
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

CATARINA FERRAZ DE CAMARGO CIBIM

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO HABITAT PARA MICOS-LEÕES-
PRETOS (*Leontopithecus chrysopygus*) EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS DE DISTRIBUIÇÃO ATUAL E POTENCIAL**



Rio Claro - SP
2022

CATARINA FERRAZ DE CAMARGO CIBIM

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO HABITAT PARA MICOS-
LEÕES-PRETO (Leontopithecus chrysopygus) EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS DE DISTRIBUIÇÃO ATUAL E POTENCIAL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita
Filho”, para obtenção do grau de Bacharela em
Biologia.

Orientadora: Gabriela Cabral Rezende

Coorientadora e Supervisora: Laurence Marianne Vincianne Culot

Rio Claro - SP

2022

C567a Cibim, Catarina Ferraz de Camargo

Avaliação da qualidade do habitat para micos-leões-pretos (*Leontopithecus chrysopygus*) em fragmentos florestais de distribuição atual e potencial / Catarina Ferraz de Camargo Cibim. -- Rio Claro, 2022

39 f. : tabs., mapas

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado e licenciatura - Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Biociências, Rio Claro

Orientadora: Gabriela Cabral Rezende

Coorientadora: Laurence Marianne Vincianne Culot

1. Mico-leão-preto. 2. Paisagens fragmentadas. 3. Conservação biológica. I. Título.

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

Essa ficha não pode ser modificada.

CATARINA FERRAZ DE CAMARGO CIBIM

**AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DO HABITAT PARA MICOS-LEÕES-
PRETOS (*Leontopithecus chrysopygus*) EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS DE DISTRIBUIÇÃO ATUAL E POTENCIAL**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Instituto de Biociências – Câmpus de Rio Claro, da
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita
Filho”, para obtenção do grau de Bacharela em
Biologia.

BANCA EXAMINADORA:

Dra. Gabriela Cabral Rezende (orientadora)

Profa. Dra. Laurence Marianne Vincianne Culot (supervisora)

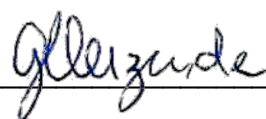
Prof. Dr. Marco Aurélio Pizo Ferreira

Prof. Dr. João Pedro Souza Alves

Aprovado em: 12 de Dezembro de 2022



Assinatura do(a) discente



Assinatura do(a) orientador(a)



Assinatura do(a) supervisor(a)

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente às minhas orientadoras, Gabriela e Laurence, pelos direcionamentos e ensinamentos, pela forma empática de lidarem com os processos de aprender a pesquisar e pela inspiração como mulheres na ciência e na conservação.

Agradeço às instituições que apoiaram direta e indiretamente a realização deste trabalho: Estação Ecológica Mico-leão-preto/ICMBio, Parque Estadual do Morro do Diabo/FF-SP, Estação Ecológica de Angatuba/FF-SP e IPÊ - Instituto de Pesquisas Ecológicas. Agradeço aos meus colegas do Laboratório de Primatologia pelas trocas e pelo auxílio e companhia nos campos.

Aos financiadores do Programa de Conservação do Mico-leão-preto/IPÊ, que possibilitaram a coleta dos dados em campo: Disney Conservation Fund, Durrell Wildlife Conservation Trust, Whitley Fund for Nature, Margot Marsh Biodiversity Foundation/Re:wild e Suzano S/A.

Aos meus pais, Cesar e Carmem, por todo amor e estrutura que me possibilitaram chegar até aqui. Aos meus irmãos, Giovana e Rafael, pelas trocas e às minhas famílias de coração formadas em Rio Claro, que foram casa e base para mim nesses anos de universidade: Talita, Gustavo, Dani, Francisco, Anu, Miguel. A todas as amigadas que não citarei por nomes, mas que foram e continuam sendo preciosas durante esses anos de crescimento.

Por fim, agradeço à experiência da universidade pública que me fez tanto amadurecer, aos grupos de extensão que me acolheram, aos artistas da cidade que me possibilitaram respiros através da cultura. Agradeço à biologia por me dar vontade e força para lutar pela conservação e pelo ensino de qualidade para os próximos que virão.

RESUMO

A perda e fragmentação de habitat são ameaças severas para animais endêmicos como o mico-leão-preto (MLP, *Leontopithecus chrysopygus*), que ocorre em populações pequenas e isoladas na Mata Atlântica de interior do estado de São Paulo. Visando identificar locais potenciais para manejo populacional, como forma de mitigação deste quadro, avaliamos a qualidade do habitat e disponibilidade de recursos em duas regiões prioritárias para a conservação da espécie (Pontal do Paranapanema e Alto Paranapanema) e em remanescentes florestais de distribuição atual e potencial na região do Pontal do Paranapanema. Coletamos dados de composição e estrutura arbórea (diâmetro à altura do peito – DAP $\geq 4,45$ cm) em 20 parcelas (10x10m) por área, sendo 11 áreas no total: quatro no Alto Paranapanema e sete no Pontal. Para estimar a composição, utilizamos curvas de acumulação corrigidas por Hill numbers. Filtramos as espécies utilizadas como recursos (alimentação/dormitório) e comparamos suas características entre as áreas. As curvas de diversidade demonstraram que a região do Alto P. é mais diversa que a região do Pontal, com excessão apenas do Parque Estadual Morro do Diabo (PMD), que abriga a maior população da espécie. Em relação à estrutura, os fragmentos do Alto P. também apresentaram índices maiores que os do Pontal para todas as variáveis ($p < 0,05$), com excessão novamente dos índices do PMD, e também dos índices do Corredor ecológico restaurado, área sem MLP. Os índices de diversidade de Água Sumida (sem MLP) foram próximos aos índices de Ponte Branca (com MLP), incluindo a densidade relativa de árvores utilizadas como recursos (35% e 37%) e as famílias predominantes (Myrtaceae e Fabaceae). Tucano (sem MLP) foi o fragmento menos diverso e com maior predominância de Myrtaceae (79% das espécies encontradas). A riqueza e diversidade das áreas, assim como o diâmetro das árvores, são atributos relacionados positivamente à abundância de frutos. Assim, identificamos que o Corredor e o fragmento Água Sumida apresentam condições para abrigar indivíduos de MLP, enquanto os fragmentos Tucano e Santa Maria necessitam de manejo de habitat para se tornarem mais adequados. Porém, recomendamos o manejo e suplementação de todas as áreas na região do Pontal, indicando o uso de espécies arbóreas utilizadas como recursos pelos micos e que apresentaram as melhores características estruturais segundo o estudo, mostrando que contribuem para a estrutura das florestas existentes em cada região.

Palavras-chave: Manejo de populações; estrutura florestal; estimadores de riqueza.

ABSTRACT

Habitat loss and fragmentation are severe threats to endemic animals such as the black lion tamarin (BLT, *Leontopithecus chrysopygus*), which occurs in small and isolated populations in the Atlantic Forest in the interior of the state of São Paulo. In order to identify potential sites for population management, as a way of mitigating this situation, we evaluated the quality of the habitat and resource availability in two priority regions for the conservation of the species (Pontal do Paranapanema and Alto Paranapanema) and in forest remnants of current and potential distribution in the Pontal do Paranapanema region. We collected data on tree composition and structure (diameter at breast height – DBH $\geq 4,45\text{cm}$) in 20 plots (10x10m) per area, with total of 11 areas: four in Alto Paranapanema and seven in Pontal. To estimate the composition, we used accumulation curves corrected by Hill numbers. We filtered the species used as resources (food/sleeping sites) and compared their characteristics between areas. The diversity curves showed that the Alto P. region is more diverse than the Pontal region, with the exception of the Morro do Diabo State Park (PMD), which houses the largest population of the species. Regarding the structure, the fragments of Alto P. also presented higher indices than those of Pontal for all variables ($p < 0.05$), again with the exception of the PMD indices, and also those of the Restored Ecological Corridor, an area without BLT. The diversity indices of Água Sumida (without BLT) were close to those of Ponte Branca (with BLT), including the relative density of trees used as resources (35% and 37%) and the predominant families (Myrtaceae and Fabaceae). Tucano (without BLT) was the least diverse fragment and with the greatest predominance of Myrtaceae (79% of the species found). The richness and diversity of the areas, as well as the diameter of the trees, are attributes positively related to the fruit abundance. Thus, we identified that the Corridor and the Água Sumida fragment present conditions to shelter individuals of BLT, while the Tucano and Santa Maria fragments need habitat management to become adequate. However, we recommend the management and supplementation of all areas in the Pontal region, indicating the use of tree species used as resources by the tamarins and that presented the best structural characteristics according to the study, showing that they contribute to the structure of the existing forests in each region.

Keywords: Population management; forest structure; richness estimators.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3. Curvas de diversidade dos fragmentos do Pontal do Paranapanema.....	26
Figura 4. Curvas de diversidade dos fragmentos do Alto Paranapanema e do Parque Estadual Morro do Diabo.....	27
Figura 5. Mapa das sete áreas de estudo na região do Pontal do Paranapanema...	28
Figura 6. Curvas de diversidade com base nas espécies utilizadas para alimentação pelos micos nas áreas com e sem MLP.....	29
Figura 7. Curvas de diversidade com base nas espécies utilizadas para alimentação pelos micos nas áreas com e sem MLP, excluindo as parcelas em áreas plantadas do corredor ecológico.....	30
Figura 8. Gráficos Boxplot de DAP, volume médio e área basal média das árvores coletadas nas áreas de remanescentes e de plantio do corredor florestal.....	31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Variáveis medidas e estimadas para a caracterização da estrutura florestal em cada local de estudo.	17
Tabela 2. Dados coletados e variáveis estimadas para as características estruturais da vegetação em fragmentos com presença e ausência de MLP nas regiões do Alto Paranapanema e Pontal do Paranapanema.	20
Tabela 3. Valores de p obtidos nos testes pareados comparando cada fragmento para as variáveis estimadas.....	21
Tabela 4. Número de espécies vegetais utilizadas como recursos por MLP e porcentagem de abundância em relação à abundância total amostrada em cada fragmento de estudo.	24
Tabela 5. Abundância e riqueza de espécies vegetais utilizadas como recursos na área do corredor florestal, segundo parcelas coletadas em remanescentes e em áreas_plantadas.....	31

