum* e *Artocarpus heterophyllus* demonstraram uma maior densidade

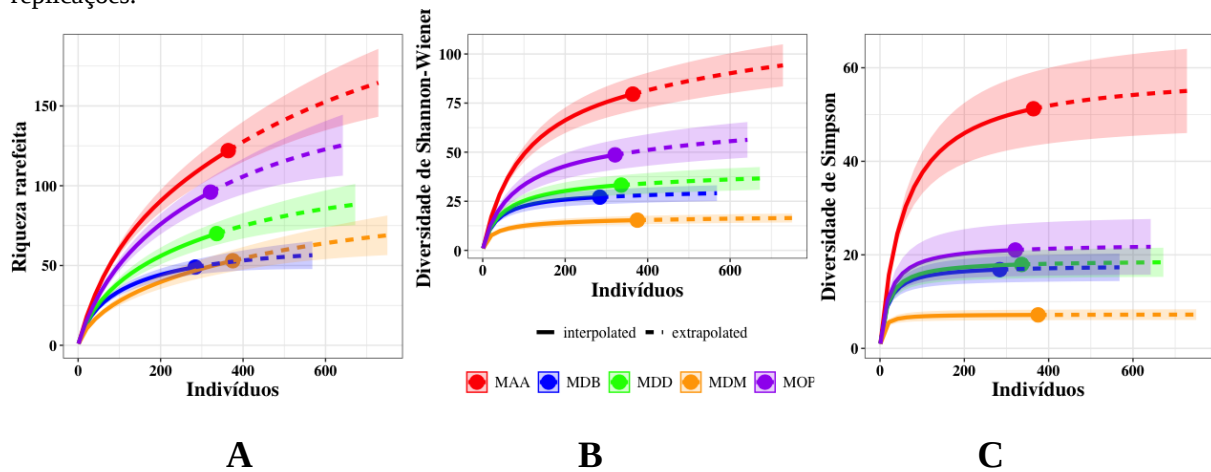
(Tabela III). Vale destacar que, nenhuma das espécies teve um valor de IVI influenciado por elevados valores de frequência relativa dentro das áreas.

Tabela III - Parâmetros fitossociológicos das 10 principais espécies de angiospermas (árvores e lianas) presentes nas áreas de ocorrência do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil.

Espécie	Freq.Rel.	Dens.Rel.	Dom.Rel.	IVI
<i>Tapirira guianensis</i>	1,3	2,6	16,4	18,9
<i>Eschweilera ovata</i>	1,3	10,0	5,4	15,5
<i>Pogonophora schomburgkiana</i>	1,0	11,8	3,5	15,3
<i>Bowdichia virgilioides</i>	1,3	1,3	9,2	10,5
<i>Thyrsodium spruceanum</i>	1,0	4,3	2,3	6,5
<i>Artocarpus heterophyllus</i>	0,3	3,4	3,3	6,7
<i>Byrsonima sericea</i>	1,0	0,6	5,3	5,9
<i>Dialium guianense</i>	0,8	0,4	4,6	4,9
<i>Protium heptaphyllum</i>	1,3	3,3	1,1	4,3
<i>Parkia pendula</i>	0,8	0,9	3,1	4,1

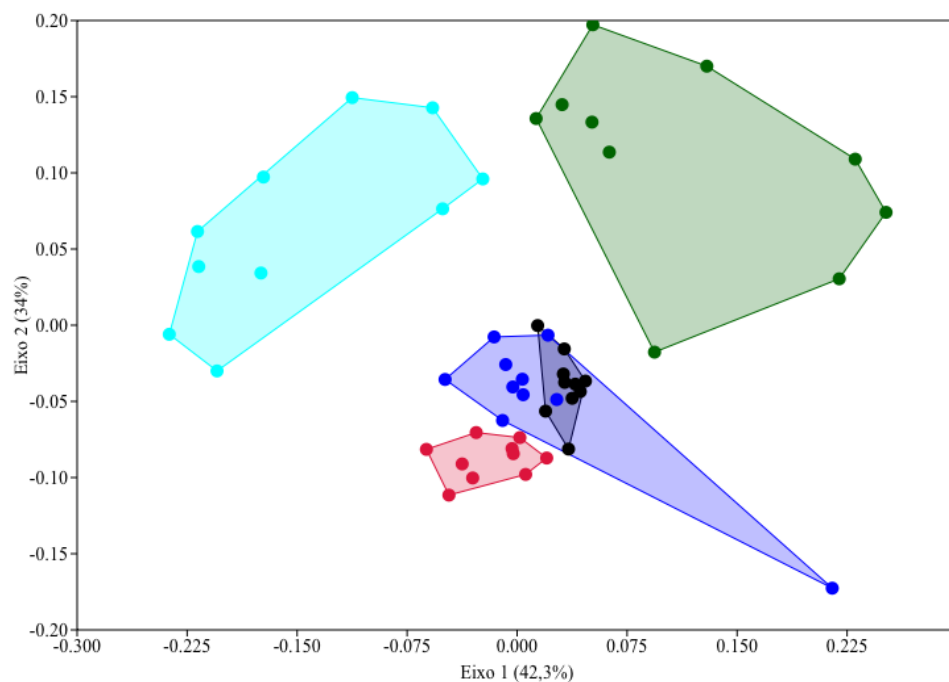
Em relação à riqueza de espécies, a área MAA apresentou um maior número de espécies, demonstrando quase 2,5 vezes mais espécies raras do que MDB e MDM (Figura Ia). Essas duas não apresentaram diferença entre elas. O número de espécies típicas também foi mais elevado em MAA, entretanto, não houve variação entre MDB e MDD (Figura Ib). Similarmente aos outros resultados, MAA apresentou um maior número de espécies dominantes quando comparado com as demais áreas (Figura Ic). Contudo, esse número não variou entre três áreas (MOP, MDB e MDD).

Figura I - Gráfico das curvas de rarefação (linhas sólidas) e extrapolação (linhas pontilhadas, até o dobro do tamanho da amostra) baseadas no tamanho da amostra sobre os números de Hill ($q = 0, 1, 2$) para as áreas estudadas com ocorrência do macaco-prego-geleto (*Sapajus flavius*) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. O intervalo de confiança de 95% (região sombreada) foi obtido pelo método de bootstrap com 200 replicações.



Quando analisada a composição de espécies registrada nas áreas, a análise de ordenação (NMDS 2D) demonstrou que a maioria dos remanescentes com a ocorrência do macaco-prego-galeto não são similares (Figura II). Apenas os fragmentos MDM e MDD apresentam sobreposição.

Figura II - Gráfico biplot da análise de escalonamento não dimensional (NMDS 2D) para os parâmetros riqueza e abundância de espécies de árvores e lianas das áreas estudadas com ocorrência do macaco-prego-geleto (*Sapajus flavius*) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil. As diferentes cores dos círculos representam as áreas estudadas: Azul Claro – Matas de Água Azul, Verde – Mata dos Oito Porcos (MOP); Preto – Mata dos Macacos (MDM); e Azul Escuro – Mata da Divisa (MDD) e Vermelho – Mata de Bujari (MDB).



Visando reafirmar a dissimilaridade encontrada pelo NMDS para a maioria das áreas, a análise global utilizando o ANOSIM demonstrou diferenças na riqueza de espécies entre todas as áreas de ocorrência do macaco-prego-galego ($R=0,52$, $p<0,0001$). Quando realizado a comparação par-a-par dentre os remanescentes, também foi encontrada diferença em todos os possíveis pares de combinações entre as áreas da distribuição da espécie (Tabela IV).

Tabela IV - Análise global (ANOSIM) da dissimilaridade comparação par a par, na riqueza de espécies entre as áreas estudadas com ocorrência do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) no estado de Pernambuco, nordeste do Brasil.

Áreas	MDM	MAA	MDD	MDB
MDM	-	-	-	-
MAA	0,8101(<0,001)	-	-	-
MDD	0,306 (<0,01)	0,610 (<0,001)	-	-
MDB	0,683 (<0,001)	0,782 (<0,001)	0,418 (<0,001)	-
MOP	0,566 (<0,001)	0,632 (<0,002)	0,528 (<0,002)	0,814 (<0,001)

O SIMPER indicou que as espécies de plantas que contribuíram para a maior dissimilaridade entre as áreas foram: *P. schomburgkiana*, *E. ovata*, *Tovomita brevistaminea*, *Thyrsodium spruceanum*, *Banisteriopsis nummifera*, *Coccoloba parimensis*, *Protium heptaphyllum*, *Helicostylis tomentosa*, *Serjania paucidentata*, *Tapirira guianensis* (Material Suplementar II). As espécies *P. schomburgkiana* e *E. ovata* foram aquelas com maior contribuição para a dissimilaridade entre os remanescentes (Material Suplementar II). A espécie exótica *A. heterophyllum* sempre esteve presente dentre as três espécies com maior contribuição quando os remanescentes foram pareados com o MOP. Em três pareamentos (MAA vs MOP, MDD vs MOP, MDB vs MOP) ela foi a primeira (9%, 10% e 10%, respectivamente).

Ao todo foram encontrados 10 estudos que apresentavam uma lista de espécies/gêneros botânicos como integrantes da dieta de seis diferentes populações do macaco-prego-galego entre os estados da Paraíba e Pernambuco (Material suplementar II). Dessas seis populações, três pertencem ao estado de Pernambuco, sendo duas delas abordadas no presente estudo (MDM e MDD). Um total de 91 gêneros botânicos foram encontrados no levantamento (Material suplementar III). Os gêneros *Bowdichia*, *Brosimum*, *Coccoloba*, *Cupania*, *Eschweilera*, *Guatteria*, *Himatanthus*, *Inga*, *Myrcia*, *Protium*, *Tapirira* e *Thyrsodium* estiveram presentes em todas as áreas estudadas. Por outro lado, alguns gêneros foram exclusivos para cada uma das áreas, como: *Sparattanthelium* (MDM); *Cecropia*, *Hymenaea*, *Schoepfia*, *Tocoyena* e *Virola* (MAA); *Annona*, *Heteropterys* e *Pera* (MDD);

Andira (MDB); *Artocarpus*, *Chamaecrista*, *Coffea*, *Lecythis* e *Xylopia* (MOP). No geral, de acordo com o índice de similaridade de Jaccard, as áreas MDB e MDM apresentaram uma baixa similaridade (36% e 39%, respectivamente). Para MDD o índice obtido foi mediano (50%), e para as demais MAA (69%) e MOP (71%) se mostraram altamente similares.

Discussão

Os resultados evidenciaram que os remanescentes florestais com a presença do macaco-prego-galego dentro do estado de Pernambuco são diferentes quanto a composição florística, porém, similares com relação a estrutura vegetacional (predição #1 foi parcialmente suportada). Também foi observado uma variação entre as espécies raras (riqueza rarefeita), típicas (diversidade de Shannon) e dominantes (diversidade de Simpson) entre a maioria dos remanescentes, com o maior remanescente (MAA) registrando os maiores valores para todos os índices (predição #2 parcialmente suportada). Por outro lado, a composição de gêneros botânicos consumidos pelo macaco-prego-galego se apresentou, na maioria dos remanescentes aqui estudados, altamente similares à lista dos gêneros previamente registrados.

Todas as áreas apresentaram uma riqueza considerável nos níveis de famílias, gêneros, espécies, bem como os das espécies tolerantes à sombra, em sua composição. Esse resultado é compatível com outros estudos realizados em fragmentos de Mata Atlântica em Pernambuco. Por exemplo, Brandão et al (2009) e Rocha et al. (2008) que registraram 99 e 115 spp., respectivamente, em fragmentos florestais em Igarassu. Também Oliveira et al. (2011) registraram 76 spp. em um remanescente no município de Moreno. O fato de que ainda exista uma elevada riqueza de espécies presente nos diferentes remanescentes aqui estudados evidencia a importância na manutenção dessas áreas como repositório para regeneração da floresta, dispersão de propágulos, manutenção das populações de animais e dos serviços ecossistêmicos.

Mesmo ocorrendo uma pequena sobreposição com relação a composição de espécies entre as áreas, quando analisada todas as possíveis combinações verificou-se todas as áreas apresentam um valor significativo de dissimilaridade. A princípio podemos supor que o fator tamanho exerça alguma influência para essa dissimilaridade, uma vez que fragmentos menores são tidos como aqueles que mais sofrem perda de diversidade e riqueza, principalmente de espécies não tolerantes à sombra (Arroyo-Rodriguez & Mandujano 2006).

No entanto, faz-se necessário uma análise mais robusta dessas variáveis em relação a outros parâmetros da paisagem para verificar os reais fatores de influência na dissimilaridade encontrada na composição florística das áreas de ocorrência do macaco-prego-galego aqui estudadas. Por exemplo, em outro estudo de Arroyo-Rodriguez e colaboradores (2013) o tamanho das áreas não foi um fator significativo para a dissimilaridade encontrada entre as áreas estudadas. Neste mesmo estudo, eles verificaram que paisagens com maior nível de desmatamento apresentaram maior diferenciação florísticas entre fragmentos. Diante das variações observadas em nossos resultados na relação tamanho/riqueza de áreas como MAA e MDB, e do atual nível de cobertura original da Mata atlântica pernambucana (11%: SOS Mata Atlântica & INPE, 2019), esta pode ser uma explicação mais plausível para a dissimilaridade encontrada aqui.

A alta densidade absoluta e o baixo valor no diâmetro e área basal das espécies presentes em todas as áreas podem ser explicado pelo índice de inclusão utilizado na metodologia. O baixo índice favorece o aumento da quantidade de indivíduos de pequeno porte presentes nas áreas. Os índices de inclusão adotados visam uma maior representatividade do estrato arbustivo/arbóreo, visto que esta representatividade pode ser fortemente impactada quando utilizado índice ≥ 10 cm (Siminski et al., 2013). Por outro lado, a presença de alto número de indivíduos com um diâmetro extremamente baixo pode sugerir que as áreas tenham passado ou estejam passando por perturbações e se encontrem em processo de regeneração inicial (Souza-Alves et al., 2018). Além disso, parâmetros estruturais, como densidade absoluta, por exemplo, são menos afetados pelas diferentes condições ambientais quando comparado com a riqueza de espécies, uma vez que espécies menos exigentes se adaptam mais facilmente às condições ambientais mais restritivas, formando elevada densidade e repercutindo na arquitetura da comunidade como um todo (Dulvenvoorder, 1996). Percebe-se também que os valores de densidade e dominância relativa foram os parâmetros que mais contribuíram para os altos IVIs. E embora alguns táxons possuam muitos indivíduos e uma área basal relativamente alta, apresentam uma baixa frequência relativa, ou seja, não possuem uma distribuição homogeneia dentro das parcelas, apresentando-se agrupados. Outro ponto interessante observado nessa lista é que 80% das espécies são tolerantes à sombra, indicando que as áreas se encontram em um estágio inicial de regeneração de espécies importantes para manutenção dos processos ecológicos nesses remanescentes.

A alta similaridade entre a composição dos gêneros botânicos nas áreas estudadas com a lista dos gêneros botânicos descritos como integrantes da dieta do macaco-prego-galego pode ser um indicador de que todas elas ofereçam uma alta diversidade de recursos alimentares para as diferentes populações do macaco-prego-galego. Contudo, vários estudos têm demonstrado que o macaco-prego-galego tem consumido preferencialmente fontes de origem exótica, as quais são abundantes no entorno dos fragmentos, como a cana-de-açúcar (*Saccharum* spp.), dendê (*Elaeis guineensis*), manga (*Mangifera indica*), e azeitona (*Syzygium cumini*) (Valença-Montenegro, 2011; Malta & Pontes, 2013; de Souza-Lins & Ferreira, 2019; Medeiros et al., 2019). O consumo elevado de espécies exóticas tem sido associado à manutenção das condições energéticas de veados, carnívoros e primatas, por exemplo, devido a disponibilidade desse recurso durante todo o ano, bem como a riqueza nutricional (Cunha et al., 2006; Relva et al., 2010; Campêlo et al., 2019; Hardesty-Moore et al., 2020). Outros estudos têm revelado que variações nas características do hábitat podem influenciar na presença, manutenção e sobrevivência de primatas (Palminteri et al., 2012; Akers et al., 2013; Rafidimanana et al., 2017; Oliveira et al., 2019). No entanto, as espécies do gênero *Sapajus* são conhecidas pela sua flexibilidade ecológica e comportamental sob diferentes condições (Fragaszy et al., 2004). Logo, os resultados deste estudo corroboram essa tendência para os macacos-prego-galego, no sentido de suas populações serem capazes de habitar e sobreviver em áreas com diferentes níveis de conservação.

Implicações para conservação das populações do macaco-prego-galego e seu hábitat

A partir do banco de dados fornecidos neste estudo, é possível indicar algumas importantes ações de conservação para estas áreas. Embora haja limitações, é fundamental a aplicação de atividades constantes de educação ambiental que apresentem a riqueza e importância dessas áreas não só para conservação intrínseca da fauna e flora, como também para manutenção da prestação de serviços ecossistêmicos e o quanto eles contribuem para qualidade de vida e bem-estar humano, e o impacto financeiro desses serviços na economia (Summers et al., 2012, Sandifer et al., 2015). Este tipo de atividade deve envolver todos os atores envolvidos direta e indiretamente com essas áreas, desde os proprietários das terras, empresas e trabalhadores, a comunidade local, se estendendo a toda a sociedade. Atividades estas que busquem não só descarregar informação, mas também escutar e entender os fatores que levam muitas vezes esses atores a praticarem ações incompatíveis com a conservação dessas áreas, e assim encontrar um meio favorável de evitar e/ou mitigar tais ações. Uma vez

em posse de uma consciência mais ampla do patrimônio ambiental e dos seus impactos no meio econômico e social, a fiscalização e controle dessas áreas tende a ser facilitado e mais eficaz (Rakotomamonjy et al., 2014). Não que tenhamos que esperar os resultados de uma maior conscientização de toda sociedade para melhorar o nível de proteção e fiscalização, estas são ações urgentes. Porém, sem a parceria com as atividades educacionais ela se torna incompleta e ineficaz.

Criação de unidades de conservação e manutenção de áreas protegidas já existentes. Em virtude de uma grande parcela das áreas de ocorrência da espécie como um todo está sob domínio de propriedades privadas (Guedes, 2017), é necessário que haja um maior incentivo na criação e implementação de RPPN's (Reserva Particular do Patrimônio Natural). No caso específico de Pernambuco apenas uma área é de domínio público, o Refugio de Vida Silvestre Matas de Água Azul, todas as outras cinco são privadas. Também não podemos esquecer que a criação de unidades de conservação que visam proteger espécies ameaçadas é obrigação do poder público (Brasil, 2000). Sendo possível a parceria com os proprietários das terras e/ou comunidades tradicionais para estabelecimento de unidades de uso sustentável, como, quando necessária e possível, a aquisição dessas terras privadas por meio de desapropriação para a criação de unidades de proteção integral (Brasil, 2000). Assim como a manutenção e fiscalização de outras categorias de Áreas Protegidas, como APP (Área de Proteção Permanente), Reservas Legais e Terras indígenas com presença da espécie.

Outra ação crucial é a implementação de corredores ecológicos e restauração dos habitats degradados. Os corredores ecológicos são uma estratégia amplamente utilizada na manutenção de populações biológicas em paisagem fragmentadas (Anderson & Jenkins, 2006). Essa ferramenta tende a auxiliar no processo de movimentação das espécies entre áreas, favorecendo a manutenção da diversidade genética dentro das populações (Rezende, 2014). Sem uma base de dados prévia da comunidade florística dos remanescentes a serem reconectados, tais áreas podem ser tornar “armadilhas ecológicas” e influenciar negativamente nas populações dos primatas (Battin, 2004). Entretanto, implantar corredores pode ser uma tarefa árdua, devido a configuração dos habitats com a presença do macaco-prego-galego. Além da maioria deles estar em propriedades particulares, a maior parte está inserida em uma matriz antrópica, com diferentes tipos de monoculturas, presença de estradas e rodovias. Por outro lado, quando não temos a capacidade de reconectar os remanescentes florestais via corredores ecológicos, aumentar o seu tamanho é outra estratégia eficiente, principalmente para primatas que requerem grandes extensões de área como os macacos-prego (Fragaszy,

2004). Já existe, inclusive, um estudo técnico sobre planejamento da paisagem para áreas de ocorrência do macaco-prego-galego (CPB, 2014), sendo necessária uma reavaliação a respeito da sua implementação até o momento. A restauração ecológica é amplamente recomendada em razão do seu sucesso em diferentes cenários (Gann et al., 2019), e Chapman et al. (2020) acreditam que o uso dos primatas como base para a restauração ecológica pode exercer um importante papel não só na conservação dos próprios primatas, como para toda a comunidade do ambiente a ser restaurado. Além disso, a conservação dos primatas vai além da sua importância ecológica, como o seu papel em diversos aspectos culturais de comunidades tradicionais onde eles ocorrem e como modelo animal para melhor compreensão da história evolutiva, cognição e comportamentos humano, por exemplo (Estrada et al., 2017).