LISTA DE ABREVIATURAS

AGS	Água Sumida
COR	Corredor
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
ESEC MLP	Estação Ecológica do Mico-Leão-Preto
FRC	Fazenda Rio Claro
GRB	Garibaldi
GUA	Guareí
MLP	Mico-Leão-Preto
PAP	Perímetro à Altura do Peito
PBC	Ponte Branca
PMD	Parque Estadual Morro do Diabo
RBN	Ribeirão Bonito
SMA	Santa Maria
TUC	Tucano

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
1.1 Objetivos.....	12
2. METODOLOGIA.....	13
2.1 Área de estudo.....	13
2.2 Coleta de dados.....	16
2.3 Análise de dados	17
3. RESULTADOS	18
3.1 Comparação entre regiões	18
3.2 Áreas com e sem MLP (Pontal do Paranapanema).....	27
3.3 Corredor ecológico.....	30
4. DISCUSSÃO	32
5. CONCLUSÃO.....	35
REFERÊNCIAS.....	36

1. INTRODUÇÃO

O mico-leão-preto (Callitrichidae: *Leontopithecus chrysopygus* Mikan 1823) é uma espécie de primata arborícola endêmica da Mata Atlântica do interior do estado de São Paulo, Brasil, e atualmente considerada Em Perigo de extinção (REZENDE *et al.*, 2020). Os principais fatores de ameaça para a espécie são a perda e a fragmentação severa de seu hábitat, que reduziram sua ocorrência para algumas áreas dentro dos 7% restantes de floresta estacional semidecidual em São Paulo. Dessa forma, pequenas populações ocorrem em diversos fragmentos isolados, cercados por fazendas de gado, florestas de eucalipto e plantações de cana-de-açúcar (GARBINO *et al.*, 2016; RIBEIRO *et al.*, 2009).

A distribuição geográfica dos micos-leões-pretos (MLP) compreendia desde a margem direita do rio Paranapanema até o limite leste do rio Paraná e margem esquerda do rio Tietê (RYLANDS; KIERULFF; PINTO, 2002). Porém, a espécie já foi considerada extinta em São Paulo devido a um hiato de seis décadas sem registros na natureza, até ser redescoberta na década de 1970, na Reserva Florestal do Morro do Diabo, hoje Parque Estadual do Morro do Diabo (PEMD), localizado no Pontal do Paranapanema, extremo oeste de São Paulo (COIMBRA-FILHO, 1970b). Após a redescoberta, sua ocorrência já foi reportada em outros municípios e regiões do estado, como Lençóis Paulista, Angatuba, Guareí, Buri, Taquarivaí, Borebi e São Miguel Arcanjo (CULOT *et al.*, 2015; LIMA *et al.*, 2003; MÉDICI *et al.* 2003; RODRIGUES *et al.* 2014; GARBINO *et al.*, 2016). Hoje, a população nativa total de MLP é estimada em cerca de 1600 indivíduos, que ocorrem em apenas 1% da sua área de distribuição original em populações muito pequenas e isoladas que, portanto, apresentam alto risco de extinção (REZENDE *et al.*, 2020). A sobrevivência dessas populações reduzidas é afetada a médio e longo prazo principalmente pela homogeneidade genética e pela endogamia deletéria (VALLADARES-PÁDUA, 1987).

No Pontal, além do PEMD com 33.800 ha, há 6.700 ha de remanescentes de Mata Atlântica protegidos, que compõem os quatro fragmentos da Estação Ecológica do Mico-Leão-Preto, além de vários fragmentos privados menores ao redor do parque. As populações de MLP atualmente estão presentes em apenas quatro desses fragmentos, além do PEMD, totalizando cerca de 36.500 ha (GARBINO *et al.*, 2016). Devido à dependência do hábitat florestal, espécies como o MLP têm

maior probabilidade de perder ou sofrer reduções significativas em sua capacidade de se locomover por paisagens fragmentadas, isolando populações e afetando sua viabilidade e sobrevivência no longo prazo (LEES & PERES, 2009). Dessa forma, apenas a população residente no PEMD é considerada demográfica e geneticamente viável a longo prazo, e as demais populações, se tratadas como parte de uma metapopulação e devidamente manejadas, podem apresentar uma boa probabilidade de se manterem viáveis (FORERO-SÁNCHEZ, 2020).

As ações de manejo populacional são uma solução rápida para restaurar os processos demográficos perdidos devido à fragmentação do habitat, permitindo o fluxo gênico e aumentando a viabilidade populacional. Nesse contexto, a medida de manejo que se mostrou mais vantajosa para a espécie foi a translocação (movimentação de animais silvestres de um fragmento para outro com o intuito de estabelecer, restabelecer ou aumentar uma população), por possibilitar a mitigação dos efeitos adversos da redução de habitat e do isolamento das populações, maximizando probabilidade de sobrevivência, vigor genético e evolução adaptativa na natureza (MARTINS, 2003; MÉDICI *et al.*, 2003). Para uma translocação ser bem-sucedida é necessário, dentre outros fatores, que os animais se mantenham no novo fragmento onde ocorreu a soltura, que encontrem os recursos necessários para sua sobrevivência (alimentação e abrigo), e que sobrevivam o suficiente para se reproduzirem, estabelecendo uma população autossustentável (WILSON *et al.*, 1992).

A fim de selecionar os melhores locais para a realização desse manejo, em termos de qualidade do hábitat, faz-se necessária uma análise dos recursos disponíveis usados pela espécie em questão e das condições ambientais, em remanescentes de florestas dentro de sua distribuição original, com ou sem a presença da espécie, conforme recomendado por diretrizes estabelecidas pelos documentos IUCN Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations e IUCN Guidelines for Nonhuman Primate Reintroductions (IUCN, 2012; BAKER, 2002). O MLP é apresenta uma dieta composta majoritariamente por frutos, além de insetos, pequenos vertebrados e exsudatos (PASSOS, 1999). São primatas diurnos de pequeno porte (500-700g) e vivem geralmente em grupos de três a quatro indivíduos, com variações de dois a oito indivíduos (COIMBRA-FILHO, 1976; KLEIMAN *et al.*, 1988). Portanto, um dos aspectos a serem considerados na escolha das áreas para manejo populacional é se o hábitat original dos grupos

possui composição de espécies arbóreas e estrutura florestal semelhantes à área para onde serão reintroduzidos/translocados, auxiliando na adaptação ao novo ambiente e indicando a qualidade do hábitat. A semelhança na composição das árvores frutíferas (locais de alimentação) pode fazer com que os animais adaptem seu requerimento energético diário, gastando menos energia na busca de alimentos e aumentando sua chance de sobrevivência, possibilitando utilizarem mais energia para a reprodução, assim como a presença de locais para dormir pode fornecer abrigo contra predadores e proteção contra climas adversos (CHAPMAN, 1989; AQUINO & ENCARNACIÓN, 1986).

Nesse contexto, o presente estudo propõe avaliar a qualidade do hábitat em duas regiões prioritárias para a conservação do MLP segundo modelos considerando variáveis de clima e paisagem: as regiões correspondentes às bacias do Pontal do Paranapanema e do Alto Paranapanema (REZENDE *et al.*, 2020). O estudo inclui remanescentes florestais de distribuição atual e potencial da espécie, visando identificar e comparar áreas de onde o(s) grupo(s) de MLP serão possivelmente removidos e para onde serão translocados, e fornecer subsídios para o planejamento de futuras ações de manejo metapopulacional. Essa avaliação será feita a partir de dados sobre a estrutura da floresta, composição da comunidade arbórea e disponibilidade de recursos nos respectivos ambientes.

1.1 Objetivos

Geral:

Estimar e comparar a qualidade do hábitat para o mico-leão-preto em remanescentes florestais nas regiões do Pontal do Paranapanema e Alto Paranapanema.

Específicos:

1. Avaliar a estrutura e composição da comunidade arbórea;
2. Comparar a disponibilidade de recursos alimentícios e dormitórios entre as áreas com presença e ausência de populações de MLP.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado num total de 11 fragmentos de floresta no interior do estado de São Paulo, Brasil, sendo sete delas na região do Pontal do Paranapanema (oeste do estado de São Paulo) e quatro na região do Alto Paranapanema (sudeste do estado). Desse total, três áreas do Pontal não apresentam ocorrência de MLP.

- **Pontal do Paranapanema**

As áreas localizadas no Pontal do Paranapanema foram: Parque Estadual do Morro do Diabo (que aqui trataremos como PMD), cinco fragmentos de Mata Atlântica distribuídos ao seu redor e o corredor ecológico implantado pelo IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas. O clima da região, em geral, tem duas estações bem demarcadas: o verão quente e úmido, podendo chegar a 32,3°C, enquanto o inverno é seco e frio, atingindo em média 11,1°C (FARIA *et al.*, 2006).

O PMD (33.800 ha; 22°32'43"S, 52°18'17"O), decretado Unidade de Conservação (UC) em 1986, localiza-se no município de Teodoro Sampaio, SP, e possui a maior área preservada contínua de Mata Atlântica de interior do estado, abrigando a maior população de MLP conhecida, estimada em cerca de 1200 indivíduos, com densidade populacional de 0,035 ind/ha, e grupos com a média de 5,22 indivíduos (PARANHOS, 2006). A coleta de dados foi realizada próximo à sede do Parque, numa área que equivale a cerca de 2,5 km². Vale ressaltar que essa área não é representativa da totalidade do PMD, mas em termos comparativos, equivale à área amostrada nos demais fragmentos, correspondendo à aproximadamente a área de vida de dois grupos de micos.

Três dos fragmentos fazem parte da Estação Ecológica do Mico-Leão-Preto (ESEC MLP, 6.677 ha), UC de proteção integral criada por Decreto em 2002 (BRASIL, 2002). São eles: Água Sumida (AGS, 1.199 ha, 22°16'57"S, 52°19'49"O), Ponte Branca (PBC, 1.306 ha, 22°24' S, 52°30' O) e Tucano (TUC, 2.115 ha, 22°29'10"S, 52°27'53"O), distribuídos nos municípios de Euclides da Cunha Paulista, Marabá Paulista e Presidente Epitácio (ICMBIO, 2007). Os outros dois fragmentos menores ao redor do parque são privados (<500 ha cada), sendo localizados na

Fazenda Ribeirão Bonito (RBN, 22°30'S, 52°20'O), em Teodoro Sampaio e na Fazenda Santa Maria (SMA, 22°14'18"S, 52°18'27"O) em Presidente Epitácio. Atualmente, sub-populações de MLP estão presentes em apenas três desses cinco fragmentos: PBC, SMA e RBN. No fragmento TUC, a população de MLP não é registrada há mais de 10 anos, sendo considerada extinta localmente (GARBINO et al., 2016).