Por fim, nossos resultados apontam para a importância da manutenção desses remanescentes para conservação e sucesso das populações do macaco-prego-galego assim como do ecossistema em que ela habita. Turchetto et al. (2017) afirmam que os estudos fitossociológicos com inventários são uma ferramenta importante para avaliações do processo de sucessão e status de conservação dos remanescentes florestais. Tais parâmetros contribuem para implementação de uma agenda propositiva de políticas públicas, como a do PAN PriNE, que visa em seus dois primeiros objetivos específicos manter e ampliar áreas de ocorrência das espécies-alvo, assim como promover conectividade de hábitat e dessas populações. Assim, o presente estudo fornece uma base de dados para futuras estratégias de proteção, restauração e manutenção florestal, e avaliações do progresso dessas ações nas áreas de ocorrência do macaco-prego-galego no estado de Pernambuco.

Referências

- Acker, A. (2014). “O maior incêndio do planeta”: como a Volkswagen e o regime militar brasileiro acidentalmente ajudaram a transformar a Amazônia em uma arena política global. *Revista Brasileira de História*, 34(68).
- Akers, A. A., Islam, M. A., & Nijman, V. (2013). Habitat characterization of western hoolock gibbons *Hoolock hoolock* by examining home range microhabitat use. *Primates*, 54(4), 341-348.
- Anderson, A. B. & Jenkins, C. N. (2006). *Applying nature’s design: corridors as a strategy for biodiversity conservation*. Columbia University Press.

- Arroyo-rodríguez, V. & Mandujano, S. (2006). The importance of tropical rain forest fragments to the conservation of plant species diversity in Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity & Conservation*, 15(13), 4159-4179.
- Arroyo-Rodríguez, V., Rös, M., Escobar, F., Melo, F. P., Santos, B. A., Tabarelli, M., & Chazdon, R. (2013). Plant β -diversity in fragmented rain forests: testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. *Journal of Ecology*, 101(6), 1449-1458.
- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., ... & Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 92(1), 326- 340.
- Bastos, M. (2012). Aspectos da dieta do *Sapajus flavius* em ambiente natural: composição e sazonalidade. Monografia (Especialização). Fundação de Ensino Superior de Olinda. Olinda. 41 p.
- Bastos, M. (2018). Bioacústica, ecologia comportamental e aspectos da biologia molecular de *Sapajus flavius* (Primates: Cebidae). Tese (Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 179 p.
- Battin, J. (2004). When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations. *Conservation Biology*, 18(6), 1482-1491.
- Boubli, J. P., Couto-Santos, F. R., & Mourthé, I. M. C. (2010). Quantitative assessment of habitat differences between northern and southern muriquis (Primates, Atelidae) in the Brazilian Atlantic Forest. *Ecotropica*, 16(1), 63-69.
- Brandão, C. F., Marangon, L. C., Ferreira, R. L., & Lins, A. C. (2009). Estrutura fitossociológica e classificação sucessional do componente arbóreo em um fragmento de floresta atlântica em Igarassu-Pernambuco. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 4(1), 55-61.
- Brasil. (2000). Lei Nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivos/areas_protegidas/snuc/Livro%20SNUC%20PNAP.pdf>; Acessado em 01 de Abril de 2020.
- Brasil. (2011). Plano de Ação Nacional para a conservação dos Primatas do Nordeste. Sumário Executivo. MMA. Brasília. Disponível em:

<<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/panprimatas-caatinga/sumario-primatas-nordeste-web.pdf>>. Acessado em 01 de Abril de 2020.

Brasil. (2012). Lei Nº 12.651 de 25 de Maio de 2012. Código Florestal Brasileiro. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acessado em 01 de Abril de 2020.

Brasil. (2014). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/cepsul/legislacao/portaria/427-2014.html>>. Acessado em 01 de Abril, 2020.

Brasil. (2018). ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Portaria Nº 242, de 27 de março de 2018. Aprova o 2º ciclo do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Primatas do Nordeste – PAN Primatas do Nordeste. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-primatas-do-nordeste/2-ciclo/pan-primatas-do-nordeste-portaria-aprovacao.pdf>>. Acessado em 26 de Mai. 2020.

Brinck, K., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., De Paula, M. D., Pütz, S., ... & Huth, A. (2017). High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nature Communications*, 8, 14855.

Campêlo, A. C., Souza-Alves, J. P., Lima, I. M. S. D., Araújo, A. C. L., Oliveira-Silva, L. R. B., & Bezerra, B. (2019). Home sweet home? Adjustments in the ecology, behaviour and vocalisations of Amazonian squirrel monkeys inhabiting an Atlantic forest fragment. *Ethology Ecology & Evolution*, 31(2), 173-197.

Carrara, E., Arroyo-Rodríguez, V., Vega-Rivera, J. H., Schondube, J. E., de Freitas, S. M., & Fahrig, L. (2015). Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. *Biological Conservation*, 184, 117-126.

Chao, A., Chiu, C. H., & Hsieh, T. C. (2012). Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. *Ecology*, 93(9), 2037-2051.

Chao, A. & Chiu, C. H. (2016). Bridging the variance and diversity decomposition approaches to beta diversity via similarity and differentiation measures. *Methods in Ecology and Evolution*, 7(8), 919-928.

- Chao, A. & Jost, L. (2012) Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93, 2533-2547.
- Chao, A., Gotelli, N. J., Hsieh, T. C., Sander, E. L., Ma, K. H., Colwell, R. K. and Ellison, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84, 45-67.
- Chao, A., Ma, K. H., and Hsieh, T. C. (2016) iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation Online. Program and User's Guide. Disponível em: <http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/> Acessado em 01 de Abril de 2020.
- Chapman, C. A., Bicca-Marques, J. C., Dunham, A. E., Fan, P., Fashing, P. J., Gogarten, J. F., ... & Ma, C. (2020). Primates Can Be a Rallying Symbol to Promote Tropical Forest Restoration. *Folia Primatologica*, 1-19.
- Chase, M. W., Christenhusz, M. J. M., Fay, M. F., Byng, J. W., Judd, W. S., Soltis, D. E., ... & Stevens, P. F. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1-20.
- Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117-143.
- Clarke, K. R., & Warwick, R. M. (2001). A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. *Marine ecology Progress series*, 216, 265-278.
- Coimbra-Filho, A.F. & I.G. Câmara. (1996). Os limites originais do Bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. FBCN, Rio de Janeiro.
- Concepción, E. D., Moretti, M., Altermatt, F., Nobis, M. P., & Obrist, M. K. (2015). Impacts of urbanisation on biodiversity: the role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. *Oikos*, 124(12), 1571-1582.
- CPB. Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Primatas Brasileiros. (2014). Áreas importantes para conservação de primatas no Centro de Endemismo Pernambuco 2014. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. João Pessoa. Disponível em: <www.icmbio.gov.br/cpb>. Acessado em: 01 de abril de 2020.
- Cunha, A. A., Vieira, M. V., & Grelle, C. E. (2006). Preliminary observations on habitat, support use and diet in two non-native primates in an urban Atlantic forest

- fragment: the capuchin monkey (*Cebus* sp.) and the common marmoset (*Callithrix jacchus*) in the Tijuca forest, Rio de Janeiro. *Urban Ecosystems*, 9(4), 351-359.
- de Souza Lins, P. G. A., & Ferreira, R. G. (2019). Competition during sugarcane crop raiding by blond capuchin monkeys (*Sapajus flavius*). *Primates*, 60(1), 81-91.
- Duivenvoorden, J. F. (1996). Patterns of tree species richness in rain forests of the middle Caqueta area, Colombia, NW Amazonia. *Biotropica*, 142-158.
- Estrada, A., Garber, P. A., Rylands, A. B., Roos, C., Fernandez-Duque, E., Di Fiore, A., ... & Rovero, F. (2017). Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. *Science advances*, 3(1), e1600946.
- Fahrig, L. (2017). Ecological responses to habitat fragmentation per se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48, 1-23.
- Fialho, M. S., Valença-Montenegro, M. M., da Silva, T. C. F., Ferreira, J. G., & de Oliveira Laroque, P. (2014). Ocorrência de *Sapajus flavius* e *Alouatta belzebul* no Centro de Endemismo Pernambuco. *Neotropical Primates*, 21(2), 214-219.
- Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 30 Mar. 2020.
- Fragaszy, D. M., Visalberghi, E. & Fedigan, L. M. (2004). The complete capuchin: the biology of the genus *Cebus*. Cambridge University Press.
- Freire-Filho, A. R. G. (2018). Efeitos potenciais de mudanças climáticas no padrão de atividades do macaco-prego-galego, *Sapajus flavius* (Mammalia: Cebidae). Dissertação (Mestrado). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 83 p.
- Gandolfi, S., Leitão Filho, H. D. F., & BEZERRA, C. L. F. (1995). Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Revista brasileira de biologia*, 55(4), 753-767.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., ... & Hua, F. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. *Restoration Ecology*, 27, S1-S46.
- Gentry, A. H. (1982). Patterns of neotropical plant species diversity. In: *Evolutionary biology* (pp. 1-84). Springer, Boston, MA.

- Gerwing, J. J., Schnitzer, S. A., Burnham, R. J., Bongers, F., Chave, J., DeWalt, S. J., ... & Parren, M. (2006). A standard protocol for liana censuses 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 38(2), 256-261.
- Giehl, E. L. H., & Budke, J. C. (2011). Aplicação do método científico em estudos fitossociológicos no Brasil: em busca de um paradigma. In: Felfili, J.M. et al. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 1, 23-43.
- Graipel, M. E., Cherem, J. J., Monteiro-Filho, E. L., & Carmignotto, A. P. (2017). Mamíferos da Mata Atlântica. *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica*, 391-482.
- Guedes, I. C. C. (2017). Dez anos do redescobrimento do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*): atual status da pesquisa, manejo e conservação da espécie. Monografia (Graduação). Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 49 p.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... & Cook, W. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.
- Hammer, Ø., Harper, D. A., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- Hardesty-Moore, M., Orr, D., & McCauley, D. J. (2020). Invasive plant *Arundo donax* alters habitat use by carnivores. *Biological Invasions*, 1-13.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2016) iNEXT: An R package for interpolation and extrapolation of species diversity (Hill numbers). To appear in *Methods in Ecology and Evolution*.
- Jerônimo, C. E. (2017). Crescendo em liberdade: desenvolvimento do comportamento de Forrageio em *Sapajus flavius* juvenis em fragmento de Mata Atlântica em Caaporã - PB. Monografia (Graduação). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 54 p.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113(2), 363-375.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88(10), 2427-2439.

- Jost, L. (2010). The relation between evenness and diversity. *Diversity*, 2(2), 207-232.
- Kalamandeen, M., Gloor, E., Mitchard, E., Quincey, D., Ziv, G., Spracklen, D., ... & Galbraith, D. (2018). Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia. *Scientific reports*, 8(1), 1600.
- Kleinschroth, F., & Healey, J. R. (2017). Impacts of logging roads on tropical forests. *Biotropica*, 49(5), 620-635.
- Laurance, W. F., Sayer, J., & Cassman, K. G. (2014). Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. *Trends in ecology & evolution*, 29(2), 107-116.
- Lins, P. G. A. D. S. (2015). Preferência e competição alimentar em um grupo de *Sapajus flavius* em fragmento de Mata Atlântica em Caaporã-Paraíba-Brasil. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 100 p.
- Malta, A. J. R. and A. R. M. Pontes. 2013. The simplified novel diet of the highly threatened blond capuchin in the vanishing Pernambuco endemism center. In: *Primates in Fragments*. MARSH, L. K. and C. CHAPMAN (eds.), pp. 245-257. Springer, New York.
- Marangon, L. C., Soares, J. J., & Feliciano, A. L. P. (2003). Florística arbórea da mata da pedreira, município de Viçosa, Minas Gerais. *Revista Árvore*, 27(2), 207-215.
- Marangon, G. P., Cruz, A. F., Barbosa, W. B., Loureiro, G. H., & Holanda, A. C. (2010). Dispersão de sementes de uma comunidade arbórea em um remanescente de Mata Atlântica, município de Bonito, PE. *Revista Verde*, 5(5), 80-87.
- Martins, A. B., Valença-Montenegro, M. M., Fialho, M. S., Laroque, P. A. & Di Fiore, A. (2016). Range expansion and observation of tool use by Blond Capuchin, *Sapajus flavius*, in the caatinga biome of Brazil. In: XXVI Congress of the International Primatological Society, August 25, 2016, Chicago, USA, 206-207. Abstract.
- Medeiros, K. (2015). Interação entre *Callithrix jacchus* e *Sapajus flavius* em um fragmento de Mata Atlântica da região nordeste do Brasil. Monografia (Graduação). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 64 p.
- Medeiros, K., Bastos, M., Jones, G., & Bezerra, B. (2019). Behavior, Diet, and Habitat Use by Blonde Capuchin Monkeys (*Sapajus flavius*) in a Coastal Area Prone to Flooding: Direct Observations and Camera Trapping. *International Journal of Primatology*, 40(4-5), 511-531.

- Miranda, E. E. de; (Coord.). Brasil em relevo. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <<http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>>. Acessado em: 26 Mai. 2020.
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1974). *Aims and methods of vegetation ecology*. Wiley.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: *Biodiversity hotspots* (pp. 3-22). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Neto, C. A. M. U., & Tabarelli, M. (2002). Diagnóstico e Estratégia de Conservação do Centro de Endemismo Pernambuco. *CEPAN, Recife*.
- Oliveira, A. N. D., & Amaral, I. L. D. (2004). Florística e fitossociologia de uma floresta devertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazonica*.
- Oliveira, L. S., Marangon, L. C., Feliciano, A. L. P., de Lima, A. S., Cardoso, M. D. O., & da Silva, V. F. (2011). Florística, classificação sucessional e síndromes de dispersão em um remanescente de Floresta Atlântica, Moreno-PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 6(3), 502-507.
- Oliveira, M. D. & Langguth, A. (2006). Rediscovery of Marcgraves capuchin monkey and designation of a neotype for *Simia flavia* Schreber, 1774 (Primates, Cebidae). *Boletim do Museu Nacional*, 523, 1-16.
- Oliveira, A. T. M., São Bernardo, C. S., de Melo, F. R., dos Santos-Filho, M., Peres, C. A., & Canale, G. R. (2019). Primate and ungulate responses to teak agroforestry in a southern Amazonian landscape. *Mammalian Biology*.
- Paim, F. P., Valenta, K., Chapman, C. A., Paglia, A. P., & de Queiroz, H. L. (2018). Tree community structure reflects niche segregation of three parapatric squirrel monkey species (*Saimiri* spp.). *Primates*, 59(4), 395-404.
- Palminteri, S., Powell, G. V., Asner, G. P., & Peres, C. A. (2012). LiDAR measurements of canopy structure predict spatial distribution of a tropical mature forest primate. *Remote Sensing of Environment*, 127, 98-105.
- Pinto, L. P., Bede, L. C., Fonseca, M., Lamas, I., Mesquita, C. A., Paglia, A., & Cisalpino, T. P. (2012). Mata Atlântica. In: *Biomas Brasileiros: Retratos de um País Plural*. Casa da Palavra, Conservação Internacional, Rio de Janeiro, 16-55.

- Pontes, A. R. M., A. J. R. Malta, & P. H. Asfora. (2006). A new species of capuchin monkey, Genus *Cebus* Erxleben (Cebidae, Primates): found at the very brink of extinction in the Pernambuco Endemism Centre. *Zootaxa* 1200: 1-12.
- Pott, C. M., & Estrela, C. C. (2017). Histórico ambiental: desastres ambientais e o despertar de um novo pensamento. *Estudos Avançados*, 31(89), 271-283.
- Rafidimanana, D. V., Holmes, S. M., Johnson, S. E., Louis Jr, E. E., & Rakouth, B. (2017). Relationship between vegetation characteristics and the presence of lemurs: *Varecia variegata*, *Eulemur rubriventer* and *Eulemur rufifrons* in Kianjavato forest fragments. *Lemur News*, 20.
- Rakotomamonjy, S. N., Jones, J. P. G., Razafimanahaka, J. H., Ramamonjisoa, B., & Williams, S. J. (2015). The effects of environmental education on children's and parents' knowledge and attitudes towards lemurs in rural Madagascar. *Animal Conservation*, 18(2), 157-166.
- Relva, M. A., Nunez, M. A., & Simberloff, D. (2010). Introduced deer reduce native plant cover and facilitate invasion of non-native tree species: evidence for invasional meltdown. *Biological Invasions*, 12(2), 303-311.
- Revelles, J. (2017). Archaeoecology of Neolithisation. Human-environment interactions in the NE Iberian Peninsula during the Early Neolithic. *Journal of Archaeological Science: Reports*, 15, 437-445.
- Rezende, G. C. 2014. Mico-leão-preto: a história de sucessora conservação de uma espécie ameaçada. Matrix, São Paulo.
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., ... & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4), 208-214.
- Rocha, K. D., Chaves, L. F., Marangon, L. C., & Lins, A. C. (2008). Caracterização da vegetação arbórea adulta em um fragmento de floresta atlântica, Igarassu, PE. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 3(1), 35-41.
- Rocha-Santos, L., Benchimol, M., Mayfield, M. M., Faria, D., Pessoa, M. S., Talora, D. C., ... & Cazetta, E. (2017). Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. *PloS one*, 12(4), e0175545.

- Rodrigues, K. C. (2013). Padrão de atividades, comportamento alimentar, exploração de habitat e área de vida de um grupo de *Sapajus flavius* (Schreber, 1774) (Primates, Cebidae) em um fragmento de floresta atlântica, Paraíba, Brasil. Universidade Federal da Paraíba. Rio Tinto. 57 p.
- RStudio Team. (2019). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>. Acessado em 26 Mai. 2020.
- Sandifer, P. A., Sutton-Grier, A. E., & Ward, B. P. (2015). Exploring connections among nature, biodiversity, ecosystem services, and human health and well-being: Opportunities to enhance health and biodiversity conservation. *Ecosystem services*, 12, 1-15.
- Shepherd, G. J. (2010). FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP.
- Siminski, A., Fantini, A. C., & Reis, M. S. (2013). Classificação da vegetação secundária em estágios de regeneração da Mata Atlântica em Santa Catarina. *Ciência Florestal*, 23(3), 369-378.
- SOS Mata Atlântica & INPE. (2019). Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Relatório Técnico referente ao período 2017-2018. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo. 2019.
- Souza-Alves, J. P., Thomas, W. W. & Barbosa, M. R. V. (2018). Phytosociology of angiosperms in a highly-fragmented landscape of coastal Atlantic Forest in northeastern Brazil. *Revista Nordestina da Biologia*, 26, 124-137.
- Summers, J. K., Smith, L. M., Case, J. L., & Linthurst, R. A. (2012). A review of the elements of human well-being with an emphasis on the contribution of ecosystem services. *Ambio*, 41(4), 327-340.
- Tuomisto, H. (2010). A consistent terminology for quantifying species diversity? Yes, it does exist. *Oecologia*, 164(4), 853-860.
- Turchetto, F., Araujo, M. M., Callegaro, R. M., Griebeler, A. M., Mezzomo, J. C., Berghetti, Á. L., & Rorato, D. G. (2017). Phytosociology as a tool for forest restoration: a study case in the extreme South of Atlantic Forest Biome. *Biodiversity and Conservation*, 26(6), 1463-1480.
- Valença-Montenegro, M., Bezerra, B., Fialho, M., Jerusalinsky, L., Lynch Alfaro, J. & Martins, A.B. 2020. *Sapajus flavius*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020:

e.T136253A70612866. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T136253A70612866.en>. Acessado em: 15 de setembro de 2020

- Valença-Montenegro, M. M. V. (2011). Ecologia de *Cebus flavius* (Schreber, 1774) em remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba. Tese Doutorado. Universidade de São Paulo. 131 p.
- Zhou, X., Li, X., Zhao, K., Dodson, J., Sun, N., & Yang, Q. (2011). Early agricultural development and environmental effects in the Neolithic Longdong basin (eastern Gansu). *Chinese Science Bulletin*, 56(8), 762.

Material Suplementar I

Tabela V - Lista das espécies botânicas, com suas respectivas forma de vida e classificações ecológicas, encontradas nas áreas estudadas com presença do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) em Pernambuco, nordeste do Brasil.

Família	Gênero	Espécie	Forma de Vida	Grupo Ecológico	MDM	MAA	MDD	MDB	MOP
1- Anacardiaceae	1- <i>Tapirira</i>	1- <i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Árvore	SI - TS	P	P	P	P	P
	2- <i>Thyrsodium</i>	2- <i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Árvore	SI - TS	P	P	P		P
2- Annonaceae	3- <i>Anaxagorea</i>	3- <i>Anaxagorea dolichocarpa</i> Sprague & Sandwith	Árvore	ST - TS			P		
	4- <i>Annona</i>	4- <i>Annona salzmännii</i> A.DC.	Árvore	NC			P		
		5- Annonaceae 1	Árvore	NC				P	
		6- Annonaceae 2	Árvore	NC				P	
	5- <i>Guatteria</i>	7- <i>Guatteria pogonopus</i> Mart.	Árvore	NC		P			P
		8- <i>Guatteria schomburgkiana</i> Mart.	Árvore	ST - TS	P	P	P	P	
	6- <i>Xylopia</i>	9- <i>Xylopia cf. aromatica</i>	Árvore	NC					P
		10- <i>Xylopia frutescens</i> Aubl.	Árvore	SI - TS					P
		11- Apocynaceae 1	Liana	NC		P			
		12- Apocynaceae 2	Liana	NC		P			
3- Apocynaceae	7- <i>Aspidosperma</i>	13- <i>Aspidosperma discolor</i> A.DC.	Árvore	ST - TS		P			P
		14- <i>Aspidosperma melanocalyx</i> Müll.Arg.	Árvore	NC				P	
		15- <i>Aspidosperma spruceanum</i> Benth. ex Müll.Arg.	Árvore	ST - TS		P			
	8- <i>Himatanthus</i>	16- <i>Himatanthus phagedaenicus</i> (Mart.) Woodson	Árvore	PI - NTS	P	P	P	P	P
	9- <i>Odontadenia</i>	17- <i>Odontadenia lutea</i> (Vell.) Markgr.	Lia/Arb	NC					P
	10- <i>Rauvolfia</i>	18- <i>Rauvolfia grandiflora</i> Mart. ex A.DC.	Árvore	ST - TS			P		P
	4- Aquifoliaceae	11- <i>Ilex</i>	Árvore	NC		P	P		P
	5- Araliaceae	12- <i>Didymopanax</i>	Árvore	PI - NTS	P	P			P
	6- Arecaceae	13- <i>Elaeis</i>	Palmeira	PI - NTS	P		P		
	7- Bignoniaceae	14- <i>Adenocalymma</i>	Liana	NC		P		P	P
		23- Bignoniaceae	Liana	NC					P
	15- <i>Handroanthus</i>	24- <i>Handroanthus</i> sp.	Árvore	NC					P
8- Boraginaceae	16- <i>Jacaranda</i>	25- <i>Jacaranda</i> sp.	Árvore	NC		P			
	17- <i>Cordia</i>	26- <i>Cordia nodosa</i> Lam.	Árvore	PI - NTS				P	
		27- <i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Árvore	SI - TS		P			P
		28- <i>Cordia superba</i> Cham.	Árvore	SI - TS			P		
9- Burseraceae	18- <i>Protium</i>	29- <i>Protium aracouchini</i> (Aubl.) Marchand	Árvore	SI - TS	P		P		
		30- <i>Protium catuaba</i> (Soares da Cunha) Daly & P. Fine	Árvore	NC		P			

9- Burseraceae	18- <i>Protium</i>	31- <i>Protium giganteum</i> Engl.	Árvore	ST - TS	P	P	P	P	
		32- <i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Árvore	SI - TS	P	P	P	P	P
10- Celastraceae	19- <i>Cheiloclinium</i>	33- <i>Cheiloclinium serratum</i> (Cambess.) A.C.Sm.	Liana	ST - TS				P	P
	20- <i>Monteverdia</i>	34- <i>Monteverdia distichophylla</i> (Mart. ex Reissek) Biral	Árvore	ST - TS	P		P	P	
11- Chrysobalanaceae	21- <i>Licania</i>	35- <i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	Árvore	ST - TS		P			P
		36- <i>Licania parvifolia</i> Huber	Árvore	ST - TS		P			
12- Clusiaceae	22- <i>Garcinia</i>	37- <i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi	Árvore	SI - TS		P			
	23- <i>Symphonia</i>	38- <i>Symphonia globulifera</i> L.f.	Árvore	PI - NTS			P		P
	24- <i>Tovomita</i>	39- <i>Tovomita guianensis</i> Aubl.	Árvore	ST - TS		P			
13- Connaraceae	25- <i>Connarus</i>	40- <i>Connarus aff detersus</i>	Lia/arb	NC				P	
		41- <i>Connarus blanchetti</i> Planch.	Liana	NC	P	P	P		P
14- Dilleniaceae	26- <i>Davilla</i>	42- <i>Davilla macrocarpa</i> Eichler	Liana	NC	P				P
		43- <i>Davilla nitida</i> (Vahl) Kubitzki	Liana	NC	P	P	P		P
		44- <i>Davilla</i> sp.	Liana	NC					P
15- Elaeocarpaceae	27- <i>Sloanea</i>	45- <i>Sloanea guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Árvore	NC		P	P	P	
16- Erythroxylaceae	28- <i>Erythroxylum</i>	46- <i>Erythroxylum mucronatum</i> Benth.	Árvore	NC		P	P		
		47- <i>Erythroxylum passerinum</i> Mart.	Árvore	NC					P
		48- <i>Erythroxylum</i> sp.	Árvore	NC		P			
		49- <i>Erythroxylum squamatum</i> Sw.	Árvore	ST - TS		P	P		
17- Euphorbiaceae	29- <i>Mabea</i>	50- <i>Mabea occidentalis</i> Benth.	Árvore	SI - TS		P			P
	30- <i>Aparisthmium</i>	51- <i>Aparisthmium cordatum</i> (A.Juss.) Baill.	Árvore	NC		P			
18- Fabaceae	31- <i>Albizia</i>	52- <i>Albizia pedicellaris</i> (DC.) L. Rico	Árvore	PI - NTS	P	P	P		
		53- <i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip ex Record	Árvore	SI - TS					P
	32- <i>Andira</i>	54- <i>Andira nitida</i> Mart. ex Benth.	Árvore	SI - TS				P	
	33- <i>Bowdichia</i>	55- <i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Árvore	ST - TS	P	P	P	P	P
	34- <i>Chamaecrista</i>	56- <i>Chamaecrista ensiformis</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	Árvore	SI - TS					P
	35- <i>Copaifera</i>	57- <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Árvore	ST - TS		P			
	36- <i>Dialium</i>	58- <i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Árvore	ST - TS	P	P		P	
	37- <i>Dioclea</i>	59- <i>Dioclea</i> sp. 1	Liana	NC				P	
		60- <i>Dioclea</i> sp. 2	Liana	NC					P
	-	61- Fabaceae	Árvore	NC		P			
	38- <i>Hymenaea</i>	62- <i>Hymenaea cf. oblongifolia</i>	Árvore	NC		P			
		63- <i>Hymenaea courbaril</i> L.	Árvore	ST - TS		P			
	39- <i>Inga</i>	64- <i>Inga blanchetiana</i> Benth.	Árvore	SI - TS	P				
18- Fabaceae	39- <i>Inga</i>	65- <i>Inga capitata</i> Desv.	Árvore	SI - TS			P	P	
		66- <i>Inga</i> sp. 1	Árvore	SI - TS		P	P		
		67- <i>Inga</i> sp. 2	Árvore	NC		P	P		
		68- <i>Inga thibaudiana</i> DC.	Árvore	NC	P	P	P		P

	40- <i>Machaerium</i>	69- <i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Árvore	PI - NTS					P
	41- <i>Parkia</i>	70- <i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	Árvore	ST - TS		P	P	P	
	42- <i>Plathymenia</i>	71- <i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Árvore	SI - TS			P		P
	43- <i>Schnella</i>	72- <i>Schnella outimouta</i> (Aubl.) Wunderlin	Liana	NC		P			
	44- <i>Senna</i>	73- <i>Senna quinquangulata</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Liana	PI - NTS		P			P
	45- <i>Swartza</i>	74- <i>Swartza</i> sp.	Árvore	NC				P	
	46- <i>Tachigali</i>	75- <i>Tachigali densiflora</i> (Benth.) L.G.Silva & H.C.Lima	Árvore	NC		P		P	
	47- <i>Zollernia</i>	76- <i>Zollernia paraensis</i> Huber.	Árvore	ST - TS		P			
19- Hernandiaceae	48- <i>Sparattanthelium</i>	77- <i>Sparattanthelium botocudorum</i> Mart.	Liana	NC	P				
20- Humiriaceae	49- <i>Sacoglottis</i>	78- <i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Árvore	NC			P	P	
21- Hypericaceae	50- <i>Vismia</i>	79- <i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Árvore	PI - NTS		P			
22- Lauraceae	51- <i>Ocotea</i>	80- <i>Ocotea canaliculata</i> (Rich.) Mez	Árvore	PI - NTS				P	
		81- <i>Ocotea cf. indecora</i>	Árvore	NC			P	P	
		82- <i>Ocotea divaricata</i> (Nees) Mez	Árvore	ST - TS		P			
		83- <i>Ocotea gardneri</i> (Meisn.) Mez	Árvore	ST - TS			P		
		84- <i>Ocotea glomerata</i> (Nees) Mez	Árvore	SI - TS					P
		85- <i>Ocotea limae</i> Vattimo-Gil	Árvore	NC		P	P		
		86- <i>Ocotea longifolia</i> Kunth	Árvore	SI - TS		P			P
		87- <i>Ocotea</i> sp. 1	Árvore	NC		P			
		88- <i>Ocotea</i> sp. 2	Árvore	NC					P
23- Lecythidaceae	52- <i>Eschweilera</i>	89- <i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	Árvore	PI - NTS	P	P	P	P	P
	53- <i>Lecythis</i>	90- <i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	Árvore	SI - TS					P
24- Loganiaceae	54- <i>Strychnos</i>	91- <i>Strychnos</i> sp.	Liana	NC		P			
25- Malpighiaceae	55- <i>Banisteriopsis</i>	92- <i>Banisteriopsis nummifera</i> (A.Juss.) B.Gates	Liana	NC	P	P	P	P	P
	56- <i>Byrsonima</i>	93- <i>Byrsonima sericea</i> DC.	Árvore	SI - TS	P	P	P		P
		94- <i>Byrsonima stipulacea</i> A. Juss.	Árvore	ST - TS		P			
	57- <i>Heteropterys</i>	95- <i>Heteropterys nordestina</i> Amorim	Liana	NC			P		
		96- Malpighiaceae 1	Liana	NC			P		
	-	97- Malpighiaceae 2	Liana	NC				P	
	58- <i>Niedenzuella</i>	98- <i>Niedenzuella acutifolia</i> (Cav.) W.R.Anderson	Liana	NC		P			
	59- <i>Tetrapteryx</i>	99- <i>Tetrapteryx mucronata</i> Cav.	Liana	NC				P	
26- Malvaceae	60- <i>Eriotheca</i>	100- <i>Eriotheca macrophylla</i> (K.Schum.) A.Robyns	Árvore	SI - TS		P	P	P	P
	61- <i>Luehea</i>	101- <i>Luehea ochrophylla</i> Mart.	Árvore	SI - TS	P	P			P
27- Melastomataceae	62- <i>Henriettea</i>	102- <i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	Árvore	SI - TS					P
	63- <i>Miconia</i>	103- <i>Miconia affinis</i> DC.	Árvore	PI - NTS		P			
		104- <i>Miconia amacurensis</i> Wurdack	Árvore	PI - NTS		P			
		105- <i>Miconia calvences</i> DC.	Árvore	PI - NTS		P			
		106- <i>Miconia hypoleuca</i> (Benth.) Triana	Árvore	SI - TS		P			
		107- <i>Miconia prasina</i> (Sw.) DC.	Árvore	PI - NTS	P		P		P

		108- <i>Miconia pyrifolia</i> Naudin	Árvore	PI - NTS		P	P		
		109- <i>Miconia tomentosa</i> (Rich.) D.Don	Árvore	PI - NTS			P		
		110- <i>Miconia</i> sp. 1	Árvore	NC	P				
		111- <i>Miconia</i> sp. 2	Árvore	NC					P
28- Meliaceae	64- <i>Guarea</i>	112- <i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	Árvore	ST - TS		P			
	65- <i>Trichilia</i>	113- <i>Trichilia lepidota</i> Mart.	Árvore	ST - TS	P		P	P	
		114- <i>Trichilia</i> sp.	Árvore	NC		P			
29- Menispermaceae	66- <i>Chondrodendron</i>	115- <i>Chondrodendron platiphyllum</i> (A.St.-Hil.) Miers	Liana	NC				P	
30- Moraceae	67 – <i>Artocarpus</i>	116- <i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Árvore	NC					P
	68- <i>Brosimum</i>	117- <i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber	Árvore	ST - TS	P	P	P	P	P
		118- <i>Brosimum rubescens</i> Taub.	Árvore	ST - TS		P			
	69- <i>Clarisia</i>	119- <i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav.	Arbusto	ST - TS		P			
	70- <i>Ficus</i>	120- <i>Ficus</i> sp.	Árvore	NC		P			P
	71- <i>Helicostylis</i>	121- <i>Helicostylis tomentosa</i> (Poepp. & Endl.) Rusby	Árvore	SI - TS		P	P	P	P
	72- <i>Sorocea</i>	122- <i>Sorocea guilleminiana</i> Gaudich.	Árvore	SI - TS	P				P
31- Myristicaceae	73- <i>Virola</i>	123- <i>Virola gardineri</i> (A.DC.) Warb.	Árvore	ST - TS		P			
32- Myrtaceae	74- <i>Campomanesia</i>	124- <i>Campomanesia aromatica</i> (Aubl.) Griseb.	Árvore	ST - TS					P
		125- <i>Campomanesia dichotoma</i> (O.Berg) Mattos	Árvore	ST - TS	P				
	75- <i>Eugenia</i>	126- <i>Eugenia</i> sp.1	Árvore	NC		P			
		127- <i>Eugenia</i> sp. 2	Árvore	NC		P			
		128- <i>Eugenia</i> sp. 3	Árvore	NC		P			P
	76- <i>Myrcia</i>	129- <i>Myrcia</i> sp.1	Árvore	NC		P			
		130- <i>Myrcia</i> sp.2	Árvore	NC		P			
		131- <i>Myrcia</i> sp.3	Árvore	NC		P			
		132- <i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Árvore	SI - TS	P			P	
		133- <i>Myrcia racemosa</i> (O.Berg) Kiaersk.	Árvore	NC		P	P	p	
		134- <i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Árvore	SI - TS		P	P		
32- Myrtaceae	77- <i>Myrcia</i>	135- <i>Myrcia spectralibis</i> DC.	Árvore	NC					P
		136- <i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	Árvore	SI - TS		P			
		137- Myrtaceae 1	Árvore	NC	P				
		138- Myrtaceae 2	Árvore	NC	P				
		139- Myrtaceae 3	Árvore	NC		P			
		140- Myrtaceae 4	Árvore	NC		P			
		141- Myrtaceae 5	Árvore	NC				P	
Indeterminadas		142- Indeterminada A1	Árvore	NC	P				
		143- Indeterminada A2	Árvore	NC	P				
		144- Indeterminada A3	Árvore	NC		P			
		145- Indeterminada A4	Árvore	NC		P			
		146- Indeterminada A5	Árvore	NC		P			

Indeterminadas		147- Indeterminada A6	Árvore	NC		P			
		148- Indeterminada A7	Árvore	NC		P			
		149- Indeterminada A8	Árvore	NC		P			
		150- Indeterminada A9	Árvore	NC		P			
		151- Indeterminada A10	Árvore	NC		P			
		152- Indeterminada A11	Árvore	NC		P			
		153- Indeterminada A12	Árvore	NC			P		
		154- Indeterminada A13	Árvore	NC				P	
		155- Indeterminada A14	Árvore	NC				P	
		156- Indeterminada A15	Árvore	NC				P	
		157- Indeterminada A16	Árvore	NC				P	
		158- Indeterminada A17	Árvore	NC					P
		159- Indeterminada A18	Árvore	NC					P
		160- Indeterminada A19	Árvore	NC					P
		161- Indeterminada A20	Árvore	NC					P
		162- Indeterminada A21	Árvore	NC					P
		163- Indeterminada A22	Árvore	NC					P
		164- Indeterminada A23	Árvore	NC					P
		165- Indeterminada A24	Árvore	NC					P
		166- Indeterminada A25	Árvore	NC					P
		167- Indeterminada L1	Liana	NC	P				
		168- Indeterminada L2	Liana	NC		P			
		169- Indeterminada L3	Liana	NC		P			
		170- Indeterminada L4	Liana	NC		P			
		171- Indeterminada L5	Liana	NC		P			
		172- Indeterminada L6	Liana	NC		P			
		173- Indeterminada L7	Liana	NC		P			
		174- Indeterminada L8	Liana	NC		P			
		175- Indeterminada L9	Liana	NC		P			
		176- Indeterminada L10	Liana	NC			P		
		177- Indeterminada L11	Liana	NC			P		
		178- Indeterminada L12	Liana	NC			P		
		179- Indeterminada L13	Liana	NC					P
		180- Indeterminada L14	Liana	NC					P
33- Nyctaginaceae	78- <i>Guapira</i>	181- <i>Guapira</i> cf. <i>laxa</i> (Netto) Furlan	Árvore	NC					P
34- Ochnaceae	79- <i>Ouratea</i>	182- <i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Árvore	SI - TS	P		P		P
		183- <i>Ouratea polygyna</i> Engl.	Árvore	NC		P			P
35- Passifloraceae	80- <i>Passiflora</i>	184- <i>Ouratea</i> sp.	Árvore	NC					P
		185- <i>Passiflora contracta</i> Vitta	Liana	NC	P	P			

		186- <i>Passiflora</i> sp. 1	Liana	NC	P					
		187- <i>Passiflora</i> sp. 2	Liana	NC						P
36- Peraceae	81- <i>Chaetocarpus</i>	188- <i>Chaetocarpus myrsinites</i> Baill.	Árvore	PI - NTS	P					
		189- <i>Chaetocarpus</i> sp.	Árvore	NC						P
	82- <i>Pera</i>	190- <i>Pera glabrata</i> (Schott) Baill.	Árvore	ST - TS				P		
	-	191- Peraceae	Árvore	NC			P			
	83- <i>Pogonophora</i>	192- <i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	Árvore	ST - TS	P			P	P	P
37- Phyllanthaceae	84- <i>Hyeronima</i>	193- <i>Hyeronima oblonga</i> (Tul.) Müll.Arg.	Árvore	SI - TS			P			P
	85- <i>Phyllanthus</i>	194- <i>Phyllanthus</i> sp.	Árvore	NC						P
38- Picramniaceae	86- <i>Picramnia</i>	195- <i>Picramnia</i> sp.	Árvore	NC				P		
39- Polygonaceae	87- <i>Coccoloba</i>	196- <i>Coccoloba lucidula</i> Benth.	Liana	NC	P				P	
		197- <i>Coccoloba mollis</i> Casar.	Árvore	SI - TS				P		
		198- <i>Coccoloba parimensis</i> Benth.	Liana	NC	P		P	P		P
		199- <i>Coccoloba striata</i> Benth.	Liana	NC	P				P	P
40- Primulaceae	88- <i>Myrsine</i>	200- <i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Árvore	SI - TS						P
41- Proteaceae	89- <i>Roupala</i>	201- <i>Roupala</i> sp.	Árvore	NC				P		
42- Quiinaceae	90- <i>Quiina</i>	202- <i>Quiina cruegeriana</i> Griseb.	Árvore	SI - TS			P			
43- Ranunculaceae	91- <i>Clematis</i>	203- <i>Clematis dioica</i> L.	Liana	NC						P
44- Rubiaceae	92- <i>Alseis</i>	204- <i>Alseis pickelii</i> Pilg. & Schmale	Árvore	SI - TS	P			P		
44- Rubiaceae	93- <i>Amaioua</i>	205- <i>Amaioua glomerulata</i> (Lam. ex Poir.) Delprete & C.Persson	Árvore	SI - TS			P			
	94- <i>Coffea</i>	206- <i>Coffea arabica</i> L.	Arbusto	SI - TS						P
	95- <i>Malanea</i>	207- <i>Malanea</i> Aubl. sp.	Liana	NC	P					P
	96- <i>Palicourea</i>	208- <i>Palicourea</i> sp. 1	Árvore	NC			P			
		209- <i>Palicourea</i> sp. 2	Árvore	NC						P
	97- <i>Psychotria</i>	210- <i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Árvore	ST - TS	P			P		
		211- Rubiaceae 1	Árvore	NC			P			
		212- Rubiaceae 2	Árvore	NC						P
		213- Rubiaceae 3	Liana	NC				P		
		214- <i>Tocoyena sellowiana</i> (Cham. & Schltdl.) K.Schum.	Árvore	NC			P			
45- Salicaceae	98- <i>Casearia</i>	215- <i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Árvore	SI - TS			P			
		216- <i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Árvore	PI - NTS	P					P
46- Sapindaceae	99- <i>Allophylus</i>	217- <i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Árvore	PI - NTS	P					
	100- <i>Cupania</i>	218- <i>Cupania emarginata</i> Cambess.	Árvore	PI - NTS			P	P		
		219- <i>Cupania impressinervia</i> Acev.-Rodr.	Árvore	PI - NTS				P	P	P
		220- <i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Árvore	SI - TS			P			P
		221- <i>Cupania Racemosa</i> (Vell.) Radlk.	Árvore	SI - TS				P		P
		223- <i>Cupania</i> sp.	Árvore	NC	P					

47- Sapotaceae	101- <i>Paullinia</i>	224- <i>Paullinia</i> sp.	Liana	NC						P
		225- <i>Paullinia trigonia</i> Vell.	Liana	NC	P					
	102- <i>Serjania</i>	226- <i>Serjania multiflora</i> Cambess.	Liana	NC						P
		227- <i>Serjania paucidentata</i> DC.	Liana	PI - NTS	P	P	P			P
		228- <i>Serjania salzmänniana</i> Schltdl	Liana	NC	P					
	103- <i>Talisia</i>	229- <i>Talisia retusa</i> Cowan	Árvore	ST - TS		P	P	P		
	104- <i>Manilkara</i>	230- <i>Manilkara dardanoi</i> Ducke	Árvore	ST - TS			P			
		231- <i>Manilkara</i> sp.	Árvore	NC	P					
	105- <i>Pouteria</i>	232- <i>Pouteria bangii</i> (Rusby) T.D.Penn.	Árvore	ST - TS		P	P	P		
		233- <i>Pouteria cf. reticulata</i>	Árvore	NC		P				
		234- <i>Pouteria gardneri</i> (Mart. & Miq.) Baehni	Árvore	ST - TS		P	P			
		235- <i>Pouteria grandiflora</i> (A.DC.) Baehni	Árvore	ST - TS		P		P	P	
		236- <i>Pouteria</i> sp.	Árvore	NC		P	P			
		237- <i>Pouteria torta</i> (Mart.) Radlk.	Árvore	ST - TS						P
	106- <i>Pradosia</i>	238- <i>Pradosia lactescens</i> (Vell.) Radlk.	Árvore	ST - TS	P					
48- Schoepfiaceae	107- <i>Schoepfia</i>	239- <i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	Árvore	SI - TS		P				
49- Simaroubaceae	108- <i>Simarouba</i>	240- <i>Simarouba amara</i> Aubl.	Árvore	SI - TS			P		P	
50- Siparunaceae	109- <i>Siparuna</i>	241- <i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Árvore	SI - TS					P	
51- Smilacaceae	110- <i>Smilax</i>	242- <i>Smilax</i> sp.	Liana	NC					P	
52- Solanaceae	111- <i>Brunfelsia</i>	243- <i>Brunfelsia</i> sp.	Árvore	NC					P	
53- Stemonuraceae	112- <i>Discophora</i>	244- <i>Discophora guianensis</i> Miers	Árvore	NC		P				
54- Urticaceae	113- <i>Cecropia</i>	245- <i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Árvore	PI - NTS		P				
55- Violaceae	114- <i>Amphirrhox</i>	246- <i>Amphirrhox longifolia</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	Árvore	NC					P	
	115- <i>Paypayrola</i>	247- <i>Paypayrola blanchetiana</i> Tul.	Árvore	SI - TS		P				
56- Vitaceae	116- <i>Cissus</i>	248- <i>Cissus</i> sp.	Liana	NC		P			P	

Fontes: Brandão et al. (2009); Flora Brasil (2020); Gandolfi et al. (1995); Marangon et al. (2010); Oliveira et al. (2011);

Material Suplementar II

Tabela VI - Análise de Porcentagem da Similaridade (SIMPER) para quantificar a contribuição relativa de cada espécie de árvore entre as áreas.