O corredor ecológico (COR), também avaliado nessa pesquisa, foi previsto no Plano de Manejo da Estação Ecológica Mico-Leão-Preto (2007) e implantado para unir o PMD a um dos fragmentos da ESEC, o TUC. Para a conexão, através de projetos do Instituto IPÊ, já foram plantadas 2,4 milhões de árvores em cerca de 12 quilômetros (1,3 mil hectares), conectando pequenos remanescentes florestais entre as áreas (IPÊ, 2020). Para a coleta de dados nesta área, foram distribuídas 10 parcelas nos pequenos remanescentes de floresta que integram o corredor e 10 parcelas nas áreas de plantio que as conectam.

- **Alto Paranapanema**

O município de Lençóis Paulista (22°48'S, 48°55'O) localiza-se na borda leste do Planalto Ocidental de São Paulo e a área de estudo está localizada na Fazenda Rio Claro (FRC). O clima da região apresenta temperatura média do mês mais quente superior a 22°C e do mês mais frio, inferior a 18°C. Dois períodos bem distintos são caracterizados: um seco e frio (abril a setembro) e outro quente e úmido (outubro a março). A FRC é de propriedade da Suzano S/A e possui 12.000 hectares, sendo destes 1.324 ha de Mata Atlântica do Interior, divididos em cinco corredores de mata ciliar distribuídos entre plantios de eucalipto. As matas acompanham as bacias dos Rios Claro e Palmital (MEDICI, 2001). A ocorrência de MLP nesta área é reportada desde a década de 1990 (VALLADARES-PÁDUA & CULLEN JR., 1994) possibilitando estudos e práticas de manejo como a translocação de um grupo deste fragmento para a Fazenda Mosquito, em Narandiba, no ano de 1995 (MEDICI et al., 2003).

O município de Guareí encontra-se ao sul do estado de São Paulo. O clima é tropical, com temperaturas variando entre 17°C e 27°C na estação chuvosa e entre 13°C e 26°C na estação seca. O município é composto por áreas urbanas e grandes áreas rurais, devido à forte atividade agrícola e agropecuária na região, e está na bacia dos rios Guareí e Areia Branca. A área de estudo (GUA) encontra-se numa

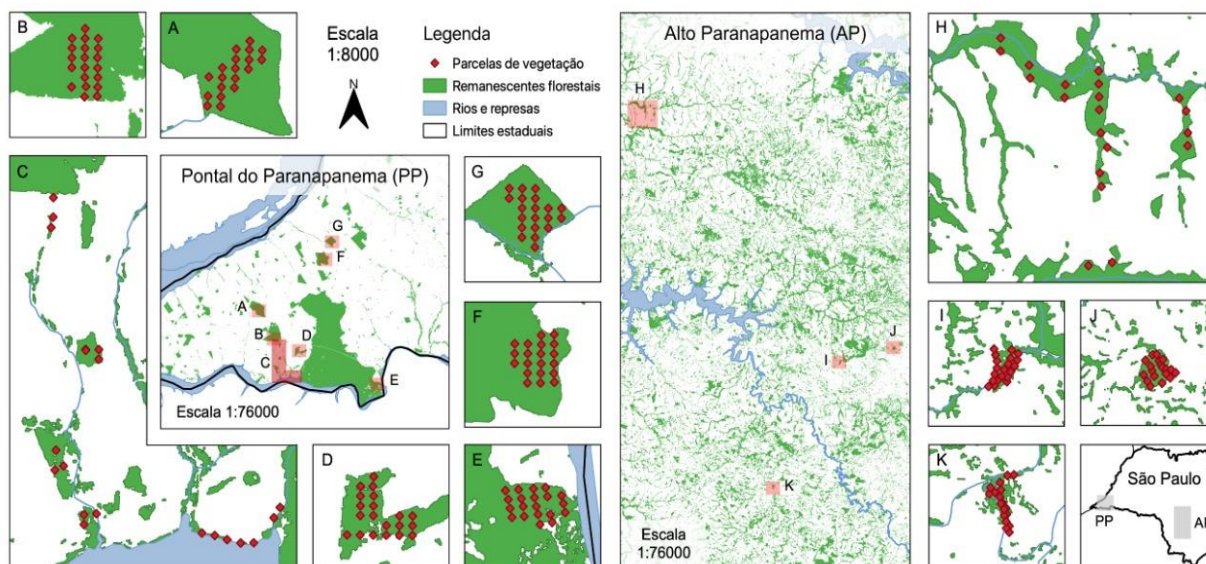
propriedade privada (Fazenda Santo Antônio - 23°24'55"S 48°14'31"O) compreendendo 105 hectares de Floresta Atlântica Semidecidual secundária e está a 11,2 km de distância da Estação Ecológica de Angatuba, a qual abriga a população de MLP mais próxima. Relatos de moradores sobre observações de MLP em Guareí permitiram que a população presente no município fosse recentemente descoberta (CULOT *et al.*, 2015).

A espécie foi registrada na Estação Ecológica de Angatuba (ANG) em 2001 (MEDICI *et al.*, 2003). A mata ciliar do Rio Guareí promove a conectividade dos fragmentos florestais do município de Guareí com a Estação Ecológica de Angatuba, Unidade de Conservação com 1.394,15 ha (CULOT *et al.*, 2015). O estudo foi realizado na floresta ripária que compreende 82,91 ha (23°27'28"S 48°23'58"O).

Em Buri, localizada ao sul das cidades de Angatuba e Guareí, foi confirmada a existência de 18 grupos de MLP em 15 fazendas na região no ano de 2003 (LIMA *et al.*, 2003). A área de estudo é a Fazenda Garibaldi (GRB), que se localiza na floresta ripária do município e compreende 100,2 ha (23°47'26"S 48°35'15"O).

Em geral, todos os fragmentos de ambas as áreas são cercados por áreas de pasto, plantações de cana-de-açúcar, milho e/ou eucalipto. A temperatura média anual e a precipitação anual total da região do Alto Paranapanema e do Pontal do Paranapanema são, respectivamente, 21,9°C e 25°C; 1067,9 mm e 1595,2 mm, (Agrometeorological Monitoring System, 2021).

Figura 1. Mapa das onze áreas de estudo na região do Pontal e Alto Paranapanema – São Paulo, Brasil. A – Ponte Branca (ESEC MLP); B – Tucano (ESEC MLP); C – Corredor restaurado; D – Ribeirão Bonito; E – Parque Estadual Morro do Diabo; F – Água Sumida (ESEC MLP); G – Santa Maria; H – Lençóis Paulista; I – Angatuba; J – Guareí; K – Buri.



Fonte: elaborado por Gabriela Cabral Rezende (2022)

2.2 Coleta de dados

Foram distribuídas sistematicamente 20 parcelas de 10m x 10m (100 m²) em cada área, distanciando 300-400m entre si e 200m da borda do fragmento quando próximas dela (CAIAFA & MARTINS, 2007), dimensionadas com auxílio de GPS e demarcadas com barbante colorido. Dentro das parcelas, cada árvore ou palmeira com perímetro a 1,30 m de altura em relação ao solo (perímetro à altura do peito - PAP) ≥ 14 cm (ou Diâmetro à Altura do Peito – DAP $\geq 4,45$ cm) tiveram seus dados coletados correspondentes às variáveis apresentadas na **Tabela 1** (SOARES *et al.*, 2006). Cada árvore amostrada recebeu uma plaqueta de alumínio com um número de identificação e nos casos em que houve ramificações vivas a 1,30 m de altura, foram todas medidas e inseridas nos cálculos.

Tabela 1. Variáveis medidas e estimadas para a caracterização da estrutura florestal em cada local de estudo.

Variável medida	Variável estimada
Número de árvores por parcela (com DAP $\geq$ 4.45 cm)	Densidade média ($\pm$ desvio padrão) de árvores (ind/ha)
Espécies de árvores e palmeiras	Riqueza Diversidade
Perímetro à Altura do Peito (PAP) das árvores (cm)	DAP médio ($\pm$ desvio padrão) (cm) Área basal acumulada (m ² /ha) Área basal média (m ²)
Altura das árvores (m)	Altura média ($\pm$ desvio padrão) (m) Volume total (m ³ /ha) Volume médio ($\pm$ desvio padrão) (m ³)

2.3 Análise de dados

A partir dos dados coletados, as variáveis estimadas e as médias $\pm$ desvio padrão foram calculadas no programa FITOPAC versão 2.1 (SHEPHERD, 2010) e comparadas entre todos os fragmentos através de testes pareados.

Para comparar a comunidade de árvores de todas as áreas e entre as áreas com presença e ausência de micos-leões-pretos, foi calculada a riqueza e diversidade de espécies através de curvas de acumulação interpoladas (rarefação) e extrapoladas (predição) corrigidas por Hill numbers, construídos no iNEXT package (HSIEH *et al.*, 2016) no programa RStudio versão 3.6.0 (RStudio Team 2019). Esse método padroniza amostras com base no tamanho ou integridade das mesmas, facilitando a comparação de dados de biodiversidade (CHAO *et al.*, 2014). Os Hill numbers utilizados nos cálculos foram: $q = 0$ (riqueza de espécies), $q = 1$ (diversidade de Shannon), e $q = 2$ (diversidade de Simpson). Quando $q = 0$, a diversidade é representada sem dar peso à abundância de espécies, enquanto em $q = 1$, a diversidade apresenta um peso para cada espécie de acordo com sua abundância dentro da comunidade, assim baseando-se mais em espécies comuns, e em $q = 2$, há maior peso para a abundância de espécies raras, fornecendo assim uma medida do número de espécies dominantes (JOST, 2006; CHAO *et al.*, 2012).

As comparações das curvas de diversidade foram baseadas na sobreposição das estimativas do intervalo de confiança de 95% (CHAO & CHIU, 2016).

A fim de comparar as áreas segundo as espécies vegetais usadas como recurso (alimentação/dormitório), foi utilizado o banco de dados do Laboratório de Primatologia da UNESP Rio Claro para filtrar a presença dessas espécies em cada área. A partir disso, foram calculadas e comparadas a densidade e diversidade dessas espécies, além da comparação das características estruturais (altura e DAP) utilizando testes de Mann-Whitney, após a verificação da distribuição de resíduos dos dados através do teste Shapiro-Wilk. Os cálculos foram feitos no programa RStudio versão 3.6.0 (RStudio Team 2019).