Taxon (Contrib. %)	MDM vs MAA	MDM vs MDD	MDM vs MDB	MDM vs MOP	MAA vs MDD	MAA vs MDB	MAA vs MOP	MDD vs MDB	MDD vs MOP	MDB vs MOP
1	Pogonophora schomburgkiana (14%)	Eschweilera ovata (13%)	Eschweilera ovata (13%)	Pogonophora schomburgkiana (16%)	Pogonophora schomburgkiana (9%)	Pogonophora schomburgkiana (8%)	Artocarpus heterophyllus (9%)	Pogonophora schomburgkiana (8%)	Artocarpus heterophyllus (10%)	Artocarpus heterophyllus (10%)
2	Eschweilera ovata (12%)	Pogonophora schomburgkiana (12%)	Pogonophora schomburgkiana (13%)	Eschweilera ovata (14%)	Eschweilera ovata (5%)	Tovomita brevistaminea (5%)	Tovomita brevistaminea (5%)	Eschweilera ovata (6%)	Pogonophora schomburgkiana (9%)	Pogonophora schomburgkiana (8%)
3	Tovomita brevistaminea (4%)	Protium heptaphyllum (5%)	Thyrsodium spruceanum (5%)	Artocarpus heterophyllus (9%)	Tovomita brevistaminea (5%)	Eschweilera ovata (5%)	Thyrsodium spruceanum (4%)	Protium heptaphyllum (5%)	Eschweilera ovata (5%)	Eschweilera ovata (5%)
4	Thyrsodium spruceanum (4%)	Thyrsodium spruceanum (4%)	Protium giganteum (4%)	Thyrsodium spruceanum (4%)	Protium heptaphyllum (4%)	Protium giganteum (4%)	Tapirira guianensis (2%)	Protium giganteum (5%)	Protium heptaphyllum (5%)	Thyrsodium spruceanum (4%)
5	Banisteriopsis nummifera (2%)	Protium giganteum (4%)	Banisteriopsis nummifera (3%)	Banisteriopsis nummifera (3%)	Thyrsodium spruceanum (3%)	Sloanea guianensis (3%)	Helicostylis tomentosa (2%)	Albizia pedicellaris (3%)	Thyrsodium spruceanum (3%)	Protium giganteum (4%)
6	Coccoloba parimensis (2%)	Albizia pedicellaris (3%)	Sloanea guianensis (3%)	Coccoloba parimensis (2%)	Protium giganteum (3%)	Myrcia guianensis (2%)	Eschweilera ovata (2%)	Sloanea guianensis (3%)	Protium giganteum (3%)	Sloanea guianensis (2%)
7	Protium heptaphyllum (2%)	Banisteriopsis Nummifera (3%)	Protium heptaphyllum (3%)	Serjania paucidentata (2%)	Albizia pedicellaris (3%)	Thyrsodium spruceanum (2%)	Adenocalymma comosum (2%)	Tapirira guianensis (3%)	Albizia pedicellaris (3%)	Myrcia guianensis (2%)
8	Helicostylis tomentosa (2%)	Coccoloba parimensis (3%)	Coccoloba parimensis (3%)	Tapirira guianensis (2%)	Guatteria schomburgkiana (2%)	Tapirira guianensis (2%)	Virola gardineri (2%)	Myrcia guianensis (3%)	Tapirira guianensis (2%)	Tapirira guianensis (2%)

9	Serjania paucidentata (2%)	Tapirira guianensis (3%)	Tapirira guianensis (3%)	Protium heptaphyllum (2%)	Tapirira guianensis (2%)	Helicostylis tomentosa (2%)	Cupania impressinervia (1%)	Guatteria schomburgkiana (3%)	Guatteria schomburgkiana (2%)	Adenocalymma comosum (2%)
10	Tapirira guianensis (2%)	Guatteria schomburgkiana (3%)	Myrcia guianensis (3%)	Adenocalymma comosum (2%)	Helicostylis tomentosa (2%)	Pouteria bangii (2%)	Brosimum guianense (1%)	Pouteria gardneri (2%)	Cupania racemosa (2%)	Parkia pendula (2%)

Material Suplementar III

Tabela VII - Lista dos gêneros previamente conhecidos como recurso alimentar consumidos pelo macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) e gêneros compatíveis com a lista encontrados em cada área estudada com presença da espécie em Pernambuco, nordeste do Brasil.

Nº	GÊNEROS CONSUMIDOS	GÊNEROS MDM	GÊNEROS MAA	GÊNEROS MDD	GÊNEROS MDB	GÊNEROS MOP
1	<i>Acosmium</i>	<i>Bowdichia</i>	<i>Bowdichia</i>	<i>Annona</i>	<i>Andira</i>	<i>Artocarpus</i>
2	<i>Acrocomia</i>	<i>Brosimum</i>	<i>Brosimum</i>	<i>Bowdichia</i>	<i>Bowdichia</i>	<i>Bowdichia</i>
3	<i>Anacardium</i>	<i>Byrsonima</i>	<i>Byrsonima</i>	<i>Brosimum</i>	<i>Brosimum</i>	<i>Brosimum</i>
4	<i>Andira</i>	<i>Campomanesia</i>	<i>Cecropia</i>	<i>Byrsonima</i>	<i>Coccoloba</i>	<i>Byrsonima</i>
5	<i>Annona</i>	<i>Coccoloba</i>	<i>Coccoloba</i>	<i>Coccoloba</i>	<i>Cupania</i>	<i>Campomanesia</i>
6	<i>Apuleia</i>	<i>Cupania</i>	<i>Cupania</i>	<i>Cupania</i>	<i>Eschweilera</i>	<i>Chamaecrista</i>
7	<i>Artocarpus</i>	<i>Davilla</i>	<i>Davilla</i>	<i>Davilla</i>	<i>Guatteria</i>	<i>Coccoloba</i>
8	<i>Averrhoa</i>	<i>Didymopanax</i>	<i>Didymopanax</i>	<i>Elaeis</i>	<i>Himatanthus</i>	<i>Coffea</i>
9	<i>Bactris</i>	<i>Elaeis</i>	<i>Erythroxylum</i>	<i>Erythroxylum</i>	<i>Inga</i>	<i>Cupania</i>
10	<i>Bowdichia</i>	<i>Eschweilera</i>	<i>Eschweilera</i>	<i>Eschweilera</i>	<i>Monteverdia</i>	<i>Davilla</i>
11	<i>Brosimum</i>	<i>Guapira</i>	<i>Eugenia</i>	<i>Guapira</i>	<i>Myrcia</i>	<i>Didymopanax</i>
12	<i>Buchevania</i>	<i>Guatteria</i>	<i>Ficus</i>	<i>Guatteria</i>	<i>Ocotea</i>	<i>Erythroxylum</i>
13	<i>Byrsonima</i>	<i>Himatanthus</i>	<i>Guatteria</i>	<i>Heteropterys</i>	<i>Parkia</i>	<i>Eschweilera</i>
14	<i>Campomanesia</i>	<i>Inga</i>	<i>Himatanthus</i>	<i>Himatanthus</i>	<i>Pogonophora</i>	<i>Eugenia</i>
15	<i>Caraipa</i>	<i>Luehea</i>	<i>Hymenaea</i>	<i>Inga</i>	<i>Pouteria</i>	<i>Ficus</i>
16	<i>Cecropia</i>	<i>Manilkara</i>	<i>Inga</i>	<i>Manilkara</i>	<i>Protium</i>	<i>Guapira</i>
17	<i>Chamaecrista</i>	<i>Miconia</i>	<i>Licania</i>	<i>Miconia</i>	<i>Sacoglottis</i>	<i>Guatteria</i>
18	<i>Chrysobalanus</i>	<i>Monteverdia</i>	<i>Luehea</i>	<i>Monteverdia</i>	<i>Sloanea</i>	<i>Himatanthus</i>
19	<i>Clitoria</i>	<i>Myrcia</i>	<i>Miconia</i>	<i>Myrcia</i>	<i>Talisia</i>	<i>Inga</i>
20	<i>Coccoloba</i>	<i>Passiflora</i>	<i>Myrcia</i>	<i>Ocotea</i>	<i>Tapirira</i>	<i>Lecythis</i>
21	<i>Coffea</i>	<i>Paullinia</i>	<i>Ocotea</i>	<i>Parkia</i>	<i>Trichilia</i>	<i>Licania</i>
22	<i>Conchocarpus</i>	<i>Pogonophora</i>	<i>Parkia</i>	<i>Pera</i>		<i>Luehea</i>
23	<i>Couepia</i>	<i>Protium</i>	<i>Passiflora</i>	<i>Pogonophora</i>		<i>Miconia</i>
24	<i>Citrullus</i>	<i>Sparattanthelium</i>	<i>Pouteria</i>	<i>Pouteria</i>		<i>Myrcia</i>

25	<i>Cupania</i>	<i>Tapirira</i>	<i>Protium</i>	<i>Protium</i>	<i>Ocotea</i>
26	<i>Davilla</i>	<i>Thyrsodium</i>	<i>Schoepfia</i>	<i>Sacoglottis</i>	<i>Passiflora</i>
27	<i>Dendrocalamus</i>	<i>Trichilia</i>	<i>Sloanea</i>	<i>Simarouba</i>	<i>Paullinia</i>
28	<i>Didymopanax</i>		<i>Talisia</i>	<i>Sloanea</i>	<i>Pogonophora</i>
29	<i>Elaeis</i>		<i>Tapirira</i>	<i>Symphonia</i>	<i>Pouteria</i>
30	<i>Erythroxylum</i>		<i>Thyrsodium</i>	<i>Talisia</i>	<i>Protium</i>
31	<i>Escheweilera</i>		<i>Tocoyena</i>	<i>Tapirira</i>	<i>Simarouba</i>
32	<i>Eugenia</i>		<i>Trichilia</i>	<i>Thyrsodium</i>	<i>Symphonia</i>
33	<i>Ficus</i>		<i>Virola</i>	<i>Trichilia</i>	<i>Tapirira</i>
34	<i>Genipa</i>				<i>Thyrsodium</i>
35	<i>Guapira</i>				<i>Xylopia</i>
36	<i>Gurania</i>				
37	<i>Guattarda</i>				
38	<i>Guatteria</i>				
39	<i>Gustavia</i>				
40	<i>Hancornia</i>				
41	<i>Himatanthus</i>				
42	<i>Homalolepis</i>				
43	<i>Hymenaea</i>				
44	<i>Inga</i>				
45	<i>Lecythis</i>				
46	<i>Licania</i>				
47	<i>Luehea</i>				
48	<i>Lundia</i>				
39	<i>Malpighia</i>				
50	<i>Mangifera</i>				
51	<i>Manilkara</i>				
52	<i>Marcgravia</i>				
53	<i>Miconia</i>				
54	<i>Mimosa</i>				

-
- 55 *Mollinedia*
 - 56 *Monteverdia*
 - 57 *Monstera*
 - 58 *Myrcia*
 - 59 *Ocotea*
 - 60 *Parkia*
 - 61 *Passiflora*
 - 62 *Paullinia*
 - 63 *Pera*
 - 64 *Pilosocereus*
 - 65 *Piptadenia*
 - 66 *Pogonophora*
 - 67 *Pouteria*
 - 68 *Protium*
 - 69 *Psidium*
 - 70 *Rhizophora*
 - 71 *Sacoglottis*
 - 72 *Sapium*
 - 73 *Schoepfia*
 - 74 *Simarouba*
 - 75 *Sloanea*
 - 76 *Solanum*
 - 77 *Sparattanthelium*
 - 78 *Spondias*
 - 79 *Stigmaplylium*
 - 80 *Syagrus*
 - 81 *Symphonia*
 - 82 *Syzygium*
 - 83 *Talisia*
 - 84 *Tapirira*

-
- 85 *Tetracera*
- 86 *Thyrsodium*
- 87 *Tocoyena*
- 88 *Trichilia*
- 89 *Virola*
- 90 *Xylopia*
- 91 *Ziziphus*
-

Fontes: Bastos (2012), Bastos (2018), Freire-Filho (2018), Jerônimo (2017), Malta & Pontes (2013), Medeiros (2015), Medeiros (2019), Lins (2015), Rodrigues (2013), Valença-Montenegro (2011).

CENSO POPULACIONAL DO MACACO-PREGO-GALEGO (*Sapajus flavius*) E DE MAMÍFEROS NÃO-VOADORES EM UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA NO NORDESTE DO BRASIL

Resumo

Os censos populacionais são um instrumento chave na elaboração e avaliação de programas de conservação de espécies ameaçadas devido a compreensão da dinâmica das populações. Diante dessa necessidade, através do método de transecção linear, este estudo estimou o tamanho populacional, abundância relativa e densidade do ameaçado macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*), como foco principal, entre outros mamíferos não-voadores de um fragmento de Mata Atlântica no nordeste do Brasil. Foram percorridos 139,05 km e registrados 105 avistamentos de oito espécies de mamíferos não-voadores pertencentes a quatro Ordens. Destas, a ordem Primates é a que possui a maior frequência de avistamentos (70%), incluindo o *Callithrix jacchus* (N = 65) e o *Sapajus flavius* (N = 9). Exceto *C. jacchus*, todas as demais espécies não apresentaram um número ideal de avistamentos que viabilizassem estimativas confiáveis. *Callithrix jacchus* apresentou uma densidade grupos de 40,6/km² (26,5-62,2 – IC 95%), densidade de indivíduos de 82,5/km² (52,7-129,1 – IC 95%) e um número total de indivíduos estimado em 281 (179-439 – IC 95%). O tamanho médio de grupo, para as espécies que apresentam esse comportamento social, foi de 8,2 ($\pm 5,0$) indivíduos para *S. flavius*, 1,9 ($\pm 1,1$) para *C. jacchus*, e 3,8 ($\pm 1,8$) para *Nasua nasua*. Foi possível identificar uma diferença significativa no uso do estrato arbóreo em concordância com o tamanho do corpo, onde, espécies de maior porte utilizaram estratos mais altos da floresta, e espécies de menor porte os mais baixos. Embora não tenha tido uma versatilidade nos comportamentos registrados para as espécies, a frequência de alguns deles (locomoção e fuga) variaram entre as espécies. Um potencial fator causador do baixo número de mamíferos parece ser a influência antrópica (presença de armadilhas, corte seletivo de madeira, poluição sonora e vestígios de atividades recreativas) dentro do fragmento. Embora a mastofauna local ainda pareça ser pouco conhecida, as espécies encontradas aqui podem contribuir com a manutenção do hábitat e com a sobrevivência dos diferentes organismos.

Palavras-chave: Conservação. Primata. Transecção linear.

Introdução

A conservação da biodiversidade é essencial para a manutenção de serviços ecossistêmicos que garantem a sobrevivência de espécies e a qualidade de vida humana. Para alcançar a conservação da biodiversidade, as partes interessadas devem trabalhar sob uma agenda comum para implementar ações que visem proteger seus diferentes aspectos (Bisseleua et al., 2009; Tilman et al., 2014). A tomada eficaz de decisões sobre conservação é guiada por informações científicas sobre espécies (Mace et al., 2012), as quais são o símbolo da conservação (Rylands & Mittermeier, 2014). Portanto, os dados da linha de base das espécies e suas populações são fundamentais para a conservação da biodiversidade.

Cruciais para o entendimento da dinâmica populacional de uma espécie ao longo do tempo, os censos populacionais são instrumentos básicos na elaboração de programas de conservação de espécies ameaçadas. Além disso, servem de base para avaliação do progresso obtido através das ações realizadas (Rezende, 2014). Tal informação tem se tornado indispensável, principalmente no atual cenário, no qual as florestas tropicais se encontram continuamente pressionadas pela perda e fragmentação de seus habitats (Haddad et al., 2015; Brinck et al., 2017; Rocha-Santos et al., 2017; Kalamandeen et al., 2018). Uma vez que as populações se encontram isoladas em fragmentos de vegetação nativa, inseridos em uma matriz alterada, pode ocorrer limitação e/ou obstrução do fluxo gênico, que por consequência desencadeará um processo de endogamia, levando a redução do número de indivíduos e vivabilidade de manutenção das mesmas (Lourenço et al., 2017; Higuchi et al., 2018; Kardos et al., 2018). Esse tipo de pressão traz consequências sobre padrões de migração/dispersão, recolonização e desestabiliza o sistema de metapopulações, tornando as populações mais vulneráveis geneticamente e demograficamente, potencializando os riscos de extinção e/ou provocando o processo de defaunação, onde há diminuição da riqueza, diversidade ou biomassa da fauna local (Lourenço et al., 2017; Bogoni et al., 2018; Kardos et al., 2018).

Diversos estudos tem buscado avaliar parâmetros demográficos das populações de mamíferos em fragmentos florestais na Mata Atlântica (Chiarello, 1999; Chiarello, 2000; Passamani & Fernandez, 2001; Brocardo et al., 2012). Nessas áreas, na maioria das vezes pequenas, isoladas e com um acentuado impacto antropogênico, ainda persiste uma elevada biodiversidade (Mittermeier et al., 2011). A Mata Atlântica brasileira estende-se por 17 estados, cobrindo uma área original de aproximadamente 1.315.460 Km², equivalente a 15% do território nacional (Pinto et al., 2012). Devido a toda essa extensão, somada a ampla variação altitudinal, apresenta condições ambientais altamente heterogêneas, favorecendo

uma elevada taxa de diversidade e endemismo (Mittermeier et al., 2011). Mesmo já tendo perdido 72% de sua cobertura vegetal original (Rezende et al., 2018), a flora e fauna da Mata Atlântica pode incluir entre 1 e 8% de todas as espécies do mundo (Silva & Casteleti, 2003). No nordeste brasileiro a porção de Mata Atlântica é aquela que, historicamente, tem sofrido a maior degradação, devido à ocupação humana e aos ciclos de exploração do uso da terra (Coimbra-Filho & Câmara, 1996; Neto & Tabarelli, 2002). Localizado ao norte do rio São Francisco, a região biogeográfica conhecida como Centro de Endemismo Pernambuco (CEP) possui uma área original estimada em 56.400 km (Neto & Tabarelli, 2002). Segundo Tabarelli & Roda (2005), o CEP pode ser considerado um *hotspot* dentro de um dos maiores *hotspots* da conservação mundial.

Atualmente, 321 espécies de mamíferos podem ser encontradas na Mata Atlântica brasileira, sendo 89 delas endêmicas e 129 ameaçadas (Graipel et al., 2017). Destas 321 espécies, 26 (8,1%) são de primatas, sendo 19 delas são endêmicas e 20 estão categorizadas em algum dos níveis de ameaça (Graipel et al., 2017). Dentre os primatas ameaçados da Mata Atlântica temos o Ameaçado macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*) (Brasil, 2014, Valença-Montenegro et al., 2020). A espécie foi redescoberta em 2006, em um fragmento florestal no estado de Pernambuco (Oliveira & Langguth, 2006; Pontes et al., 2006). Das pouco mais de 30 populações registradas até o momento para a espécie, 29 estão presentes em fragmentos de Mata Atlântica do CEP (Fialho et al., 2014). As demais estão localizadas em remanescentes de floresta tropical sazonalmente seca na Caatinga (Martins et al., 2016). Em Pernambuco, especificamente, a espécie possui registro de ocorrência em seis fragmentos, sendo o segundo estado com maior número de populações da espécie, depois da Paraíba, que possui 18 pontos de ocorrência (Fialho et al., 2014).

Como medida de política pública, a espécie figura entre as seis espécies do Plano de Ação Nacional para conservação de Primatas no Nordeste (PAN PriNe) estabelecido desde 2011. Este plano traz, como umas de suas metas, a manutenção de populações viáveis para cada espécie alvo com suporte de manejo demográfico e genético (Brasil, 2011), entre outras. Na revisão aos 10 anos da redescoberta do macaco-prego-galego, Guedes (2017) identificou que dados demográficos sobre as populações da espécie ainda são escassos. Dezesete das 29 populações deste primata, distribuídas ao longo do CEP, não apresentam quaisquer informações a seu respeito, e apenas quatro contam com estimativas do número de indivíduos por contagem direta (Guedes, 2017). Das seis áreas de ocorrência da espécie em Pernambuco,

apenas três delas apresentam dados relacionados a estimativas de tamanho populacional (Malta & Pontes, 2013; Bezerra et al. 2014; Bastos et al., 2015; Jerônimo, 2017).

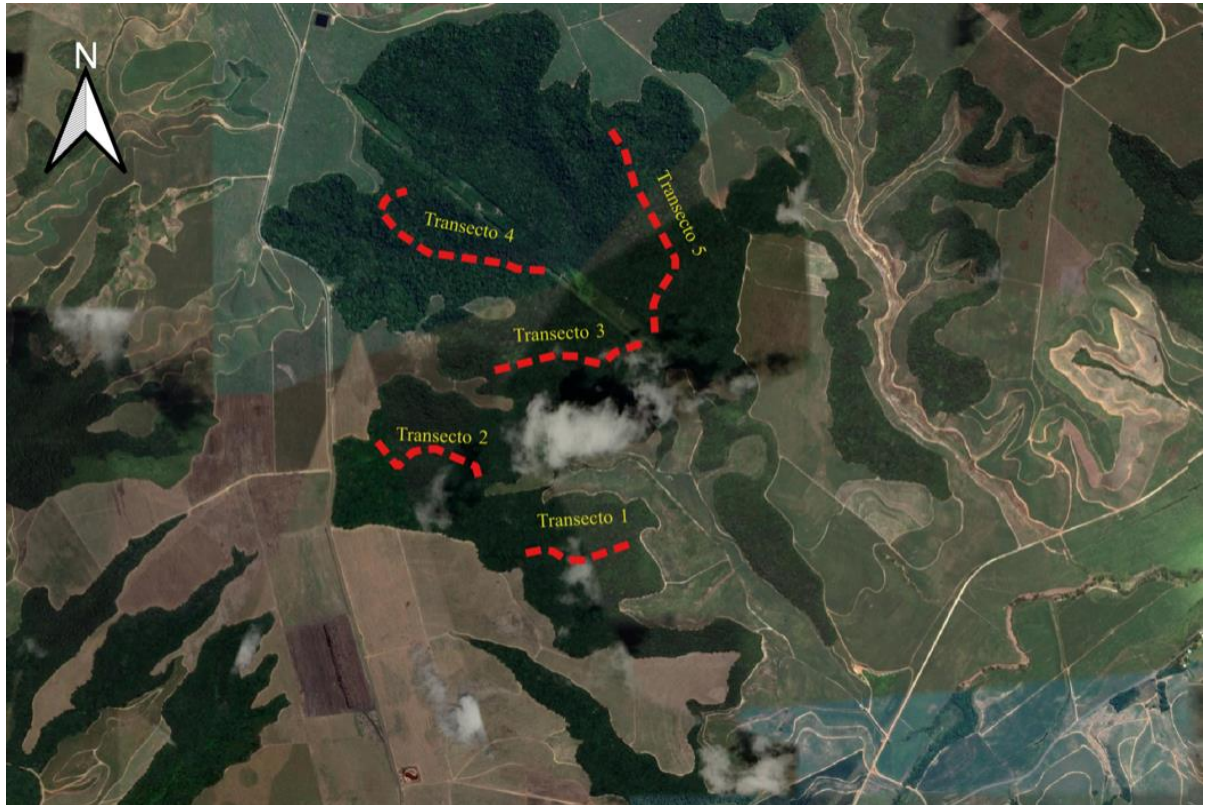
Diante da necessidade de se obter dados a partir de procedimentos metodológicos direcionados para estimar o tamanho populacional de mamíferos não-voadores (ver Peres, 1999, Chiarello, 2000, Oliveira et al., 2019) este estudo tem como foco principal o macaco-prego-galego, entretanto, dados relacionados à mamíferos não-voadores também foram obtidos. Assim, especificamente buscaremos verificar: i) a abundância relativa das espécies de mamíferos não-voadores dentro do remanescente florestal, ii) a densidade de grupos e indivíduos dos mamíferos encontradas na área de estudo, iii) o uso do estrato vertical pelas diferentes espécies arborícolas, e iv) registros preliminares dos comportamentais de cada espécie de mamífero.

Metodologia

Área de estudo

O estudo foi conduzido no fragmento de Mata Atlântica conhecido como Mata dos Macacos (07°46'39.4"S - 35°00'46.8"O), localizado na Usina São José, no município de Igarassu, Pernambuco (Figura 1). O fragmento possui 340 ha de floresta estacional semidecidual com estágios inicial e tardio de regeneração (Veloso et al., 1991). A densidade de árvores e lianas é 22,3 indivíduos/km², com árvores com área basal média de 5,1 m² (ver Capítulo I), e apresenta uma elevada riqueza de espécies de árvores das famílias Leguminosae, Myrtaceae, Melastomataceae e Malvaceae (Melo et al., 2011). O fragmento apresenta um formato irregular e se encontra inserido em uma matriz de cana-de-açúcar. A região apresenta clima tropical quente e úmido, do tipo As' (Alvares et al. 2013), com estação chuvosa entre abril e agosto e período seco predominantemente entre novembro e dezembro (CPRH, 2003). A precipitação média anual total e a temperatura mensal são 1687 mm e 25°C, respectivamente (Schessl et al., 2008).

Figura I - Imagem aérea demonstrando o fragmento de Mata Atlântica conhecido como Mata dos Macacos, localizada na Usina São José, Igarassu, Pernambuco. As linhas pontilhadas em vermelho representam os cinco transectos utilizados para o levantamento de mamíferos na área.



Levantamento por transecção linear

Foram estabelecidos cinco transectos (T1, T2, T3, T4 e T5) com dimensões de 500, 550, 700, 1000 e 1050 m, respectivamente, totalizando 3,8 km de trilhas (Figura 1). A pedido da gerência da usina, não foram abertas novas trilhas na mata, sendo utilizados caminhos de antigas estradas desativadas para a disposição dos transectos. Todos os transectos foram marcados a cada 50 m com fitas numeradas e georreferenciado com o auxílio de um GPS de mão (Garmin 60CSx).

Os transectos foram percorridos de dezembro de 2018 até junho de 2019, em ambos os sentidos (seguindo Martins, 2005 e Chagas & Ferrari, 2011), nos turnos da manhã (06:30h as 11:59h) e tarde (12:00h as 16:30h) pela pesquisadora com um assistente de campo a uma velocidade de $\sim 1,5\text{km/h}$. Quando a transecção foi repetida em direção inversa, a caminhada foi iniciada pelo menos 30 minutos depois de chegar ao final da trilha, visando não obter falsas replicações e sim um aumento da amostra (ver Ferrari, 2002). Se um animal ou grupo com composição similar fosse avistado na volta, no mesmo ponto da trilha que tinha sido

previamente registrado, o segundo registro era descartado. De acordo com Ferrari (2002), a mobilidade acentuada dos mamíferos garante a independência de levantamentos repetidos. Os transectos foram percorridos em ordem inversa nos dias consecutivos visando evitar o enviesamento da amostragem. A cada 50 m foram feitas paradas de 10 segundos para observações gerais no entorno. Como chuva e ventos fortes tendem a atrapalhar as observações, as caminhadas eram interrompidas quando o clima apresentava tais condições.

Foram anotados o dia, horário de início e término da caminhada em cada transecto, condição do tempo (Ensolarado/Nublado), número do transecto e o sentido no qual o transecto foi percorrido. Ao avistar indivíduo(s) da espécie alvo, bem como de outras espécies de mamíferos, foram tomadas as seguintes informações: i) horário do avistamento; ii) espécie observada; iii) tamanho do grupo (para os animais que vivem em grupos) e composição, quando possível; iv) posição da trilha em que o primeiro animal foi avistado; v) distância perpendicular (metros) do primeiro animal avistado em relação ao transecto; vi) estimativa da altura em que o animal (arborícola) foi avistado, e se possível vii) comportamento (descanso, locomoção, alimentação, vocalização) via todas as ocorrências (Altmann, 1974).

Análise dos dados

Primeiramente, os dados coletados foram compilados dentro de uma amostra geral e posteriormente em dados para cada espécie de mamífero. Quando necessário, foi usada estatística descritiva (média $\pm$ desvio padrão) para a apresentação dos dados. A abundância relativa dos mamíferos registrados no remanescente foi baseada número de avistamentos por 10 km percorridos. Com relação as estimativas da densidade de indivíduos e de grupos, dois procedimentos foram adotados para estimar a largura efetiva da transecção: o método qualitativo de Kelker e a abordagem quantitativa fornecida pelo Distance (NRC, 1981; Thomas et al., 2006), baseada em funções de avistamentos.

No método Kelker a largura efetiva da transecção foi estimada com base na identificação da distância perpendicular máxima confiável. Neste método, a densidade de grupos e indivíduos é estimada através do número de avistamentos (n), da distância perpendicular (w) e da distância percorrida nas transecções (L), com a seguinte fórmula: $D = n/2Ld$, onde d é a largura efetiva da transecção, ou seja, a largura efetiva onde os animais são registrados com confiança. Para utilizar o método quantitativo, Distance, é preciso que as espécies registradas apresentem um número mínimo de registros (40 avistamentos) e/ou

quilometragem de trilha percorrida (100 km) (Buckland et al., 2001). As estimativas da densidade de indivíduos e grupos foram baseadas sobre a função de probabilidade de detecção com o menor valor de AIC (*Aikake's Information Criterion*) e de coeficiente de variação, como recomendado por Buckland et al. (2001).

As diferenças entre as espécies quanto ao uso do estrato vertical foram verificadas pelo teste exato de Fisher, utilizando o pacote *DescTools* (Signorell, 2019). Devido a tabela de contingência ser maior do que 2×2, foi utilizado uma simulação de Monte Carlo com 2000 replicas. A frequência dos comportamentos registrados para as espécies de mamíferos foi comparada usando o teste de Wilcoxon para uma amostra usando o pacote *devtools* (Wickham et al., 2020). As análises foram realizadas no software RStudio1.2.5 (RStudioTeam, 2019) e no Distance 7.3 release 1 (Thomas et al., 2010).

Resultados

Levantamento por transecção linear

Durante sete meses de estudo, foram percorridos 139,05 km e registrados 105 avistamentos de oito espécies de mamíferos não-voadores pertencentes a quatro Ordens. Além dos registros, fora da trilha, de um tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) morto e fezes de felino de pequeno porte. Destas, a ordem Primates é a que possui a maior frequência de avistamentos (70,5%), incluindo as espécies *Callithrix jacchus* (N= 65) e *Sapajus flavius* (N= 9). Rodentia apresentou uma frequência de 14,2%, seguido de Carnivora (11,4%), e Pilosa (3,8%).

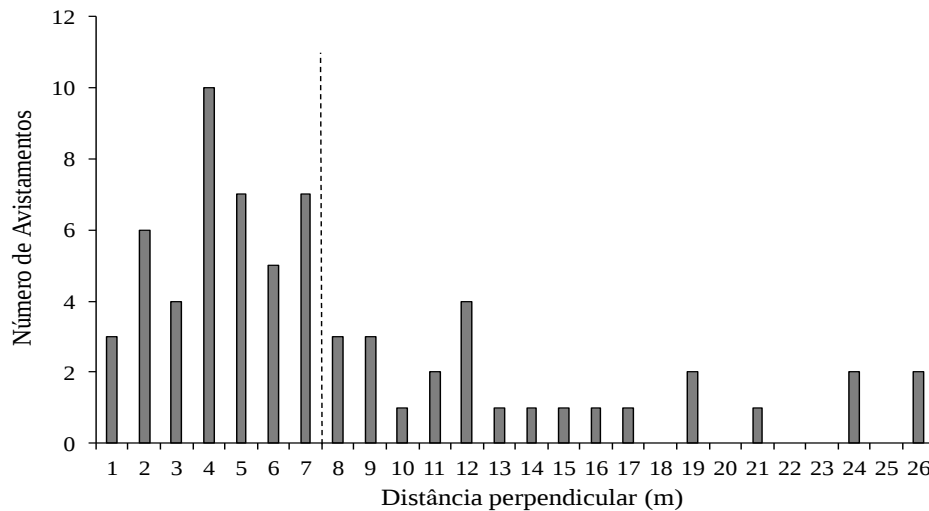
Tabela I - Número e taxa (por 10 km percorridos) parcial de avistamentos para espécies de mamíferos no fragmento de Mata Atlântica, Mata dos Macacos, no município de Igarassu, nordeste do Brasil.

Ordem	Espécies		# Avistamentos	Abundância relativa (avistamentos / 10 km percorridos)
	Nome Científico	Nome Popular		
Carnívora	<i>Eira Barbara</i>	Papa-mel	02	0,14
Carnívora	<i>Nasua nasua</i>	Quati	10	0,72
Pilosa	<i>Bradypus variegatus</i>	Preguiça-comum	04	0,29
Primates	<i>Callithrix jacchus</i>	Sagui-de-tufo-branco	65	4,67
Primates	<i>Sapajus flavius</i>	Macaco-prego-galego	09	0,65
Rodentia	<i>Cuniculus paca</i>	Paca	01	0,07
Rodentia	<i>Dasyprocta sp.</i>	Cutia	10	0,72
Rodentia	<i>Guerlinguetus sp.</i>	Esquilo	04	0,29

Devido ao número reduzido de avistamentos registrados para a maioria das espécies (ver Tabela I), só foi possível estimar parâmetros confiáveis de abundância relativa e densidade apenas para *C. jacchus*. A abundância relativa para *C. jacchus* foi alta (4,67 avistamentos/10 km percorridos), quando comparado com a da espécie alvo, o Ameaçado *S. flavius* (0,65) e os demais mamíferos. Além disso, foi possível verificar o tamanho médio de grupo para as espécies que apresentam esse comportamento social. Neste sentido, *C. jacchus* apresentou grupos em média com 1,9 indivíduos ($\pm 1,1$), *Nasua nasua* 3,8 indivíduos ($\pm 1,8$), e *S. flavius* 8,2 indivíduos ($\pm 5,0$).

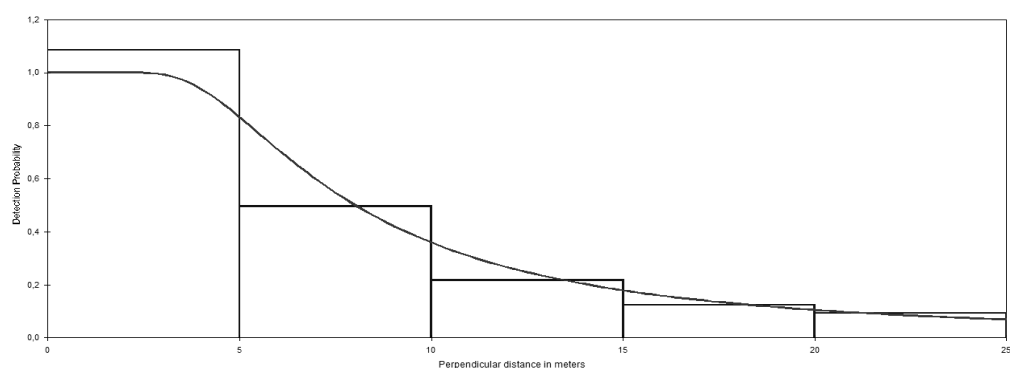
A largura efetiva da trilha calculada a partir do método de Kelker para *C. jacchus* foi estimada a partir do gráfico de distribuição de avistamentos (Figura II). A partir da análise deste gráfico foi possível estabelecer a distância perpendicular confiável (w) para *C. jacchus* (7m) conforme a distribuição mais apropriada de classes de distância. Portanto, a estimativa geral de densidade para *C. jacchus* a partir do método de Kelker foi de 33,4 grupos/km² e 63,7 indivíduos/km².

Figura II - Diagrama da largura efetiva da transecção extraído pelo método de Kelker para *Callithrix jacchus*. A linha pontilhada demarca a largura efetiva da transecção dentro da probabilidade de detecção esperada ser 1 (baseado nas observações do número máximo de indivíduos).



Dentre os modelos analisados no Distance Sampling aquele que apresentou um menor valor de AIC foi o modelo Hazard-rate + Coseno (AIC= 379,1). Não houve truncagem dos dados, visto que os dados não demonstraram “size bias”, ou seja, um maior número de avistamentos de grandes grupos à grandes distâncias (Buckland et al., 2001). Este modelo identificou que a largura efetiva da trilha foi de 10 metros, ou seja, os animais foram contabilizados com confiança até essa distância (Figura III). A partir dessa largura, o modelo escolhido estimou 40,6 grupos/km² (26,5-62,2: IC 95%) e 82,5 indivíduos/km² (52,7-129,1: IC 95%), num total de 281 indivíduos (179-439: IC 95%) de *C. jacchus* para a área de estudo.

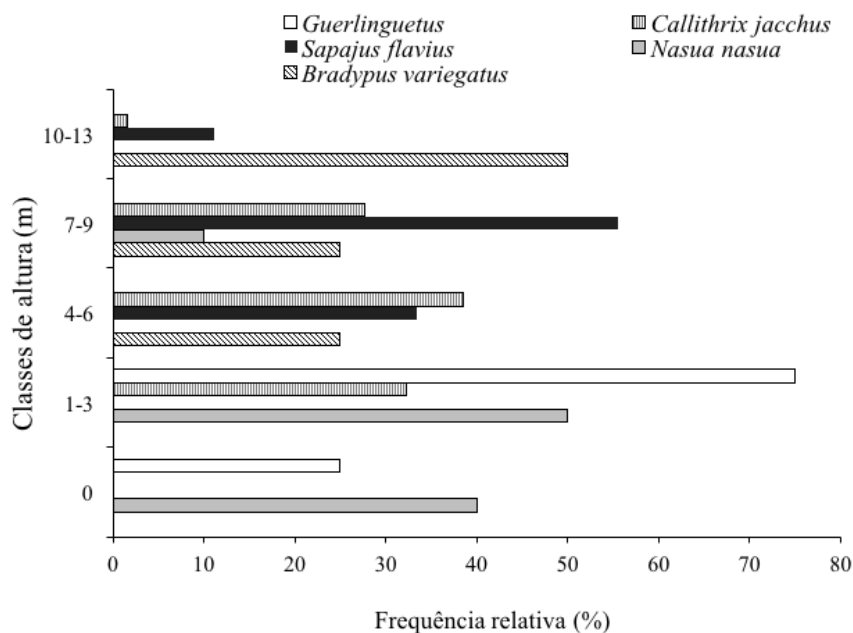
Figura III - Histograma referente ao melhor ajustamento da função de detecção escolhida para estimar a densidade de *Callithrix jacchus* na Usina São José, Igarassu, Pernambuco.



Uso do estrato vertical

No geral, o maior número dos avistamentos de mamíferos arborícolas ocorreu no estrato médio (4–6m: N=32, 30,5%), seguido pelas classes entre 1-3 m (N= 26, 24,8%) e 7-9 m (N= 25, 23,8%) (Figura IV). Tanto na copa das árvores, quanto no solo, as frequências de registro foram baixas (N= 4, 3,8%, e N= 18, 17,1%, respectivamente). Quando analisado por espécies, com exceção das essencialmente terrestres, aquelas de maior porte foram registradas em locais mais altos nas árvores (*Bradypus variegatus* = $8,6 \pm 2,9$ m, *S. flavius* = $7,2 \pm 2,0$ m). Todavia uma exceção pode ser verificada para *N. nasua* onde a média de altura dos registros foi de 2,1 m ($\pm 2,2$). As espécies de menor porte, *Guerlinguetus* sp. ($3,4 \pm 2,0$ m) e *C. jacchus* ($5,5 \pm 2,4$ m) foram registradas em alturas médias mais baixas. Quando comparado o uso do estrato vertical entre essas espécies foi verificado uma diferença ($p < 0,001$).