3. RESULTADOS

3.1 Comparação entre regiões

Ao todo foram registradas 274 espécies arbóreas distribuídas em 54 famílias na caracterização vegetal das áreas do Pontal e Alto Paranapanema. Destas, 15% (N= 41 spp.) já foram registradas como espécies utilizadas para alimentação e 7% (N= 19 spp.) como dormitório. Foi encontrada maior riqueza de espécies na região do Alto Paranapanema (225 spp., 82% da riqueza total estimada) quando observada à região do Pontal (158 spp., 57,6%). Das 274 espécies levantadas, as duas regiões compartilham 109 spp. (39,7%).

As famílias predominantes em abundância na região do Pontal alternaram entre Fabaceae, Myrtaceae e Rutaceae, enquanto em todos os fragmentos do Alto Paranapanema, Fabaceae foi a família predominante, seguida de Meliaceae (em GUA e GRB), Euphorbiaceae (em ANG) e Myrtaceae (em FRC). As espécies *Eugenia subterminalis*, *Plinia rivularis* e *Myrcia guianensis* apresentaram maior abundância no Pontal (421, 161 e 84 indivíduos, respectivamente), enquanto *Gymnanthes klotzschiana* e *Dahlstedtia floribunda* apresentaram maior abundância no Alto Paranapanema (82 e 81 indivíduos, respectivamente).

A densidade de espécies vegetais utilizadas como recursos pelos MLP (alimentação e dormitório) foi superior na região do Alto P. (2103,7 ind/ha) em relação ao Pontal (1393,0 ind/ha).

As variáveis estimadas foram dispostas na **Tabela 2** seguindo os respectivos fragmentos de cada região. No Pontal, o fragmento Tucano apresentou o maior índice de densidade média e número de indivíduos, seguido de Santa Maria, porém Tucano também apresentou o menor número de espécies e de DAP médio. As áreas com maior DAP médio foram PMD e Corredor ($13,2 \pm 10,3$ e $12,7 \pm 8$ cm, respectivamente), Ponte Branca e Água Sumida ($10,8 \pm 7,9$ e $10,8 \pm 8,3$ cm, respectivamente). Os fragmentos do Alto Paranapanema apresentaram maiores valores de DAP médio quando comparados ao Pontal, aproximando-se apenas do PMD e Corredor. O volume total e médio de FRC e GUA foram superiores aos outros fragmentos de ambas regiões, assim como os valores de área basal média e acumulada.

Os testes pareados comparando os fragmentos para cada variável estrutural (**Tabela 3**) demonstraram que as áreas da região do Alto P. não diferiram tanto entre si quanto as áreas do Pontal. Na comparação entre as regiões, o Alto P. diferiu do Pontal com valores mais elevados para todas as variáveis, com exceção dos valores encontrados no PMD, área que se aproximou mais estruturalmente das áreas do Alto P. do que das áreas de sua região. O COR se aproximou dos valores encontrados no PMD, não diferindo em DAP e Área basal média também da região do Alto P. Em relação à altura, o PMD apresentou diferenças ao observado no Alto P., com valores mais baixos e similares aos fragmentos do Pontal, com exceção de AGS, fragmento pertencente à ESEC MLP que apresentou valores elevados de altura. Para densidade, o Corredor, demonstrando o menor valor, diferiu de todos os fragmentos, assim como Angatuba se diferiu com o maior valor (exceto de SMA e TUC). Para SMA, a densidade foi a única variável que aproximou o fragmento às áreas da região do Alto P.

Tabela 2. Dados coletados e variáveis estimadas para as características estruturais da vegetação em fragmentos com presença e ausência de MLP nas regiões do Alto Paranapanema e Pontal do Paranapanema, com destaque para o Parque Estadual do Morro do Diabo (PMD - em cinza), utilizado como área de referência. Valores de desvio padrão são apresentados junto às médias.

	Áreas com mico-leão-preto								Áreas sem mico-leão-preto		
	Alto Paranapanema				Pontal do Paranapanema				Pontal do Paranapanema		
	ANG	FRC	GRB	GUA	PMD	PBC	RBN	SMA	AGS	COR	TUC
Área do fragmento (ha)	1,394	1,800	100	105	33,700	1,306	418	515	1,199	1,340	2,115
Nº de indivíduos	440	299	386	364	256	294	243	315	278	190	375
Nº de espécies	81	93	63	82	73	51	57	50	45	60	34
Nº de famílias	31	35	23	27	25	22	24	22	22	23	17
Altura média (m)	7,8 ±2,3	10,2 ±6,9	7,2 ±2,2	8,8 ±5,3	6,9 ±3,7	6,6 ±2,4	6,15 ±1,8	5,8 ±2,03	7,5 ±3,2	5,7 ±1,7	6,2 ±1,6
DAP médio (cm)	12,4 ±75,1	13,3 ±12,8	13,8 ±10,7	14,2 ±11,7	13,2 ±10,3	10,8 ±7,9	10,1 ±6,05	9,5 ±6,25	10,8 ±8,3	12,7 ±8,01	9,7 ±6,4
Área basal total (m²/ha)	36.55	40.28	33.98	41.80	28.41	20.78	12.98	14.71	20.33	16.94	19.97
Área basal média (m²)	1.67 ±2.17	2.69 ±8.88	2.41 ±5.46	2.68 ±5.47	2.22 ±4.31	1.41 ±2.93	1.07 ±1.54	0.93 ±1.28	1.46 ±3.87	1.73 ±2.29	1.08 ±2.09
Volume total (m³/ha)	242.03	530.91	235.13	456.57	236.63	150.94	70.53	81.57	188.81	76.00	113.17
Volume médio (m³)	11.03 ±16.84	35.51 ±158.95	16.68 ±49.40	29.27 ±82.45	18.49 ±56.17	10.27 ±32.34	5.81 ±11.31	5.18 ±12.58	13.58 ±67.53	7.76 ±10.84	6.10 ±17.91
Densidade média	2200 ±1000	1500 ±500	1400 ±600	1600±400	1300 ±300	1500 ±500	1200 ±400	1600 ±600	1400 ±500	800 ±600	1900 ±600

Fonte: Dados da pesquisa (2022)

Tabela 3. Valores de p obtidos nos testes pareados comparando cada fragmento para as variáveis estimadas. A cor cinza representa os valores de p abaixo de 0,05, indicando diferença.

(a) DAP

		Alto P.				Pontal					
		ANG	FRC	GRB	GUA	AGS	COR	PBC	PMD	RBN	SMA
Alto P.	ANG					0.000					
	FRC	0.524					0.003				
	GRB	0.664	0.299				0.000				
	GUA	0.985	0.712	0.686			0.003				
Pontal	COR	0.712	0.984	0.427	0.712	0.016					
	PBC	0.000	0.025	0.000	0.003	0.807	0.025				
	PMD	0.701	0.984	0.435	0.811	0.006	0.945	0.012			
	RBN	0.000	0.003	0.000	0.001	0.984	0.009	0.701	0.004		
	SMA	0.000	0.000	0.000	0.000	0.807	0.001	0.463	0.001	0.868	
	TUC	0.000	0.000	0.000	0.000	0.532	0.000	0.268	0.000	0.664	0.784

(b) Altura

Alto P.					Pantal					
	ANG	FRC	GRB	GUA	AGS	COR	PBC	PMD	RBN	SMA
Alto P.	ANG				0.001					
	FRC	0.000			0.000					
	GRB	0.000	0.000		0.000					
	GUA	0.898	0.000	0.074	0.818					
Pantal	COR	0.000	0.000	0.000	0.000	0.136				
	PBC	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000			
	PMD	0.000	0.000	0.001	0.000	0.001	0.054	0.278		
	RBN	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.011	0.021	0.705	
	SMA	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.693	0.000	0.041	0.016
	TUC	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.056	0.975	0.442

(g) Densidade

	Alto P.				Pontal					
	ANG	FRC	GRB	GUA	AGS	COR	PBC	PMD	RBN	SMA
Alto P.	ANG				0.006					
	FRC	0.033			0.003					
	GRB	0.020	0.654		0.655					
	GUA	0.043	0.659	0.621	0.978					
Pontal	COR	0.000	0.001	0.006	0.000	0.309				
	PBC	0.025	0.926	0.799	0.659	0.655	0.002			
	PMD	0.001	0.302	0.654	0.043	0.655	0.003	0.244		
	RBN	0.001	0.170	0.523	0.037	0.415	0.018	0.185	0.654	
	SMA	0.056	0.748	0.550	0.974	0.468	0.001	0.709	0.136	0.090
	TUC	0.034	0.495	0.000	0.149	0.092	0.239	0.149	0.006	0.005
										0.244

Fonte: Elaborado pela autora (2022)

As curvas de amostragem corrigidas por Hill numbers demonstraram que a estimativa de cobertura de todas as áreas foi acima de 80% (**Figura 2**). As curvas de diversidade demonstraram que os fragmentos com maior riqueza de espécies e diversidade de Shannon no Pontal foram, respectivamente, o PMD, que abriga a maior população da espécie, o corredor ecológico e Ribeirão Bonito, sendo que desses, apenas no corredor não há a presença de MLP. Os índices de diversidade de Água Sumida (sem MLP) foram próximos aos índices de Ponte Branca (com MLP), incluindo a abundância relativa de árvores utilizadas como recursos (35% e 37% - **Tabela 4**) e as famílias predominantes (Myrtaceae e Fabaceae). Tucano foi o fragmento com menores valores de riqueza de espécies e diversidade (**Figura 3**), com maior predominância de Myrtaceae (79% das espécies encontradas).

Já no Alto Paranapanema, a Fazenda Rio Claro demonstrou maiores índices de riqueza de espécies e diversidade de Shannon, ultrapassando os índices do PMD, incluído nessa comparação como grupo externo. Guareí foi o segundo fragmento com maiores índices de diversidade, sendo estes muito próximos aos do PMD. Nesta região, a Fazenda Garibaldi em Buri foi o fragmento com índices de diversidade mais baixos, sendo ainda assim superiores aos demais fragmentos do Pontal (**Figura 4**).

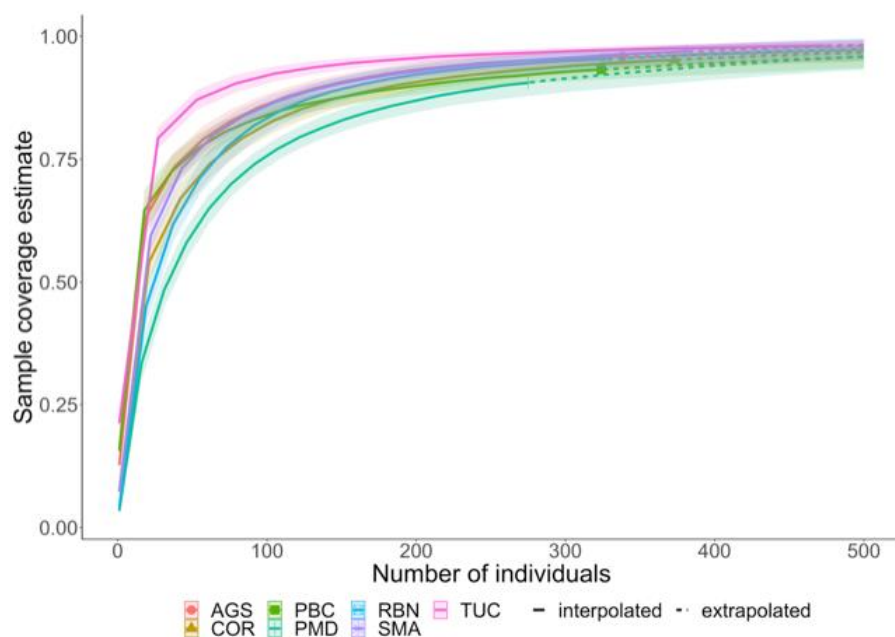
Tabela 4. Número de espécies vegetais utilizadas como recursos por MLP e porcentagem de abundância em relação à abundância total amostrada em cada fragmento de estudo.

	Pontal do Paranapanema							Alto Paranapanema			
	Áreas sem MLP			Áreas com MLP				Áreas com MLP			
	AGS	COR	TUC	PMD	RBN	SMA	PBC	ANG	FRC	GRB	GUA
Alimentação	11	15	9	16	10	14	13	15	20	11	12
Dormitório	2	1	2	4	3	1	2	3	5	1	9
Ambos	3	2	1	3	2	2	1	1	4	2	3
Abundância relativa (%)	35,0	24,7	38,1	34,0	29,2	39,7	37,4	20,4	26,5	34,2	42,8

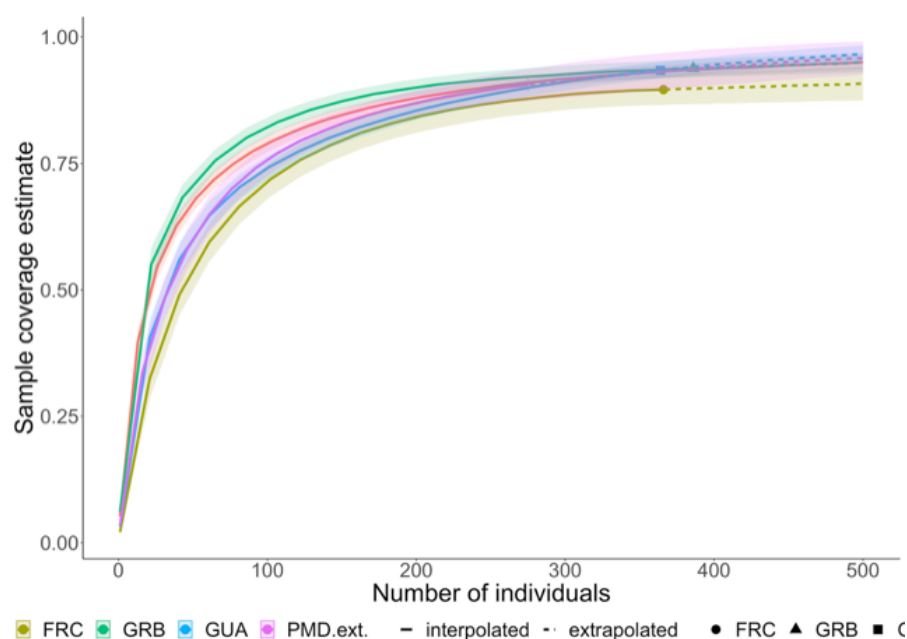
Fonte: Elaborado pela autora (2022)

Figura 2. Curvas de amostragens rarefeitas (linhas sólidas) e extrapoladas (linhas tracejadas) baseadas na cobertura de cada fragmento em função do tamanho das amostras, com intervalos de confiança de 95% (áreas sombreadas). **(a)** fragmentos da região do Pontal do Paranapanema **(b)** fragmentos da região do Alto Paranapanema.

(a)

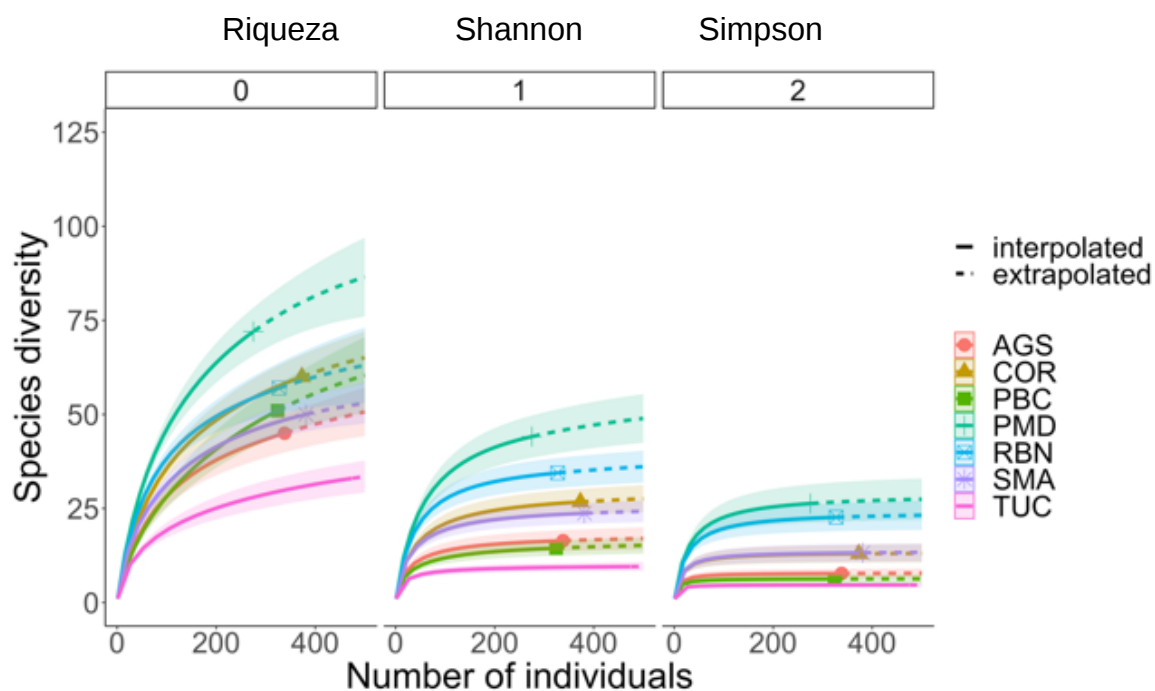


(b)



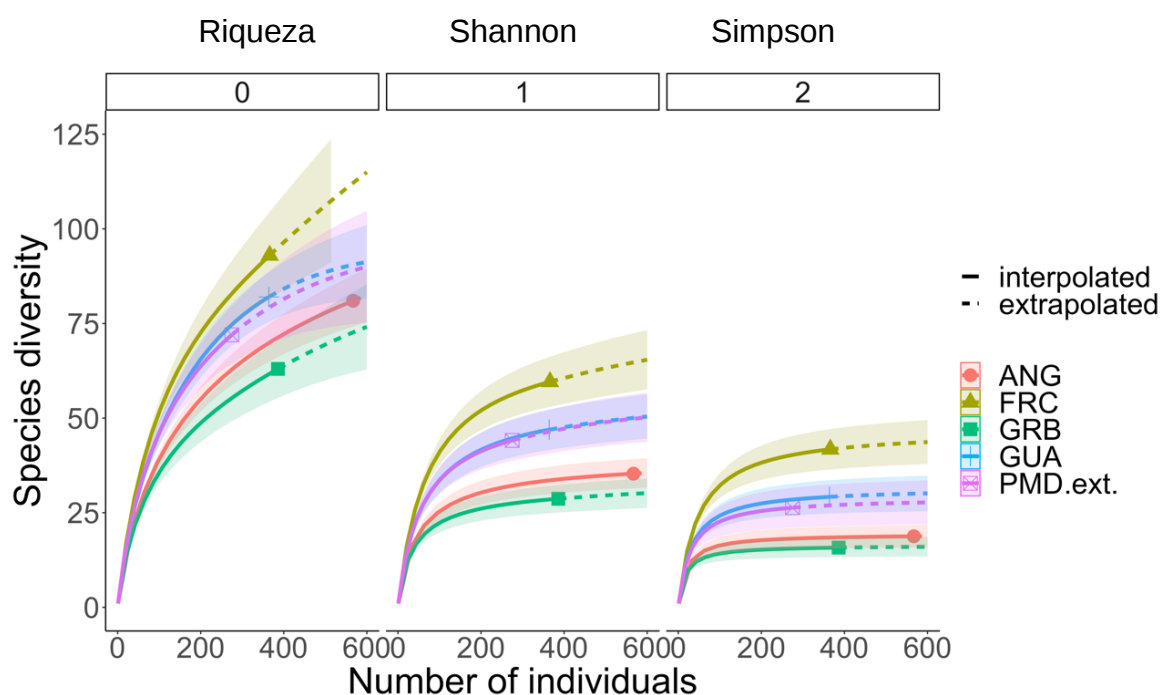
Fonte: Elaborado pela autora (2022)

Figura 3. Curvas de rarefação (segmento de linha sólida) e extrapolação (segmentos de linha pontilhada) por ordem de diversidade, com intervalos de confiança de 95% (áreas sombreadas) baseadas na amostragem dos fragmentos do Pontal do Paranapanema.



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

Figura 4. Curvas de rarefação (segmento de linha sólida) e extrapolação (segmentos de linha pontilhada) com intervalos de confiança de 95% (áreas sombreadas) baseadas na amostragem dos fragmentos do Alto Paranapanema e do Parque Estadual Morro do Diabo.