Figura IV - Frequência relativa do uso das diferentes classes de estrato vertical utilizado pelas espécies de mamíferos arbóreos registrados na Usina São José, Igarassu, Pernambuco.

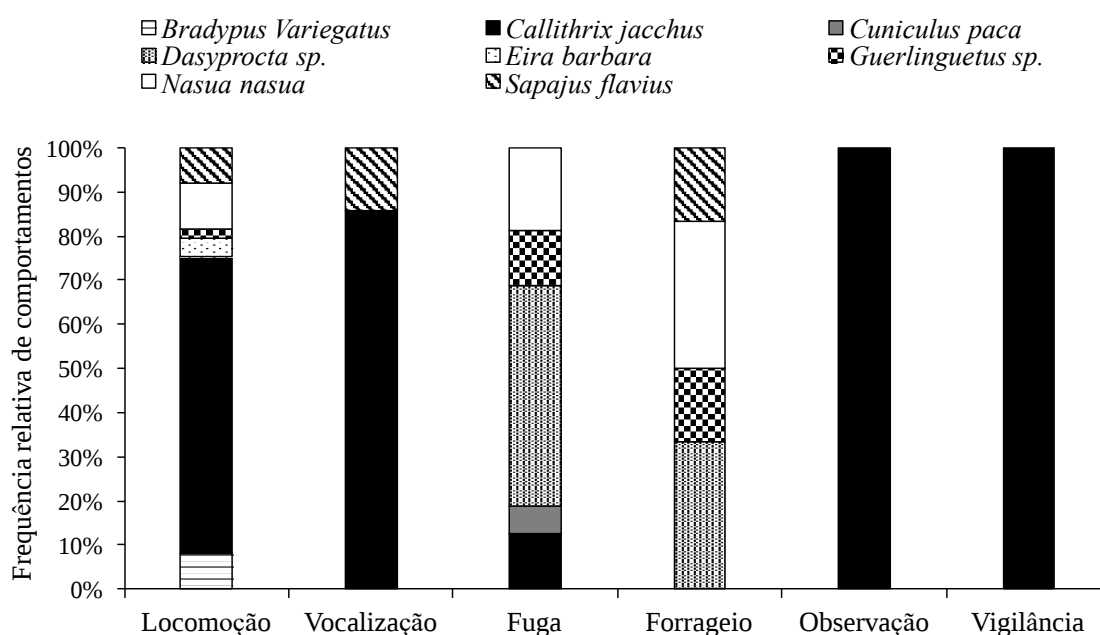


Registros comportamentais

Seis diferentes comportamentos foram identificados durante os avistamentos das espécies de mamíferos, dentre eles forrageio, fuga, locomoção, observação, vigilância e vocalização. No geral, locomoção e vocalização foram os comportamentos mais frequentes (N= 49; 46,7%, e N= 28; 26,7%, respectivamente). Os comportamentos de fuga (N= 16;

15,2%), forrageio (N= 6; 5,7%), observação (N= 4; 3,8%) e vigilância (N= 2; 1,9%) foram observados em uma menor frequência. Pouco mais da metade dos registros de vocalização (N= 16) estão ligados a vocalização agonística, todas reproduzidas por *C. jacchus*. Analisando os registros comportamentais por espécies, em todos os registros (N= 4) *B. variegatus* estava se locomovendo, assim como *Eira barbara* (N= 2). O comportamento de fuga foi predominante entre os roedores. *Cuniculus paca* em seu único registro apresentou este comportamento, *Guerlinguetus* sp. em metade deles (N= 2) e *Dasyprocta* sp. em 80% (N=8) de seus registros (Figura V). Os indivíduos de *N. nasua* usualmente foram registrados se locomovendo (N= 5), e posteriormente em fuga (N= 3), sendo duas dessas após vocalização de *S. flavius*, e forrageando (N= 2). *Callithrix jacchus* estava se locomovendo em metade dos registros (N= 33), sendo três destes seguidos de vocalizações agonísticas, e um quarto dos registros foram de vocalização agonística (N= 16). Para *S. flavius*, os comportamentos de locomoção e vocalização tiveram a mesma quantidade de registros (N= 4 cada) e um de forrageio. Apenas os comportamentos de locomoção ($p = 0,035$) e fuga ($p = 0,057$) variaram entre as espécies. Os demais comportamentos como vocalização ($p = 0,371$), forrageio ($p = 0,094$), observação e vigilância ($p > 0,05$) foram similares.

Figura V - Frequência relativa dos comportamentos registrados para as espécies de mamíferos na Usina São José, Igarassu, Pernambuco.



Discussão

Dentre as quatro Ordens de mamíferos não-voadores registradas neste estudo, Rodentia foi a que apresentou o maior número de espécies. Entre os primatas, além da espécie alvo, *S. flavius*, também foi registrada a presença de *C. jacchus*, espécie que contabilizou maior número de avistamentos. No geral, o número de avistamentos foi baixo para maioria das espécies registradas no estudo, sendo possível estimar confiavelmente a abundância relativa e densidade apenas para *C. jacchus*. Ainda assim, foi possível identificar uma diferença significativa no uso do estrato arbóreo em concordância com o tamanho, onde, espécies de maior porte utilizaram estratos mais altos da floresta, e espécies de menor porte os mais baixos. Embora não tenha tido uma versatilidade nos comportamentos registrados para as espécies, a frequência de alguns deles (fuga e locomoção) variaram.

A eficácia dos estudos utilizando transecção linear é amplamente conhecida (Shanee et al., 2020; Chiarello, 2000). Contudo, mesmo aplicando todos os pressupostos deste método (Peres, 1999; Buckland et al., 2001), ele demonstrou pouco eficiente para esta população da espécie-alvo, *S. flavius*. Estudos anteriores na mesma área estimaram o tamanho do grupo de *S. flavius*, entre 46 e 52 indivíduos, o equivalente a uma densidade entre 13 a 15 indivíduos/km², por meio de visualização direta e uso de armadilhas fotográficas (Bezerra et al., 2014; Bastos et al., 2015). Neste sentido, aplicando o Distance para *S. flavius*, estimamos uma densidade de grupos de 1,8 grupos/km² (0,70-4,64: IC 95%), densidade de indivíduos de 14,8 (5,44-40,7: IC 95%), e número total de indivíduos estimados de 51 (18-139: IC 95%) (Tabela II). Embora esses valores estejam dentro do previamente encontrado para a área de estudo, assim como para outras espécies de *Sapajus* da Mata Atlântica, os coeficientes de variação apresentados são maiores do que 50% e as variações são extremamente altas. Isso tende a reduzir a confiabilidade das estimativas, bem como entender que a ausência de avistamentos produziu uma alta variação dos resultados. O número reduzido de avistamentos pode estar relacionado a uma série de fatores como a curta duração do estudo, a baixa visibilidade dos grupos dentro do fragmento, o não uso de armadilhas fotográficas, o comportamento social da espécie de fissão-fusão favorecendo o encontro com subgrupos, bem como características do fragmento (tamanho e isolamento).

Tabela II - Estimativas de abundância relativa, tamanho de grupo, densidade de grupos e indivíduos para *Sapajus* em diferentes localidades da Mata Atlântica.

Espécie (Nome Científico)	Abundância relativa (Avistamentos/10 km percorridos)	Tamanho Médio dos grupos	Densidade grupos/km² Distance	Densidade indivíduos/km² Distance	Estudos
<i>Sapajus nigritus</i>	3,92	3,79		24,5	São Bernado & Galetti (2004)
<i>Sapajus flavius</i>	0,5	7,3 (± 2,3)	2,0	-	Fialho & Gonçalves (2008)
<i>Sapajus xanthosternos</i>	0,9	10,3 (±10,9)	3,1 (2,1-4,4)	10,3 (6,6-15,9)	Chagas (2008)
<i>Sapajus nigritus</i>	1,4	4,82(± 3,31)	1,60 (± 0,37)	7,71 ± 2,13	Costa et al. (2012)
<i>Sapajus flavius</i>	0,6	8,2 (± 5,0)	1,8	14,8	Presente estudo

Embora não seja possível avaliar parâmetros como tamanho e isolamento do fragmento estudado, devido ausência de áreas controles, sabe-se que quanto mais isolado e pequeno as taxas de endogamia dos organismos tendem a ser elevadas (Kardos et al., 2018). Um estudo prévio demonstrou que a população de *S. flavius* encontrada na Usina São José apresenta um alto índice de endogamia (Bastos, 2018). Essa característica pode refletir em uma possível baixa densidade de indivíduos na área de estudo. Outro aspecto que poderia estar influenciando na reduzida taxa de visualização é a falta de habituação dos animais, como demonstrado em um estudo com macaco-aranha no México (*Ateles geoffroyi*) (Spaan et al., 2019). Entretanto, a contagem de animais a partir deste procedimento é questionável devido pobre delineamento amostral para se obter dados de densidade (ver Andrade et al., 2019). Embora a amostragem de transecção linear seja uma poderosa e efetiva ferramenta para obter estimativas confiáveis e robustas (Buckland et al., 2015), para esta população de *S. flavius* seria necessário percorrer uma distância de 618 km, a uma taxa de 5,7 avistamentos/mês, para alcançar o número de avistamentos requerido para calcular estimativas de densidade confiáveis.

As estimativas obtidas para *C. jacchus*, quando comparado a outras espécies de *Callithrix* na Mata Atlântica, parecem superestimadas (Tabela III). No entanto, essas espécies, ao contrario de *C. jacchus*, se encontram categorizadas como “Em Perigo” (ver Brasil, 2014). Contudo, quando comparado a outra população de *C. jacchus*, mesmo em um bioma diferente (Caatinga) e mais adverso, o resultado obtido se mostra compatível (Tabela III). Com média

de grupo por avistamento de 1,9 indivíduos, é pouco provável que exista problema relacionado à dispersão do grupo (Ferrari et al., 2010). Isto pode ocorrer quando se utiliza o primeiro animal avistado em vez do centro do grupo para registro da distância perpendicular (o que é impraticável em certos casos: Andrade et al., 2019). O primeiro animal avistado normalmente estará mais próximo ao observador/trilha o que tende a subestimar a largura efetiva da trilha, superestimando a densidade dos grupos (Marshall et al., 2008). Por outro lado, foi observado que a maioria dos avistamentos de *C. jacchus* (54%) ocorreram na faixa entre 0 a 5 m em relação a trilha, uma distância relativamente próxima quando comparado a distância máxima em que um animal foi observado neste estudo (26 m).

Tabela III - Estimativas de abundância relativa, tamanho de grupo, densidade de grupos e indivíduos para *Callithrix* em diferentes localidades.

Espécie (Nome Científico)	Abundancia relativa (Avistamentos / 10 km percorridos)	Tamanho médio dos grupos	Densidade grupos/km² Distance	Densidade Indiv./km² Distance	Estudo
<i>Callithrix aurita</i>	0,56	3,14	-	3,5	São Bernado & Galetti 2004
<i>Callithrix flaviceps</i>	4,79	5,8 (2-11)	-	40,4	Passamani (2008)
<i>Callithrix</i> sp.	1,17	3,0	7,45	22,35	Santana et al. 2008
<i>Callithrix jacchus</i>	4,5	2,7	62,9	169,7	de Freitas et al. (2011)
<i>Callithrix aurita</i>	1,7	3,25 (± 1,85)	4,86 (± 1,88)	14,76 (± 5,92)	Costa et al. (2012)
<i>Callithrix jacchus</i>	4,67	1,9	40,6	82,5	Presente estudo

Foi possível observar uma clara estratificação dos avistamentos. Os mamíferos de maior porte foram registrados em alturas maiores do que aqueles de menor porte. Espécies dos gêneros *Sapajus* e *Bradypus* são usualmente observados se locomovendo e alimentando no dossel das florestas (Chagas & Ferrari, 2010; Chagas et al., 2010, Acevedo-Quintero et al., 2011). O mesmo pode ser identificado para *Callithrix* e *Guerlinguetus* que utilizam estratos mais baixos (Chagas & Ferrari, 2010; Ferregueti et al., 2017). Esse resultado parece demonstrar que as espécies estão buscando evitar o compartilhando do mesmo nicho espacial, assim, aumentando o nicho alimentar de cada uma delas, como também reduzir o potencial de predação. A exemplo disto, indivíduos de *C. jacchus* tendem a evitar, bem como já foram

predados por espécies de *Sapajus*, permanecerem em locais que este esteja presente (Albuquerque et al., 2014; Hilário & Ferrari, 2015; Bastos et al., 2018). O maior número de registro de *N. nasua*, um mamífero de médio porte (3-7 kg: Bianchi et al., 2006), próximo ao chão da floresta pode estar relacionado a presença de um eventual competidor ou até mesmo predador, o *S. flavius*. Ambas as espécies são onívoras e potencial competidoras (Alves-Costa et al., 2004; de Souza Lins & Ferreira, 2019; Medeiros et al., 2019). Desta forma, utilização dos estratos mais baixos da floresta, pelos quatis, reduz a competição alimentar com o macaco-prego-galego. Durante o estudo foi verificado, em encontros eventuais, o comportamento de fuga por *C. jacchus* e *N. nasua* após emissão da vocalização de *S. flavius* que antecederiam sua proximidade ao local onde essas espécies se encontravam (obs. pess.).

A maioria dos comportamentos registrados durante o estudo parece estar relacionado a um conjunto de atividades de vigilância à presença do observador (*e.g.* fuga e vocalizações agonísticas). Quando não habituados a presença de observadores humanos, as espécies são predispostas a demonstrar tais comportamentos, visando garantir a sua sobrevivência e defesa do seu território (Bastos et al., 2018). Esse fator pode ser agravado devido a presença de atividades de caça dentro de uma área. Por exemplo, espécies como *C. paca* e *Dasyprocta* sp. são frequentemente caçadas nas áreas de Mata Atlântica no nordeste do Brasil (Alves et al., 2017; Castilho et al., 2019). Outro ponto que vale ser ressaltado é a diferença comportamental entre os indivíduos/grupos de *C. jacchus* e *S. flavius* do local. Enquanto que *C. jacchus* parece demonstrar uma maior curiosidade quanto a presença de qualquer objeto estranho em sua área de vida, buscando se aproximar e emitindo vocalização de alertas para os outros indivíduos do grupo, *S. flavius* costumava, na maioria das vezes, emitir vocalização de alerta e se manter longe. Este estudo não objetivou obter dados sobre o padrão comportamento das espécies ao longo do tempo. Para tal finalidade, é preciso um trabalho de acompanhamento sistemático. Diante disso, os comportamentos apresentados pelas espécies durante os avistamentos estão dentro contexto comportamental previamente conhecido para as espécies.

Parece claro que a riqueza de mamíferos não-voadores registrada neste estudo foi subestimada, entretanto, os resultados veem complementar os registros da mastofauna deste remanescente. Durante 15 meses, além das espécies de primatas, Bezerra et al. (2014) registraram roedores não identificados, marsupiais (*Didelphis* sp. e *Monodelphis* sp.), e uma espécie de tatu (*Tolypeutes* sp.) utilizando armadilhamento fotográfico. Todavia, esse número ainda é baixo se observado a mastofauna do Centro de Endemismo Pernambuco (Garbino et al., 2018). Um potencial fator causador do baixo número de mamíferos pode ser a influencia

antrópica dentro do fragmento. Durante o estudo, sinais de caça (presença de armadilhas), corte seletivo de madeira, poluição sonora e vestígios de atividades recreativas foram registrados (Material Suplementar I). Tais perturbações são amplamente conhecidas por interferir negativamente na presença de mamíferos nas florestas tropicais (Bodmer et al., 1997; Peres, 2000). As trilhas usadas eram antigas estradas com passagem de carros e caminhões que foram desativadas para restauração natural da vegetação do fragmento. No entanto, por ainda estarem em processo de regeneração, alguns pontos apresentam uma largura maior. Tal característica pode ter facilitado o avistamento dos grupos de *C. jacchus*.

Por fim, embora a diversidade de mamíferos não-voadores ainda seja pouco conhecida, o remanescente apresenta importantes espécies que contribuirão com a manutenção e recuperação natural da área e dos serviços ecossistêmicos. Ações de conservação mais relevantes, tal como a fiscalização do remanescente, visando a manutenção e conservação deste fragmento precisam ser tomadas a curta-médio prazo a fim de garantir a sobrevivência das populações persistentes. Em virtude do processo de fragmentação e perda de habitats, como o potencial processo de defaunação que as florestas tropicais vêm sofrendo, a presença de uma espécie carismática e ameaçada de extinção em um remanescente de Mata Atlântica pode servir como uma espécie bandeira e guarda-chuva local (Roberge & Angelstam, 2004). Esse pode ser o caso do ameaçado macaco-prego-galego, uma espécie com potencial de desempenhar um papel importante para manutenção não só de suas populações como de outros organismos e seus respectivos habitats em virtude da agenda de conservação (PAN PriNe) direcionada a ela (Brasil, 2011; Chapmam, 2020).

Referências

- Acevedo-Quintero, J. F., Granada, D. S., & Plese, T. (2011). Abundancia y preferencia de hábitat de *Bradypus variegatus* y *Choloepus hoffmanni* durante la época seca en dos fragmentos de bosque seco en Arboletes, Antioquia, Colombia. *Edentata*, 12(1), 36-44.
- Albuquerque, N. M., Silvestre, S. M., Cardoso, T. S., Ruiz-Esparza, J. M., Rocha, P. A., Beltrão-Mendes, R., & Ferrari, S. F. (2014). Capture of a common marmoset (*Callithrix jacchus*) by a capuchin monkey (*Sapajus* sp.) in the Ibura National Forest, Sergipe (Brazil). *Neotropical Primates*, 21(2), 218-220.
- Altmann, J. (1974). Observational study of behavior: sampling methods. *Behaviour*, 49(3-4), 227-266.

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., de Moraes, G., Leonardo, J., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Alves-Costa, C. P., Da Fonseca, G. A., & Christófaró, C. (2004). Variation in the diet of the brown-nosed coati (*Nasua nasua*) in southeastern Brazil. *Journal of mammalogy*, 85(3), 478-482.
- Alves, R. R. N., Policarpo, I. S., RRD, B., & HFP, A. (2017). Perception and use of biodiversity in the vicinity of an urban conservation area, North eastern Brazil. *Indian J Tradit Knowl*, 16, 44-50.
- Andrade, A. C., Marques, T. A., & Buckland, S. T. (2019). Spider monkeys, the misunderstood assumptions of distance sampling and the pitfalls of poor field design. *Biodiversity and Conservation*, 28(14), 4119-4121.
- Bastos, M., Souto, A., Jones, G., Eason, P., Bione, C., Schiel, N., & Bezerra, B. (2015). Vocal repertoire of wild blonde capuchins (*Sapajus flavius*) and contextual use of calls. *American journal of primatology*, 77(6), 605-617.
- Bastos, M. (2018). Bioacústica, ecologia comportamental e aspectos da biologia molecular de *Sapajus flavius* (Primates: Cebidae). Tese (Doutorado). Universidade Federal de Pernambuco. Recife. 179 p.
- Bezerra, B. M., Bastos, M., Souto, A., Keasey, M. P., Eason, P., Schiel, N., & Jones, G. (2014). Camera trap observations of nonhabituated critically endangered wild blonde capuchins, *Sapajus flavius* (formerly *Cebus flavius*). *International Journal of Primatology*, 35(5), 895-907.
- Bianchi, R. D. C., Olifiers, N., Gompper, M. E., & Mourão, G. (2016). Niche Partitioning among mesocarnivores in a Brazilian Wetland. *PLoS One*, 11(9), e0162893.
- Bisseleua, D. H. B., Missoup, A. D. & Vidal, S. (2009). Biodiversity conservation, ecosystem functioning, and economic incentives under cocoa agroforestry intensification. *Conservation Biology*, 5, 1176–1184.
- Bodmer, R. E., Eisenberg, J. F., & Redford, K. H. (1997). Hunting and the Likelihood of Extinction of Amazonian Mammals: Caza y Probabilidad de Extinción de Mamíferos Amazónicos. *Conservation Biology*, 11(2), 460-466.

- 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(9), e0204515.
- Brasil. (2011). Plano de Ação Nacional para a conservação dos Primatas do Nordeste. Sumário Executivo. MMA. Brasília. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-primatas-caatinga/sumario-primatas-nordeste-web.pdf>>. Acessado em 01 de Abril de 2020.
- Brasil. (2014). Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/cepsul/legislacao/portaria/427-2014.html>>. Acessado em 01 de Abril de 2020.
- Brinck, K., Fischer, R., Groeneveld, J., Lehmann, S., De Paula, M. D., Pütz, S., ... & Huth, A. (2017). High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. *Nature Communications*, 8, 14855.
- Brocardo, C. R., Rodarte, R., Bueno, R. D. S., Culot, L., & Galetti, M. (2012). Non-volant mammals of Carlos Botelho State Park, Paranapiacaba Forest Continuum. *Biota Neotropica*, 12(4), 198-208.
- Buckland, S. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P. & Laake, J. L., 2001. Distance sampling: estimating abundance of biological populations. London: Chapman and Hall.
- Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Marques, T. A., & Oedekoven, C. S. (2015). Distance sampling: methods and applications.
- Castilho, L. C., De Vleeschouwer, K. M., Milner-Gulland, E. J., & Schiavetti, A. (2019). Hunting of mammal species in protected areas of the southern Bahian Atlantic Forest, Brazil. *Oryx*, 53(4), 687-697.
- Chagas, R. R. D. (2009). Levantamentos das populações de *Callicebus coimbrai* (Kobayashi & Langguth, 1999) em fragmentos de Mata Atlântica no sul do Estado de Sergipe, Brasil. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente. São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe. 64 p.
- Chagas, R. R. D., & Ferrari, S. F. (2010). Habitat use by *Callicebus coimbrai* (Primates: Pitheciidae) and sympatric species in the fragmented landscape of the Atlantic Forest of southern Sergipe, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 27(6), 853-860.

- Chagas, R. R. D., & Ferrari, S. F. (2011). Population parameters of the endangered titi monkey, *Callicebus coimbrai* Kobayashi and Langguth, 1999, in the fragmented landscape of southern Sergipe, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 71(3), 569- 575.
- Chapman, C. A., Bicca-Marques, J. C., Dunham, A. E., Fan, P., Fashing, P. J., Gogarten, J. F., ... & Ma, C. (2020). Primates Can Be a Rallying Symbol to Promote Tropical Forest Restoration. *Folia Primatologica*, 1-19.
- Chiarello, A. G. (1999). Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89(1), 71-82.
- Chiarello, A. G. (2000). Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. *Conservation Biology*, 14(6), 1649-1657.
- Coimbra-Filho, A.F. & I.G. Câmara. (1996). Os limites originais do Bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil. FBCN, Rio de Janeiro.
- Costa, M. D. (2012). Densidade, tamanho populacional e conservação de primatas em fragmento de Mata Atlântica no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. *Iheringia, Sér. Zool*, 5-10.
- CPRH. (2003). *Companhia Pernambucana do Meio Ambiente. Diagnóstico Socioambiental do Litoral Norte de Pernambuco*. Recife, Brasil: CPRH.
- de Freitas, E. B., De-Carvalho, C. B., & Ferrari, S. F. (2011). Abundance of *Callicebus barbarabrownae* (Hershkovitz 1990),(Primates: Pitheciidae) and other nonvolant mammals in a fragment of arboreal Caatinga in Northeastern Brazil. *Mammalia*, 75(4), 339-343.
- de Souza Lins, P. G. A., & Ferreira, R. G. (2019). Competition during sugarcane crop raiding by blond capuchin monkeys (*Sapajus flavius*). *Primates*, 60(1), 81-91.
- Ferreguetti, A. C., Tomas, W. M., & Bergallo, H. G. (2017). Differences in the mammalian habitat use in a mosaic of vegetation types of an Atlantic rain-forest reserve, Brazil. *Mastozoología neotropical*, 24(2), 355-364.
- Ferrari, S. F. (2002). Multiple transects or multiple walks? A response to Magnusson (2001). *Neotropical Primates*, 10(3), 131-132.
- Ferrari, S. F., Chagas, R. R. D. & Souza-Alves, J. P. (2010). Line transect surveying of arboreal monkeys: problems of group size and spread in a highly fragmented

landscape. *American Journal of Primatology*, vol. 72, p. 1100-1107. PMid:20683881. <http://dx.doi.org/10.1002/ajp.20873>

- Fialho, M. S., & Gonçalves, G. F. (2008). Primates Da Rppn Gargaú, Paraíba, Brasil. *Neotropical Primates*, 15(2), 50-54.
- Fialho, M. S., Valença-Montenegro, M. M., da Silva, T. C. F., Ferreira, J. G., & de Oliveira Laroque, P. (2014). Ocorrência de *Sapajus flavius* e *Alouatta belzebul* no Centro de Endemismo Pernambuco. *Neotropical Primates*, 21(2), 214-219.
- Garbino, G. S. T., Rezende, G. C., Fernandes-Ferreira, H., & Feijó, A. (2018). Reconsidering mammal extinctions in the Pernambuco Endemism Center of the Brazilian Atlantic Forest.
- Graipel, M. E., Cherem, J. J., Monteiro-Filho, E. L., & Carmignotto, A. P. (2017). Mamíferos da Mata Atlântica. *Revisões em Zoologia: Mata Atlântica*, 391-482.
- Guedes, I. C. C. (2017). Dez anos do redescobrimto do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*): atual status da pesquisa, manejo e conservação da espécie. Monografia (Graduação). Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 49 p.
- Haddad, N. M., Brudvig, L. A., Clobert, J., Davies, K. F., Gonzalez, A., Holt, R. D., ... & Cook, W. M. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science advances*, 1(2), e1500052.
- Higuchi, P., Silva, A. C. D., Spiazzi, F. R., Negrini, M., Rafaeli Neto, S. L., Bento, M. A., ... & Silva, A. L. D. (2018). Elementos da paisagem como fonte de heterogeneidade florístico-estrutural do componente arbóreo em área de floresta ombrófila mista. *Ciência Florestal*, 28(2), 661-673.
- Hilário, R. R., & Ferrari, S. F. (2015). Dense understory and absence of capuchin monkeys (*Sapajus xanthosternos*) predict higher density of common marmosets (*Callithrix jacchus*) in the Brazilian Northeast. *American Journal of Primatology*, 77(4), 425-433.
- Jerônimo, C. E. (2017). Crescendo em liberdade: desenvolvimento do comportamento de Forrageio em *Sapajus flavius* juvenis em fragmento de Mata Atlântica em Caaporã - PB. Monografia (Graduação). Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Natal. 54 p.
- Kalamandeen, M., Gloor, E., Mitchard, E., Quincey, D., Ziv, G., Spracklen, D., ... & Galbraith, D. (2018). Pervasive rise of small-scale deforestation in Amazonia. *Scientific reports*, 8(1), 1600.

- Kardos, M., Åkesson, M., Fountain, T., Flagstad, Ø., Liberg, O., Olason, P., ... & Ellegren, H. (2018). Genomic consequences of intensive inbreeding in an isolated wolf population. *Nature ecology & evolution*, 2(1), 124-131.
- Lourenço, A., Álvarez, D., Wang, I. J., & Velo-Antón, G. (2017). Trapped within the city: Integrating demography, time since isolation and population-specific traits to assess the genetic effects of urbanization. *Molecular Ecology*, 26(6), 1498-1514.
- Mace, G. M., Norris, K. & Fitter, A. H. (2012) Biodiversity and ecosystem services: a multilayered 382 relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, 27, 19–26.
- Malta, A. J. R. and A. R. M. Pontes. 2013. The simplified novel diet of the highly threatened blond capuchin in the vanishing Pernambuco endemism center. In: *Primates in Fragments*. MARSH, L. K. and C. CHAPMAN (eds.), pp. 245-257. Springer, New York.
- Martins, M. M. (2005). Density of primates in four semi-deciduous forest fragments of São Paulo, Brazil. *Biodiversity & Conservation*, 14(10), 2321-2329.
- Martins, A. B., Valença-Montenegro, M. M., Fialho, M. S., Laroque, P. A. & Di Fiore, A. (2016). Range expansion and observation of tool use by Blond Capuchin, *Sapajus flavius*, in the caatinga biome of Brazil. In: XXVI Congress of the International Primatological Society, August 25, 2016, Chicago, USA, 206-207. Abstract.
- Medeiros, K., Bastos, M., Jones, G., & Bezerra, B. (2019). Behavior, Diet, and Habitat Us by Blonde Capuchin Monkeys (*Sapajus flavius*) in a Coastal Area Prone to Flooding: Direct Observations and Camera Trapping. *International Journal of Primatology*, 40(4-5), 511-531.
- Melo, A., Amorim, B. S., García-González, J., Souza, J. A. N., Pessoa, E. M., Mendonça, E., ... & Alves, M. (2011). Updated floristic inventory of the angiosperms of the Usina São José, Igarassu, Pernambuco, Brazil. *Revista Nordestina de Biologia*, 20(2), 3-26.
- Mittermeier, R. A., Turner, W. R., Larsen, F. W., Brooks, T. M., & Gascon, C. (2011). Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: *Biodiversity hotspots* (pp. 3-22). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Neto, C. A. M. U., & Tabarelli, M. (2002). Diagnóstico e Estratégia de Conservação do Centro de Endemismo Pernambuco. *CEPAN, Recife*.

- NRC. Nacional Research Council. (1981). Census methods for estimating densities. In: Techniques for the study of primate populacion ecology. Nacional Academy Press, Washington, D. C., 1981. pp. 36-80.
- Oliveira, M. D. & Langguth, A. (2006). Rediscovery of Marcgraves capuchin monkey and designation of a neotype for *Simia flavia* Schreber, 1774 (Primates, Cebidae). *Boletim do Museu Nacional*, 523, 1-16.
- Oliveira, A. T. M., São Bernardo, C. S., de Melo, F. R., dos Santos-Filho, M., Peres, C. A., & Canale, G. R. (2019). Primate and ungulate responses to teak agroforestry in a southern Amazonian landscape. *Mammalian Biology*, 96(1), 45-52.
- Peres, C. A. (1999). General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical primates*, 7(1), 11-16.
- Passamani, M. (2008). Densidade e tamanho de grupo de primatas na Mata Atlântica serrana do sudoeste do Espírito Santo. *Revista Brasileira de Zoociências*, 10(1).
- Passamani, M., & Fernandez, F. A. S. (2011). Abundance and richness of small mammals in fragmented Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Journal of Natural History*, 45(9-10), 553-565.
- Pinto, L. P., Bede, L. C., Fonseca, M., Lamas, I., Mesquita, C. A., Paglia, A., & Cisalpino, T. P. (2012). Mata Atlântica. In: *Biomas Brasileiros: Retratos de um País Plural*. Casa da Palavra, Conservação Internacional, Rio de Janeiro, 16-55.
- Pontes, A. R. M., A. J. R. Malta, & P. H. Asfora. (2006). A new species of capuchin monkey, Genus *Cebus* Erxleben (Cebidae, Primates): found at the very brink of extinction in the Pernambuco Endemism Centre. *Zootaxa*, 1200, 1-12.
- Rezende, G. C. (2014). Mico-leão-preto: a história de sucesso na conservação de uma espécie ameaçada. Matrix, São Paulo.
- Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., ... & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in ecology and conservation*, 16(4), 208- 214.
- Rocha-Santos, L., Benchimol, M., Mayfield, M. M., Faria, D., Pessoa, M. S., Talora, D. C., ... & Cazetta, E. (2017). Functional decay in tree community within tropical fragmented landscapes: Effects of landscape-scale forest cover. *PloS one*, 12(4), e0175545.

- Roberge, J. M., & Angelstam, P. E. R. (2004). Usefulness of the umbrella species concept as a conservation tool. *Conservation biology*, 18(1), 76-85.
- RStudio Team. (2019). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>. Acessado em 26 Mai. 2020.
- Rylands, A. B. & Mittermeier, R. A. (2014). Primate taxonomy: species and conservation. *Evolutionary Anthropology*, 23, 8–10.
- Santana, B. E. M. M., Prado, M. R. D., Lessa, G., Rocha, E. C., & Melo, F. R. D. (2008). Densidade, tamanho populacional e abundância dos primatas em um fragmento de Floresta Atlântica em Minas Gerais, Brasil.
- São Bernardo, C. S., & Galetti, M. (2004). Densidade e tamanho populacional de primatas em um fragmento florestal no sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21(4), 827- 832.
- Schessl, M., Da Silva, W. L., & Gottsberger, G. (2008). Effects of fragmentation on forest structure and litter dynamics in Atlantic rainforest in Pernambuco, Brazil. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 203(3), 215-228.
- Shanee, S., Allgas, N., Ocampo-Carvajal, C., & Shanee, N. (2020). A high-diversity primate community in a mid-elevation flooded forest, the Jungla de Los Monos Community Reserve, Peru. *Primates*, 1-9.
- Signorell A, Aho K, Alfons A, Anderegg N, Aragon T and Arppe A (2019) DescTools: Tools for descriptive statistics. R package version 0.99.28.
- Silva, J. M. C., & Casteleti, C. H. M. (2003). Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. *The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook*. CABS and Island Press, Washington, 43-59.
- Spaan, D., Ramos-Fernández, G., Schaffner, C. M., Smith-Aguilar, S. E., Pinacho-Guendulain, B., & Aureli, F. (2019). Standardizing methods to estimate population density: an example based on habituated and unhabituated spider monkeys. *Biodiversity and Conservation*, 28(4), 847-862.
- Tabarelli, M., & Roda, S. A. (2005). Uma oportunidade para o Centro de Endemismo Pernambuco. *Natureza & Conservação*, 3(2), 22-28.

- Thomas, L., Laake, J. L., Strindberg, S., Marques, F. F. C., Buckland, S. T., Borchers, D. L., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Hedley, S. L., Pollard, J. H., Bishop, J. R. B. & Marques, T. A., 2006. Distance 5.0. Release “x”1. Research Unit for Wildlife Population Assessment. St. Andrews: University of St. Andrews. Available from: <<http://www.nuwpa.st-and.ac.uk/distance>>.
- Thomas, L., Buckland, S. T., Rexstad, E. A., Laake, J. L., Strindberg, S., Hedley, S. L., ... & Burnham, K. P. (2010). Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 5-14.
- Tilman, D., Isbell, F. & Cowles, J. M. (2014). Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review in Ecology Evolution and Systematics*, 45, 471-493.
- Valença-Montenegro, M., Bezerra, B., Fialho, M., Jerusalinsky, L., Lynch Alfaro, J. & Martins, A.B. 2020. *Sapajus flavius*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2020: e.T136253A70612866. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T136253A70612866.en>. Acessado em: 15 de setembro e 2020
- Veloso, H. P., Rangel-Filho, A. L. R., & Lima, J. C. A. (1991). *Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal*. Ibge.
- Wickham, H., Hester J., Chang W. (2020). Devtools: Tools to make developing R packages easier. R package version 2.3.0.

Material Suplementar I

Figura VI – Armadilha para captura de mamíferos sem isca (A) e com uso de dendê (*Elaeis guineensis*) como isca (B) presentes no fragmento Mata dos Macacos na Usina São José, Igarassu - PE, Brasil.



Figura VII – Corte de madeira (C) e bicicleta de carga utilizada para transportar os troncos cortados (D) registrados no fragmento Mata dos Macacos na Usina São José, Igarassu - PE, Brasil.

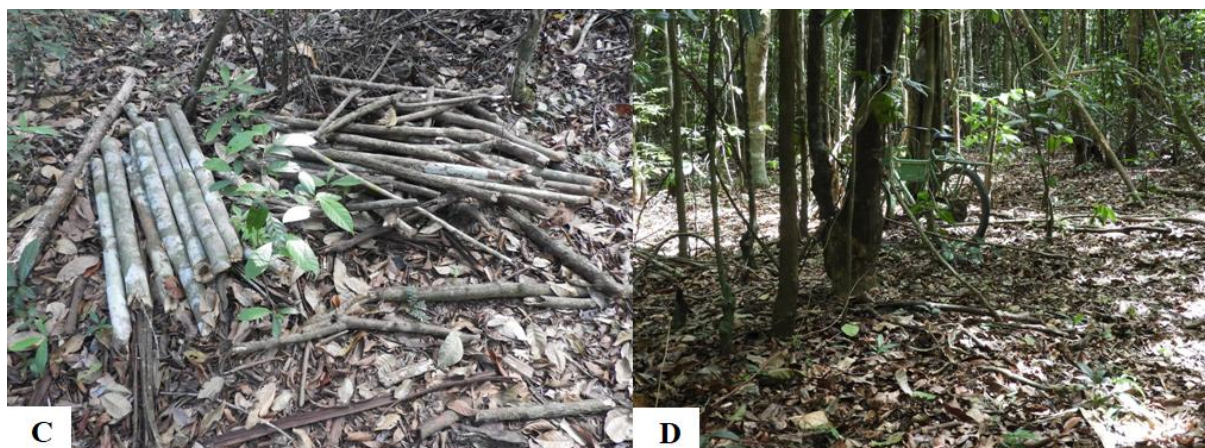


Figura VIII – Fogueira recém utilizada (E) e resíduos sólidos descartados (F) oriundos de atividades recreativas realizadas dentro do fragmento Mata dos Macacos na Usina São José, Igarassu - PE, Brasil.



CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA CONSERVAÇÃO DAS ÁREAS

As áreas com presença do macaco-prego-galego em Pernambuco apresentam dissimilaridade na composição florística, abundância e diversidade. No entanto, embora depauperadas pelas ações antrópicas ao longo dos anos, elas ainda apresentam uma riqueza considerável. Acredita-se que agora exista uma base de dados que possa contribuir para a elaboração de medidas e ações de manutenção e/ou recuperação dessas áreas. Além do mais, a dissimilaridade na composição dos gêneros botânicos consumidos pelo macaco-prego-galego, entre as áreas estudadas, evidencia a plasticidade da espécie em sobreviver em ambientes com características diversas. No entanto, é preciso uma investigação sobre os possíveis impactos destas características nas populações da espécie nesses remanescentes inseridos em diferentes paisagens.

A metodologia de transecção linear não é (ou parece não ser) adequada para estimar densidade de mamíferos não-voadores em áreas com constantes perturbações antrópicas. Apesar das perturbações, o remanescente de Mata Atlântica Mata dos Macacos, no município de Igarassu, apresenta uma mastofauna rica com presença de pelo menos três espécies carnívoras e uma espécie de primata Ameaçada. Embora não tenha sido possível estimar confiavelmente a densidade da população do macaco-prego-galego no remanescente estudado, pelo histórico de estudos realizados com esta população, parece urgente a necessidade de ser realizado manejo populacional genético e demográfico.

A presença de uma espécie carismática e ameaçada de extinção, como o macaco-prego-galego, pode ser utilizada como espécie bandeira e guarda-chuva para a conservação dessas áreas e toda comunidade biológica presente nelas. Deste modo, faz-se necessária a elaboração de atividades educacionais sistemáticas visando demonstrar para os diversos atores da sociedade a importância da preservação da fauna e da flora, bem como dos demais recursos naturais. Somado a isso, é crucial que haja um maior investimento na fiscalização e controle nessas áreas. Contando com uma parceria público-privada visto que das seis áreas de ocorrência da espécie no estado cinco estão dentro de áreas privadas. Incentivo do poder público para criação de unidades de conservação em remanescentes florestais com espécies ameaçadas que se encontre dentro de propriedades privadas. A elaboração ou implementação de um plano para criação de corredores ecológicos e/ou restauração das áreas com presença da espécie no estado no qual se leve em consideração as peculiaridades e necessidades de cada uma delas.

REFERÊNCIAS

- ALROY, J. Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 114, n. 23, p. 6056-6061. 2017.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; DE MORAES, G., LEONARDO, J.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n.6, p. 711-728. 2013.
- AKERS, A. A.; ISLAM, M. A.; NIJMAN, V. Habitat characterization of western hoolock gibbons *Hoolockhoolock* by examining home range microhabitat use. **Primates**, v. 54, n.4, p. 341-348. 2013.
- BACALHAO, M. B. M. Aspectos morfológicos de *Sapajusflavius* e *S. libidinosus* e ocorrência do parasitismo intestinal (*Molineustorulosus*) em primatas neotropicais do gênero *Sapajus*. **Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) - Universidade Federal da Paraíba**, João Pessoa, 34 p., 2014.
- BARLOW, J.; LENNOX, G. D.; FERREIRA, J.; BERENGUER, E.; LEES, A. C.; MAC NALLY, R.; PARRY, L. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144. 2016.
- BASTOS, M. Bioacústica, ecologia comportamental e aspectos da biologia molecular de *Sapajusflavius* (Primates: Cebidae). **Tese (Doutorado em Biologia Animal). Universidade Federal de Pernambuco**, Recife, 179 p. 2018.
- BASTOS, M.; SOUTO, A.; JONES, G.; EASON, P.; BIONE, C.; SCHIEL, N.; BEZERRA, B. Vocal repertoire of wild blonde capuchins (*Sapajus flavius*) and contextual use of calls. **American journal of primatology**, v. 77, n.6, p. 605-617. 2015.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J.; DÁTTILO, W.; MARTÍNEZ-FALCÓN, A. P.; DURÁN-BARRÓN, C.; VALENZUELA, J.; LÓPEZ, S.; LOMBERA, R. The multiple impacts of tropical forest fragmentation on arthropod biodiversity and on their patterns of interactions with host plants. **PloSOne**, v. 11, n.1, e0146461. 2016.
- BEZERRA, B. M.; BASTOS, M.; SOUTO, A.; KEASEY, M. P.; EASON, P.; SCHIEL, N.; JONES, G. Camera trap observations of nonhabituated critically endangered wild blonde capuchins, *Sapajusflavius* (formerly *Cebusflavius*). **International Journal of Primatology**, v. 35, n. 5, p. 895-907. 2014.
- BRASIL. Lei Nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC**. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/images/arquivos/areas_protegidas/snuc/Livro%20SNUC%20PNA P.pdf>; Acessado em: 01 abr. 2020.
- BRASIL. **Plano de Ação Nacional para a conservação dos Primatas do Nordeste. Sumário Executivo, MMA, Brasília, 2011.** Disponível em:

<<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-plano-de-acao/pan-primatas-caatinga/sumario-primatas-nordeste-web.pdf>>. Acessado em: 03 de Janeiro de 2020.