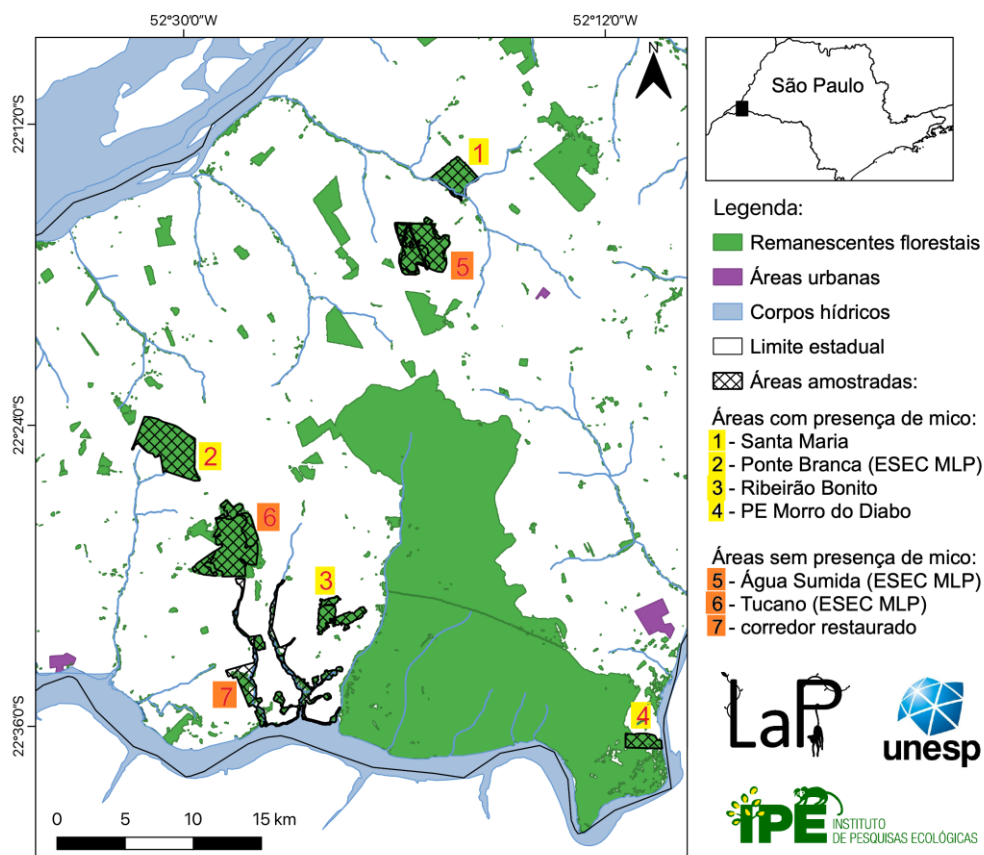


Fonte: Elaborado pela autora (2022)

3.2 Áreas com e sem MLP (Pontal do Paranapanema)

Nas áreas com presença de MLP (**Figura 5**) foram encontradas 29 espécies vegetais utilizadas para alimentação e 9 espécies usadas para dormitório, enquanto nas áreas sem MLP foram encontradas 24 espécies utilizadas para alimentação e 8 para dormitório. Em relação às espécies utilizadas para alimentação, nas áreas com MLP elas apresentaram densidade de 453,7 ind/ha e nas áreas sem MLP, 460,0 ind/ha. Já em relação às espécies utilizadas como dormitório, nas áreas com MLP sua densidade foi de 171,2 ind/ha e nas áreas sem MLP, de 155,0 ind/ha.

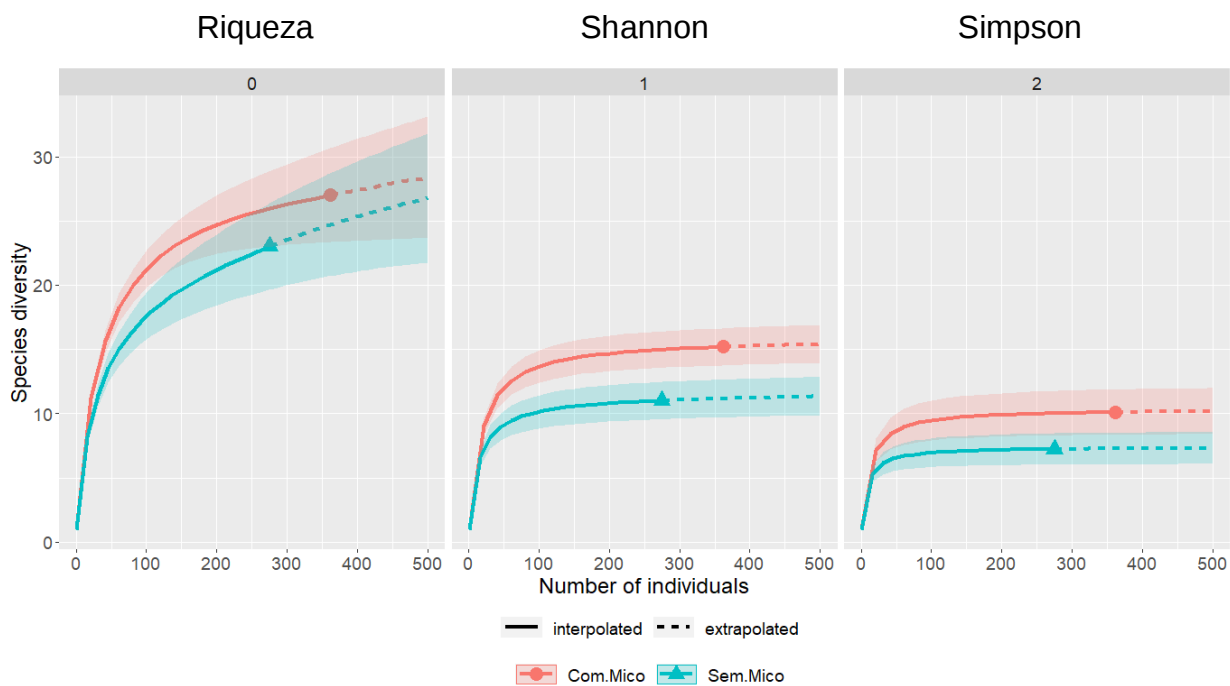
Figura 5. Mapa das sete áreas de estudo na região do Pontal do Paranapanema, São Paulo, Brasil.



Fonte: elaborado por Gabriela Cabral Rezende (2022)

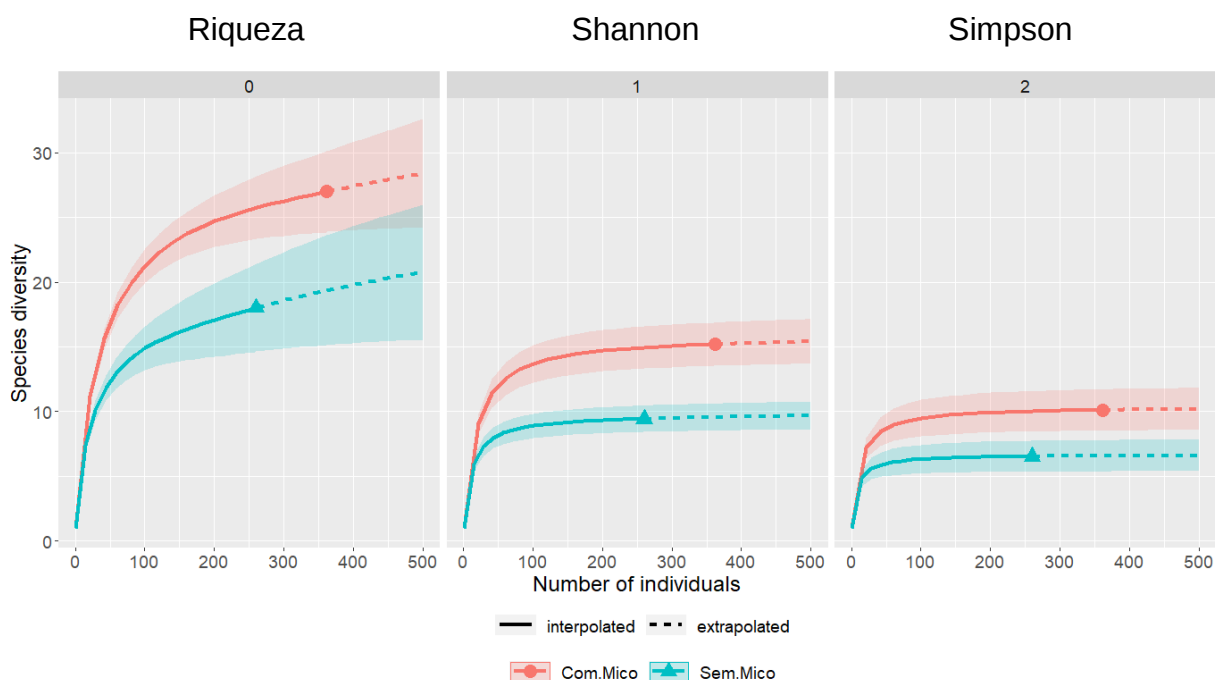
As curvas de diversidade com relação aos recursos para alimentação nos grupos de áreas com e sem MLP mostraram resultados diferentes quando incluindo e não incluindo as parcelas coletadas nas áreas plantadas do corredor ecológico. Incluindo as parcelas das áreas plantadas, ou seja, considerando as 20 parcelas do COR, a riqueza de espécies consumidas de ambos os agrupamentos de áreas não difere significativamente, pela sobreposição do intervalo de confiança, enquanto a diversidade de Shannon e de Simpson demonstraram-se significativamente maiores nas áreas com MLP (**Figura 6**). Levando em conta apenas os dados das 10 parcelas coletadas em remanescentes do corredor (mas não das áreas plantadas), a riqueza de espécies das áreas sem MLP foi significativamente menor do que a riqueza das áreas com MLP (**Figura 7**).

Figura 6. Curvas de rarefação (segmento de linha sólida) e extrapolação (segmentos de linha pontilhada) com base nas espécies utilizadas para alimentação pelos micos nas áreas com e sem MLP, por ordem de diversidade.



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

Figura 7. Curvas de rarefação (segmento de linha sólida) e extrapolação (segmentos de linha pontilhada) com base nas espécies utilizadas para alimentação pelos micos nas áreas com e sem MLP, excluindo os dados das parcelas em áreas plantadas do corredor ecológico.