BRASIL. **Código Florestal Brasileiro**. Lei Nº 12.651 de 25 de Maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm> Acessado em: 03 jan. 2020.

BRASIL. **Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção. Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/cepsul/legislacao/portaria/427-2014.html>>. Acessado em: 03 jan. 2020.

BRASIL. ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Portaria Nº 242, de 27 de março de 2018. **Aprova o 2º ciclo do Plano de Ação Nacional para Conservação dos Primatas do Nordeste – PAN Primatas do Nordeste**. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/docs-pan/pan-primatas-do-nordeste/2-ciclo/pan-primatas-do-nordeste-portaria-aprovacao.pdf>>. Acessado em: 26 mai. 2020.

BRADSHAW, C. J.; SODHI, N. S.; BROOK, B. W. Tropical turmoil: a biodiversity tragedy in progress. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 7, n. 2, p. 79-87. 2009.

BRINCK, K.; FISCHER, R.; GROENEVELD, J.; LEHMANN, S.; DE PAULA, M. D.; PÜTZ, S.; HUTH, A. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. **Nature Communications**, v. 8, n. 14855. 2017.

BROWNE, L.; KARUBIAN, J. Habitat loss and fragmentation reduce effective gene flow by disrupting seed dispersal in a neotropical palm. **Molecular Ecology**, v. 27, n. 15, p. 3055-3069. 2018.

CHASE, M. W.; CHRISTENHUSZ, M. J. M.; FAY, M. F.; BYNG, J. W.; JUDD, W. S.; SOLTIS, D. E.; STEVENS, P. F. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20. 2016.

COIMBRA-FILHO, A.F.; I.G. CÂMARA. **Os limites originais do Bioma Mata Atlântica na região Nordeste do Brasil**. Rio de Janeiro: FBCN. 1996.

CONCEPCIÓN, E. D.; MORETTI, M.; ALTERMATT, F.; NOBIS, M. P.; OBRIST, M. K. Impacts of urbanisation on biodiversity: the role of species mobility, degree of specialisation and spatial scale. **Oikos**, v. 124, n. 12, p. 1571-1582. 2015.

ALEPE. Assembleia Legislativa do estado de Pernambuco. Decreto 40.551, de 28 de Março de 2014. **Cria o Refúgio de Vida Silvestre Matas de Água Azul, localizado nos Municípios de Timbaúba, Vicência e Macaparana, neste Estado**. Disponível em: <<http://legis.alepe.pe.gov.br/texto.aspx?id=11394&tipo=>>> Acessado em: 15 mai. 2018.

OLIVEIRA, M. M.; BOUBLIAND, J. P.; KIERULFF, M. C. M. (2015). **Sapajus flavius. The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2015. Disponível em: <www.iucnredlist.org>. Acessado em: 03 jan. 2019.

SOUZA-LINS, P. G. A.; FERREIRA, R. G. Competition during sugar cane crop raiding by blond capuchin monkeys (*Sapajus flavius*). **Primates**, v. 60, n.1, p. 81-91. 2019.

ESTRADA, A.; GARBER, P. A.; RYLANDS, A. B.; ROOS, C.; FERNANDEZ-DUQUE, E.; DI FIORE, A.; ROVERO, F. Impending extinction crisis of the world's primates: Why primates matter. **Science Advances**, v.3, n.1. 2017.

FERRANTE, L.; BACCARO, F. B.; FERREIRA, E. B.; SAMPAIO, M. F. D. O.; SANTOS, T.; JUSTINO, R. C.; ANGULO, A. The matrix effect: how agricultural matrices shape forest fragment structure and amphibian composition. **Journal of biogeography**, v. 44, n. 8, p. 1911-1922. 2017.

FRAGASZY, D. M.; BIRO, D.; ESHCHAR, Y.; HUMLE, T.; IZAR, P.; RESENDE, B.; VISALBERGHI, E. The fourth dimension of tool use: temporally enduring artefacts aid primates learning to use tools. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1630. 2013.

FIALHO, M. S.; VALENÇA-MONTENEGRO, M. M.; DA SILVA, T. C. F.; FERREIRA, J. G.; DE OLIVEIRA LAROQUE, P. Ocorrência de *Sapajus flavius* e *Alouatta belzebul* no Centro de Endemismo Pernambuco. **Neotropical Primates**, v. 21, n. 2, p. 214-219. 2014.

GALETTI, M.; BROCARD, C. R.; BEGOTTI, R. A.; HORTENCI, L.; ROCHA-MENDES, F.; BERNARDO, C. S. S.; MEIRELLES, F. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Animal Conservation**, v. 20, n. 3, p. 270-281. 2017.

GENTRY, A. H. Patterns of neotropical plant species diversity. In: M.K. Hecht, B.Wallace, G.T. Prance. **Evolutionary biology**. 15. ed. Springer: Boston,pp. 1-84. 1982.

GERWING, J. J.; SCHNITZER, S. A.; BURNHAM, R. J.; BONGERS, F.; CHAVE, J.; DEWALT, S. J.; PARREN, M. A standard protocol for liana censuses 1. **Biotropica: The Journal of Biology and Conservation**, v. 38, n. 2, p. 256-261. 2006.

GIBSON, L.; LEE, T.M.; KOH, L. P.; BROOK, B. W.; GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; SODHI, N. S. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 378. 2011.

GIEHL, E. L. H.; BUDKE, J. C. Aplicação do método científico em estudos fitossociológicos no Brasil: em busca de um paradigma. In: J.M.FELFILI et al. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. 1. ed. Universidade Federal de Viçosa:Viçosa, Minas Gerais,pp. 23-43. 2011.

GILPIN, M. E. Minimal viable populations: processes of species extinction. Conservation biology: the science of scarcity and diversity. In: M. E. Soule', (ed.), **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**, USA. Sinauer Associates, Sunderland: Massachusetts, pp. 19-34, 1986.

GROVES, C. **Primate (Taxonomy)**. Australian National University:Australia. 2016.

GUEDES, I. C. C. Dez anos do redescobrimto do macaco-prego-galego (*Sapajus flavius*): atual status da pesquisa, manejo e conservação da espécie. **Monografia (Graduação Ciências Biológicas)**. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 49 p. 2017.

HIGUCHI, P.; SILVA, A. C. D.; SPIAZZI, F. R.; NEGRINI, M.; RAFAELI NETO, S. L.; BENTO, M. A.; SILVA, A. L. D. Elementos da paisagem como fonte de heterogeneidade florístico-estrutural do componente arbóreo em área de floresta ombrófila mista. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 2, p. 661-673. 2018.

JACK, K. M. The Cebines: Toward an explanation of variable social structure. In: C.J. Campbell et al. **Primates in Perspective**. 2. ed. Oxford:University Press Oxford, pp. 108-122. 2011.

JERÔNIMO, C. E. Crescendo em liberdade: desenvolvimento do comportamento de Forrageio em *Sapajus flavius* juvenis em fragmento de Mata Atlântica em Caaporã - PB. **Monografia (Graduação em Ciências Biológicas)**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 54 p. 2017.

KALBITZER, U.; CHAPMAN, C. A. Primate responses to changing environments in the Anthropocene. In: U., KALBITZER e K. M., JACK (Eds.). **Primate Life Histories, Sex Roles, and Adaptability**. Springer, Cham. pp. 283-310. 2018.

KANG, W.; MINOR, E. S.; PARK, C. R.; LEE, D. Effects of habitat structure, human disturbance, and habitat connectivity on urban forest bird communities. **Urban ecosystems**, v. 18, n. 3, p. 857-870. 2015.

KARDOS, M.; ÅKESSON, M.; FOUNTAIN, T.; FLAGSTAD, Ø.; LIBERG, O.; OLASON, P.; ELLEGREN, H. Genomic consequences of intensive inbreeding in an isolated wolf population. **Nature ecology & evolution**, v. 2, n. 1, p. 124-131. 2018.

KLEINSCHROTH, F.; HEALEY, J. R. Impacts of logging roads on tropical forests. **Biotropica**, v. 49, n. 5, p. 620-635. 2017.

LAURANCE, W. F.; SAYER, J.; CASSMAN, K. G. Agricultural expansion and its impacts on tropical nature. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 2, p. 107-116. 2014.

LOURENÇO, A.; ÁLVAREZ, D.; WANG, I. J.; VELO-ANTÓN, G. Trapped within the city: Integrating demography, time since isolation and population-specific traits to assess the genetic effects of urbanization. **Molecular Ecology**, v. 26, n. 6, p. 1498-1514. 2017.

MALTA, A.D.J.R.; PONTES, A.R.M. The Simplified Novel Diet of the Highly Threatened Blond Capuchin in the Vanishing Pernambuco Endemism Center. In: L. K. , Marsh (Ed.), **Primates in Fragments**. Springer: New York, pp. 245-257. 2013.

MARANGON, L. C.; SOARES, J. J.; FELICIANO, A. L. P. Florística arbórea da mata da pedreira, município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, p. 207-215. 2003.

MARTINS, A. B.; VALENÇA-MONTENEGRO, M. M.; FIALHO, M. S.; LAROQUE, P. A.; DI FIORE, A. Range expansion and observation of tool use by Blond Capuchin, *Sapajus*

flavius, in the caatinga biome of Brazil. In: **XXVI Congress of the International Primatological Society**, August 25, 2016, Chicago, USA, 206-207. Abstract. 2016.

MASSETI, M.; VERACINI, C. The first record of Marcgrave's capuchin in Europe: South American monkeys in Italy during the early sixteenth century. **Archives of Natural History**, v. 37, n. 1, p. 91-101.2010.

MEDEIROS, K.; BASTOS, M.; JONES, G.; BEZERRA, B. Behavior, Diet, and Habitat Use by Blonde Capuchin Monkeys (*Sapajus flavius*) in a Coastal Area Prone to Flooding: Direct Observations and Camera Trapping. **International Journal of Primatology**, v. 40, n. 4-5, p. 511-531. 2019.

MITTELBAACH, G. G.; SCHEMSKE, D. W.; CORNELL, H. V., ALLEN, A. P.; BROWN, J. M.; BUSH, M. B.; MCCAIN, C. M. Evolution and the latitudinal diversity gradient: speciation, extinction and biogeography. **Ecology Letters**, v. 10, n. 4, p. 315-331.2007.

MITTERMEIER, R. A.; RYLANDS, A. B.; WILSON, D. E. (eds.). Handbook of the mammals of the world. In: R. A. MITTERMEIER; A. B. RYLANDS; D. E. Wilson, **Primates**, Vol 3. Lynx Edicions: Barcelona, 2013.

MITTERMEIER, R. A.; SCHWITZER, C.; RYLANDS, A. B.; TAYLOR, L. A.; CHIOZZA, F.; WILLIAMSON, E. A. e WALLIS, J. (2011). Primates in peril: the world's 25 most endangered primates 2012–2014. **IUCN/SSC Primate Specialist Group (PSG), International Primatological Society (IPS), Conservation International (CI), and Bristol Conservation and Science Foundation**, Bristol, UK, 40. 2011.

MITTERMEIER, R. A.; TURNER, W. R.; LARSEN, F. W.; BROOKS, T. M.; GASCON, C. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: F. E., ZACHOS e J. C., HABEL (Eds.), **Biodiversity hotspots**. Springer: Berlin, pp. 3-22, 2011.

MORAES, B.; RAZGOUR, O.; SOUZA-ALVES, J. P.; BOUBLI, J. P.; BEZERRA, B. M. No prelo. Red alert: habitat viability for primate conservation in northeast South America. **Oryx**.

MULLER, Z.; BERCOVITCH, F.; BRAND, R.; BROWN, D.; BROWN, M.; BOLGER, D.; CARTER, K.; DEACON, F.; DOHERTY, J. B.; FENNESSY, J.; FENNESSY, S.; HUSSEIN, A. A.; LEE, D.; MARAIS, A.; STRAUSS, M.; TUTCHINGS, A. e WUBE, T. 2018. *Giraffa camelopardalis* (amended version of 2016 assessment). *The IUCN Red List of Threatened Species* 2018: e.T9194A136266699. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T9194A136266699.en>> Acessado em: 18 Jun 2020.

NETO, C. A. M. U.; TABARELLI, M. Diagnóstico e Estratégia de Conservação do Centro de Endemismo Pernambuco. **Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste – CEPAN**. Recife, PE, 2002.

OLIVEIRA, A. T. M.; SÃO BERNARDO, C. S.; DE MELO, F. R.; DOS SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A.; CANALE, G. R. Primate and ungulate responses to teak agroforestry in a southern Amazonian landscape. **Mammalian Biology**, v. 96, p. 1-8. 2019.

OLIVEIRA, M. M.; LANGGUTH, A. Rediscovery of Marcgrave's Capuchin monkey and designation of a neotype for *Simia flavia* Schreber, 1774 (primates, cebidae). **Boletim do Museu Nacional**, 523,p. 1-16. 2006.

OLIVEIRA, A. N. D.; AMARAL, I. L. D. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**,v. 34, n. 1, p. 21-34.2004.

PAIM, F. P.; VALENTA, K.; CHAPMAN, C. A.; PAGLIA, A. P.; DE QUEIROZ, H. L. Tree community structure reflects niche segregation of three parapatric squirrel monkey species (*Saimiri* spp.). **Primates**, v. 59, n. 4, p. 395-404. 2018.

PENNELL, M. W. What Explains Latitudinal Diversity Gradients? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 34, n. 5, p. 390-392. 2019.

PINTO, L. P.; BEDE, L. C.; FONSECA, M.; LAMAS, I.; MESQUITA, C. A.; PAGLIA, A.; CISALPINO, T. P. Biomas Brasileiros: Retratos de um País Plural. In: Fabio Rubio Scarano (org.), **Mata Atlântica**. Casa da Palavra: Rio de Janeiro, 1ª Ed., pp. 16-55,2012.

PLUMPTRE, A. J. Monitoring mammal populations with line transect techniques in African forests. **Journal of Applied Ecology**, v. 37, n. 2, p. 356-368. 2000.

PLUMPTRE, A. J.; COX, D. Counting primates for conservation: primate surveys in Uganda. **Primates**, v. 47, n. 1, p. 65-73.2006.

PONTES, A. R. M.; MALTA, A. J. R.; ASFORA, P. H. A new species of capuchin monkey, Genus *Cebus* Erxleben (Cebidae, Primates): found at the very brink of extinction in the Pernambuco Endemism Centre. **Zootaxa**, v. 1200,p. 1-12. 2006.

POTT, C. M.; ESTRELA, C. C. Histórico ambiental: desastres ambientais e o despertar de um novo pensamento. **Estudos Avançados**, v. 31, n. 89,p. 271-283. 2017.

RAFIDIMANANA, D. V.; HOLMES, S. M.; JOHNSON, S. E.; LOUIS J. R. E. E.; RAKOUTH, B. Relationship between vegetation characteristics and the presence of lemurs: *Varecia variegata*, *Eulemur rubriventer* and *Eulemur rufifrons* in Kianjavato forest fragments. **Lemur News**, v. 20.P. 15 – 18. 2017.

REVELLES, J. Archaeoecology of Neolithisation. Human-environment interactions in the NE Iberian Peninsula during the Early Neolithic. **Journal of Archaeological Science: Reports**, v. 15, p. 437-445. 2017.

REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURG, B. B. N.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hotspot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214. 2018.

REZENDE, G. C. **Mico-leão-preto**: a história de sucesso na conservação de uma espécie ameaçada. Matrix: São Paulo. 2014.

ROZENDAAL, D.M.; BONGERS, F.; AIDE, T.M.; ALVAREZ-DÁVILA, E.; ASCARRUNZ, N.; BALVANERA, P.; CALVO-RODRIGUEZ, S. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advances**, v. 5, n. 3, p. 1 - 10.2019.

RUIZ-MIRANDA, C. R.; JERUSALINSKY, L.; KIERULFF, C.; MITTERMEIER, R. A.; OLIVEIRA, L.; PISSINATTI, A.; VALENÇA-MONTENEGRO, M.; DE OLIVEIRA, P. 2019. *Leontopithecus rosalia*. **The IUCN Red List of Threatened Species** 2019: e.T11506A17935211. Disponível em: <<https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20193.RLTS.T11506A17935211.en>> Acessado em: 31 Mar. 2020.

RYLANDS, A. B.; MITTERMEIER, R. A.; SILVA, J. S. Neotropical primates: taxonomy and recently described species and subspecies. **International Zoo Yearbook**, v. 46, n. 1, p. 11-24. 2012.

SCHWITZER, C.; GLATT, L.; NEKARIS, K. A. I.; GANZHORN, J. U. Responses of animals to habitat alteration: an overview focussing on primates. **Endangered Species Research**, v. 14, n. 1, p. 31-38. 2011.

SILVA, J. M. C.; CASTELETTI, C. H. M. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. IN: C., GALINDO-LEAL; I. G., CÂMARA (ed.), **The Atlantic Forest of South America: Biodiversity Status, Threats, and Outlook**. CABS and Island Press: Washington, pp. 43-59. 2003.

SLIK, J. F.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; AIBA, S. I.; ALVAREZ-LOAYZA, P.; ALVES, L. F.; ASHTON, P.; BERNACCI, L. An estimate of the number of tropical tree species. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 112, n. 24, p. 7472-7477. 2015.

SPAGNOLETTI, N.; VISALBERGHI, E.; VERDERANE, M. P.; OTTONI, E.; IZAR, P.; FRAGASZY, D. Stone tool use in wild bearded capuchin monkeys, *Cebus libidinosus*. Is it a strategy to overcome food scarcity? **Animal Behaviour**, v. 83, n. 5, p. 1285-1294. 2012.

SOS MATA ATLÂNTICA & INPE. Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Relatório Técnico referente ao período 2017-2018. Fundação SOS Mata Atlântica e Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. São Paulo. 2019.

SOULÉ, M. E. **Viable populations for conservation**. Cambridge university press: Cambridge. 1987.

SOUTO, A.; BIONE, C. B.; BASTOS, M.; BEZERRA, B. M.; FRAGASZY, D.; SCHIEL, N. Critically endangered blonde capuchins fish for termites and use new techniques to accomplish the task. **Biology Letters**, v.7, n. 4, p. 532-535. 2011.

SWAISGOOD, R., Wang, D. & Wei, F. 2016. *Ailuropoda melanoleuca* (errata version published in 2017). **The IUCN Red List of Threatened Species** 2016: e.T712A121745669. Disponível em: < <https://www.iucnredlist.org/species/712/121745669>> Acessado em: 31 Mar. 2020.

TABARELLI, M.; MELO, M. D. V. C.; LIRA, O. C. A Mata Atlântica do nordeste. In: Prochnow, M., Campanili, M., Ribeiro, H., & Schaffer, W., **Mata Atlântica: Uma Rede pela Floresta**. Rede de Ongs. da Mata Atlântica:Brasília, pp. 149-164. 2006.

TABARELLI, M.; RODA, S. A. Uma oportunidade para o Centro de Endemismo Pernambuco. **Natureza & Conservação**, v. 3, n. 2, p. 22-28. 2005.

VALENÇA-MONTENEGRO, M., BEZERRA, B., FIALHO, M., JERUSALINSKY, L., LYNCH ALFARO, J. & MARTINS, A.B. 2020. *Sapajus flavius*. **The IUCN Red List of Threatened Species** 2020: e.T136253A70612866. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-2.RLTS.T136253A70612866.en>. Acessado em: 15 de setembro e 2020.

VALENÇA-MONTENEGRO, M. M.; BEZERRA, B. M.; MARTINS, A. B.; FIALHO, M. S. Avaliação do Risco de Extinção de *Sapajus flavius* (Schreber, 1774) no Brasil. In: **Processo de avaliação do risco de extinção da fauna brasileira**, ICMBio, Brasília, 2015.

VALENÇA-MONTENEGRO, M. M. V. Ecologia de *Cebus flavius* (Schreber, 1774) em remanescentes de Mata Atlântica no estado da Paraíba. **Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada)**. Universidade de São Paulo, Piracicaba. 131 p. 2011.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. IBGE. 1991.

VERDERANE, M. P.; IZAR, P.; VISALBERGHI, E.; FRAGASZY, D. M. Socioecology of wild bearded capuchin monkeys (*Sapajus libidinosus*): an analysis of social relationships among female primates that use tools in feeding. **Behaviour**, v. 150, n. 6, p. 659-689.2013.

VISALBERGHI E.; HASLAM, M.; SPAGNOLETTI, N.; FRAGASZY, D. Use of stone hammer tools and anvils by bearded capuchin monkeys over time and space: construction of an archeological record of tool use. **Journal of Archaeological Science**, v. 40, n. 8, p. 3222-3232.2013.

ZHOU, X.; LI, X.; ZHAO, K.; DODSON, J.; SUN, N.; YANG, Q. Early agricultural development and environmental effects in the Neolithic Longdong basin (eastern Gansu). **Chinese Science Bulletin**, v. 56, n. 8, p. 762.2011.