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

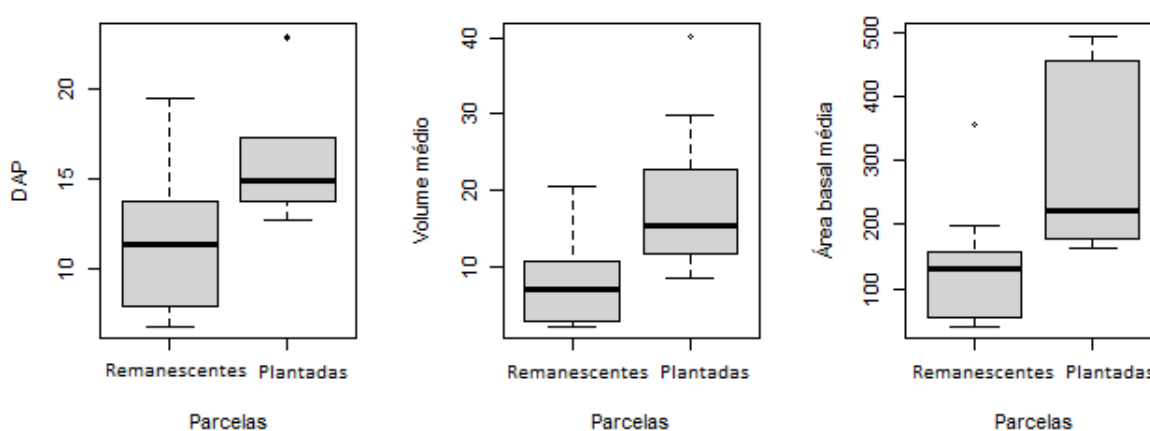
Os testes de Mann-Whitney demonstraram que a estrutura das espécies vegetais utilizadas para alimentação diferiu entre os fragmentos com e sem MLP, tanto em altura ($W = 40441$; $p\text{-value} = 0,005$), quanto em DAP ($W = 51352$; $p\text{-value} = 0,024$), sendo a mediana do DAP dos fragmentos com MLP (8,12 cm) superior ao DAP das áreas sem MLP (7,13 cm). Em relação às espécies utilizadas como dormitórios, não houve diferenças em DAP ($W = 8448,5$, $p\text{-value} = 0,897$), mas sim em altura ($W = 6923,5$, $p\text{-value} = 0,0166$), sendo a mediana dos fragmentos sem MLP (7 m) superior à dos fragmentos com MLP (6 m).

3.3 Corredor ecológico

Comparando a estrutura vegetal das áreas plantadas e dos remanescentes preexistentes do corredor, houve diferenças em DAP ($p = 0,003$), volume médio ($p = 0,003$) e área basal média ($p = 0,001$), sendo as médias de todas essas variáveis maiores nas áreas plantadas (**Figura 8**). Em contraposição, os remanescentes

apresentaram densidade superior às áreas plantadas (1200 e 750 ind/ha, respectivamente), assim como riqueza e abundância de recursos (**Tabela 5**).

Figura 8. DAP, volume médio e área basal média das árvores coletadas nas áreas de remanescentes e nas áreas plantadas do corredor florestal. As linhas horizontais dentro das caixas representam as medianas, as caixas representam quartis e as linhas verticais os percentis.



Fonte: Elaborado pela autora (2022)

Tabela 5. Abundância e riqueza de espécies vegetais utilizadas como recursos na área do corredor florestal, segundo parcelas coletadas em remanescentes e em áreas plantadas.

	Abundância			Riqueza	
	Plantadas	Remanescentes		Plantadas	Remanescentes
Alimentação	13	18	Alimentação	4	8
Dormitório	0	2	Dormitório	0	1
Ambos	2	1	Ambos	1	1

Fonte: Elaborado pela autora (2022)

4. DISCUSSÃO

A composição em árvores difere bastante entre as duas regiões avaliadas, tendo o Alto Parapanema apresentado maior riqueza específica e diversidade. O número de espécies não sobrepostas (165 spp., 60.3% da riqueza total estimada) pode se dar devido à grande distância geográfica entre as regiões, além de outros fatores que não foram analisados neste estudo, como temperatura, umidade e características do solo. A estrutura da floresta também diferiu entre as regiões, tendo os fragmentos do Alto P. apresentado maiores valores de DAP, altura, volume e área basal, além de densidade (ind/ha) maior para as árvores utilizadas para alimentação e dormitório. O DAP é uma medida que reflete a capacidade reprodutiva de árvores frutíferas, sendo positivamente associado à disponibilidade de frutos (LEIGHTON & LEIGHTON, 1982; PETERS *et al.*, 1988; CHAPMAN, 1989, 1992), além de estar associado à presença de ocos, que são predominantemente utilizados como dormitórios pelos MLP (HARPER *et al.*, 2005; MÉDICI, 2001; SILVA, 2019; VALLADARES-PÁDUA, 1993). Os dados de estrutura e densidade de recursos das regiões podem estar diretamente associados à ocorrência do MLP em alta densidade populacional nos fragmentos da região do Alto P., superiores aos índices de densidade populacional do Pontal (FORERO-SÁNCHEZ, 2020; GARBINO *et al.*, 2016; CULOT *et al.*, 2015). Contudo, existem outros fatores que não foram levado em conta neste estudo, como distância entre os fragmentos, probabilidade da chegada de novas espécies e tamanho dos fragmentos.

O PMD, se destacando na região do Pontal com maiores valores de riqueza e diversidade, aproximou-se em riqueza de todas as áreas da região do Alto P., e em diversidade especificamente com Guareí, fragmento com tamanho equivalente a 0,3% da área do PMD. Dessa forma, o fragmento em Guareí apresentou boa qualidade, apesar de seu tamanho reduzido e da matriz de pastagens e plantios de eucalipto, apresentando, portanto, boas condições à sobrevivência dos grupos de MLP ali presentes. Em relação à estrutura, além do PMD, o corredor restaurado também se aproximou dos índices de DAP e área basal da região do Alto P., porém demonstrou baixos valores de densidade e volume.

A predominância de variáveis estruturais com valores menores nas florestas do Pontal, em relação aos valores encontrados no Alto P., pode ser explicada pelo histórico de fragmentação e degradação das florestas na região. Grandes mudanças

no uso da terra aconteceram de modo muito rápido e extensivo no período de 1955 a 1965 em toda a região do Pontal, quando as reservas foram ilegalmente ocupadas e eliminadas para a formação das fazendas atuais (PASSOS, 2004). Nesse processo ocorreu a retirada das árvores de maior porte pelo frequente corte seletivo de madeira, modificando estruturalmente as florestas. O mesmo processo não ocorreu na área amostrada do PMD por ter sido transformado em Reserva Estadual em 1945, pelo Decreto-Lei 14.916, o que explica as melhores características estruturais do PMD em relação aos outros remanescentes da região.

No Pontal do Paranapanema, o corredor florestal restaurado (sem presença de MLP) indicou o potencial da restauração no reestabelecimento das condições favoráveis aos micos por se assemelhar estrutural e composicionalmente ao PMD, aqui utilizado como referência por ser o único remanescente que abriga uma população de MLP viável a longo prazo. Analisando mais a fundo o corredor, observamos que as áreas de remanescentes preexistentes apresentam valores de estrutura inferiores e de composição superiores quando comparados às áreas plantadas. Apesar de possuírem estrutura similar ao PMD, as áreas plantadas apresentam valores muito baixos de densidade (proximidade das árvores), característica que pode interferir na movimentação dos MLPs pela conectividade entre as árvores e, conseqüentemente, entre esses remanescentes. Porém, a densidade de árvores maduras em áreas de plantio está diretamente relacionada ao distanciamento escolhido para o plantio (RODRIGUES *et al.*, 2009) e pode aumentar à medida que a floresta se torna mais madura, quando novas plântulas vão surgindo e se desenvolvendo a partir da dispersão de sementes das árvores mais maduras. Nesse caso, por se tratar de uma floresta com menos de 20 anos, é possível que essa densidade aumente naturalmente com o passar do tempo, favorecendo a estruturação da floresta.

Além do corredor, o fragmento Água Sumida (sem MLP) se assemelhou em estrutura, composição e disponibilidade de recursos ao fragmento Ponte Branca (com MLP), demonstrando seu potencial para abrigar grupos da espécie. O fragmento Tucano, terceira área sem presença de MLP, se aproximou ao fragmento Santa Maria (com MLP) em relação aos valores de estrutura (DAP, altura, volume e área basal) e de abundância de recursos, porém apresentou os menores valores de riqueza e diversidade da região do Pontal. Mesmo os valores estruturais de Santa Maria foram inferiores aos valores das outras áreas com presença de MLP na

região. Os MLP são capazes de se adaptar a variações de disponibilidade de recursos, de sazonalidade e ao uso do espaço em diferentes habitats (MEDICI *et al.*, 2003; VALLADARES-PÁDUA, 1993), mas é necessário considerar que a população presente em SMA apresenta alto risco de extinção (FORERO-SÁNCHEZ, 2020). Portanto, é necessário trabalhar para melhorar a qualidade de ambos os remanescentes, tanto em termos estruturais quanto composicionais, através da suplementação e enriquecimento, visando torná-los mais adequados a populações de MLP.

Desta forma, o processo de enriquecimento do habitat para o MLP deve levar em conta espécies arbóreas que contribuem para estruturação da floresta de modo a favorecer a movimentação do mico, mas que também sejam utilizadas como recursos pelos mesmos, priorizando espécie de árvores frutíferas e/ou utilizadas como locais para dormir. Sendo assim, destacamos essas espécies de relevância para o MLP que foram encontradas em ambas as regiões, a partir desse estudo, com maiores valores de DAP e volume, indicando sua contribuição para a estrutura florestal desses remanescentes: *Tapirira guianensis*, *Psidium guajava*, *Syagrus romanzoffiana*, *Inga vera* e *Trichilia catigua*, utilizadas como alimentação, *Aspidosperma polyneuron*, *Cariniana estrellensis* e *Lonchocarpus cultratus*, utilizadas como dormitório, e *Campomanesia xanthocarpa* e *Plinia rivularis*, utilizadas tanto para alimentação quanto para descanso e proteção. Outras espécies florestais de grande relevância para o processo de restauração específicas para cada região foram, no Pontal do Paranapanema: *Jacaratia spinosa* e *Cabralea canjerana*; e no Alto Paranapanema: *Trichilia claussenii*, *Chrysophyllum gonocarpum* e *Inga striata*.

5. CONCLUSÃO

As regiões do Pontal e Alto Paranapanema diferem em estrutura e composição, sendo as florestas na região do Alto P. mais favoráveis em estrutura e disponibilidade de recursos aos MLP, comparáveis ao Parque Estadual do Morro do Diabo, no Pontal. Identificamos o potencial da restauração em recuperar a qualidade do habitat pelos índices encontrados no Corredor restaurado, que já apresenta condições para abrigar indivíduos de MLP, assim como o fragmento Água Sumida. Identificamos também que os fragmentos Tucano e Santa Maria necessitam de manejo de habitat para se tornarem adequados e recomendamos o enriquecimento através da suplementação com espécies que possam contribuir tanto para a melhora da estrutura da floresta, quando ao fornecimento de recursos necessários à sobrevivência dos micos nas áreas de floresta na região do Pontal.

REFERÊNCIAS

- AGRITEMPO. **Sistema de Monitoramento Agrometeorológico**. 2021. Disponível em: <https://www.agritempo.gov.br/agritempo/index.jsp>.
- AQUINO, R.; ENCARNACIÓN, F. Characteristics and use of sleeping sites in Aotus (Cebidae: Primates) in the Amazon lowlands of Peru. **American Journal of Primatology**, v. 11, n. 4, p. 319-331, 1986.
- BAKER, L. R. Guidelines for nonhuman primate re-introductions. **Re-introduction NEWS**, v. 21, p. 29-57, 2002.
- BRASIL. Instituto Brasileiro de Meio ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **SNUC: Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza**. Brasília: IBAMA, 35 p., 2002.
- CAIAFA, A. N.; MARTINS, F. R. Taxonomic identification, sampling methods, and minimum size of the tree sampled: implications and perspectives for studies in the Brazilian Atlantic Rainforest. **Functional Ecosystems and Communities**, v. 1, n. 2, p. 95-104, 2007.
- CHAO, Anne *et al.* Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. **Ecological monographs**, v. 84, n. 1, p. 45-67, 2014.
- CHAO, Anne; CHIU, Chun-Huo; HSIEH, T. C. Proposing a resolution to debates on diversity partitioning. **Ecology**, v. 93, n. 9, p. 2037-2051, 2012.
- CHAO, Anne; CHIU, Chun-Huo. Species richness: estimation and comparison. **Wiley StatsRef: statistics reference online**, v. 1, p. 26, 2016.
- CHAPMAN, C. A. Spider monkey sleeping sites: use and availability. **American Journal of Primatology**, v. 18, n. 1, p. 53-60, 1989.
- CHAPMAN, C. A. *et al.* Estimators of fruit abundance of tropical trees. **Biotropica**, p. 527-531, 1992.
- COIMBRA-FILHO, A. F. Acerca da redescoberta de *Leontideus chrysopygus* (Mikan, 1823) e apontamento sobre sua ecologia (Callitrichidae, Primates). **Revista Brasileira de Biologia** 30: 609–615, 1970b.
- COIMBRA-FILHO, A. F. *Leontopithecus rosalia chrysopygus* (Mikan, 1823), o mico-leão do Estado de São Paulo (Callitrichidae-Primates). **Silvic.** São Paulo, 10:1-36, 1976b.
- CULOT, L.; GRIESE, J.; KNOGGE, C.; TONINI, M.; SANTOS, M.M.; ESTEVAM, C.G. *et al.* New records, reconfirmed sites and proposals for the conservation of black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in the middle and upper Paranapanema. **Neotropical Primates** 22: 32–39, 2015.

FARIA, Helder, H. **Plano de Manejo Parque Estadual Morro do Diabo**. Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 9-312, 2006.

FORERO-SÁNCHEZ, F. **Análises de Viabilidade Populacional no Planejamento para a Conservação do Mico-Leão-Preto**. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade. IPÊ, 2020.

GARBINO, G. S. T.; REZENDE, G. C. & VALLADARES-PÁDUA, C. Pelage variation and distribution of the black lion tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*. **Folia Primatologica**, 87(4), 244–261, 2016.

HARPER, M. J., MCCARTHY, M. A., & VAN DER REE, R. The abundance of hollow-bearing trees in urban dry sclerophyll forest and the effect of wind on hollow development. **Biological Conservation**, 122(2), 181–192. 2005.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, Anne. iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). **Methods in Ecology and Evolution**, v. 7, n. 12, p. 1451-1456, 2016.

ICMBIO; DIPI; IPE. **Plano de manejo da Estação Ecológica Mico-leão-preto**. Brasília, 2007.

IPÊ. **Relatório anual IPÊ 2020**. Brasil, 2020.

IUCN, RSG. IUCN guidelines for reintroductions and other conservation translocations. **IUCN: Gland, Switzerland**, 2012.

JOST, L. Entropy and diversity. **Oikos**, v. 113, n. 2, p. 363-375, 2006.

KLEIMAN, D. G.; HOAGE, R. J.; GREEN, K. M. The lion tamarins, genus *Leontopithecus*. In: MITTERMEIER, R. A. et al (Ed.). **Ecology and behavior of neotropical primates**. Washington: World Wildlife Fund, p. 299-347, 1988.

LEES, A. C.; & PERES, C. A. Gap-crossing movements predict species occupancy in Amazonian forest fragments. **Oikos**, 118(2), 280-290, 2009.

LEIGHTON, M.; LEIGHTON, D. R. The relationship of size of feeding aggregate to size of food patch: howler monkeys (*Alouatta palliata*) feeding in *Trichilia cipo* fruit trees on Barro Colorado Island. **Biotropica**, p. 81-90, 1982.

LIMA, F. S.; SILVA, I. C.; MARTINS, C. S. & VALLADARES-PÁDUA, C. On the occurrence of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*) in Buri, São Paulo, Brazil. **Neotrop. Primates**, 2003.

MARTINS, C.S. **Conservação do mico-leão preto (*Leontopithecus chrysopygus*)**: três tipos de manejo avaliados através da ecologia e comportamento. Tese de Doutorado. Universidade de Campinas, 2003.

MÉDICI, E.P. **Translocação e Manejo Metapopulacional de Mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* Mikan, 1823 (Callitrichidae – Primates)**. 115 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2001.

MÉDICI, E.P.; VALLADARES-PÁDUA, C.B.; RYLANDS, A.B.; MARTINS, C. S. Translocation as a metapopulation management tool for the black lion tamarin, *Leontopithecus chrysopygus*. **Primate Conservation**, 2003.

PARANHOS, K. M. **Estimativas Populacionais para Espécies Raras: O Mico-Leão-Preto *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan, 1823) Como Modelo**. Universidade Federal do Paraná, 2006.

PASSOS, F. C. Dieta de um grupo de mico-leão-preto, *Leontopithecus chrysopygus* (Mikan) (Mammalia, Callitrichidae), na Estação Ecológica dos Caetetus, São Paulo. **Revista Brasileira de Zoologia**, 1999.

PETERS, R.H.; CLOUTIER, S.; DUBE, D.; EVANS, A.; HASTINGS, P.; KAISER, H.; KOHN, D.; SARWER-FONER, B. The allometry of weight of fruit on trees and shrubs in Barbados. **Oecologia**, 74:612-616, 1988.

REZENDE, G. C.; KNOGGE, C; PASSOS, F. LUDWIG, C. Black Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*)- IUCN Red List Assessment. **The IUCN Red List of Threatened Species**, [S. l.], v. 1, n. 1, 2020.

REZENDE, G. C.; SOBRAL-SOUZA, T.; CULOT, L. Integrating climate and landscape models to prioritize areas and conservation strategies for an endangered arboreal primate. **American Journal of Primatology**, 2020.

RIBEIRO, M.; METZGER, J.; MARTENSEN, A. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest disturbed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, Universidade de São Paulo, São Paulo, v. 142, n. 6, p. 1141- 1153, 2009.

RODRIGUES, R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEM, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. Instituto BioAtlântica, 2009.

RODRIGUES, S.B.M.; GAGETTI, B.L.; PIRATELLI, A. J. First record of *Leontopithecus chrysopygus* (Primates: Callitrichidae) in Carlos Botelho State Park, São Miguel Arcanjo, São Paulo, Brazil. **Mammalia** 80: 121–124, 2014.

RYLANDS, A. B.; KIERULFF, M. C.; PINTO, L. P. Distribution and status of lion tamarins. In: KLEIMAN, D. G.; RYLANDS, A. B (Ed.). **Lion Tamarins: Biology and Conservation**. Washington: Smithsonian Institution Press, p. 42-70, 2002.

RStudio Team. 2019. RStudio: integrated development for R. Boston (MA): RStudio, Inc.

SILVA, L. H. **Seleção de dormitórios pelos micos-leões-pretos: uma comparação entre floresta contínua e fragmento.** 2019.

SHEPHERD, G.J. FITOPAC. Versão 2.1. Campinas, SP: Departamento de Botânica, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP. 2010.

SOARES, C. P. B.; DE PAULA NETO, F.; DE SOUZA, A. L. **Dendrometria e inventário florestal.** Universidade Federal de Viçosa, 2006.

SOORAE, P. S. & BAKER, L. R. Re-introduction NEWS: Special Primate Issue. **Newsletter of the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group**, Abu Dhabi, UAE, 2002.

SOUZA-ALVES, João et al. Diversity of trees and lianas in two sites in the coastal Atlantic Forest of Sergipe, northeastern Brazil. **Check List**, v. 10, p. 709, 2014.

VALLADARES-PÁDUA, C. B. **Black Lion Tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*): Status and Conservation.** Dissertação de mestrado, Universidade de Florida, Gainesville, 1987.

VALLADARES-PÁDUA, C. **The Ecology, Behavior and Conservation of the Black Lion Tamarins (*Leontopithecus chrysopygus* Mikan, 1823).** Dissertação de doutorado, Universidade de Florida, Gainesville, 1993.

VALLADARES-PÁDUA, C. B.; CULLEN JR, L. Distribution, abundance and minimum viable metapopulation of the black lion tamarin (*Leontopithecus chrysopygus*). **Dodo**, v. 30, p. 80-88, 1994.

WILSON, R. J.; DROBNEY, R. D.; HALLETT, D. L. Survival, dispersal, and site fidelity of wild female ring-necked pheasants following translocation. **The Journal of wildlife management**, p. 79-85, 1992.