

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS E  
SUSTENTABILIDADE**

ALISSON MOACIR BEILKE ODY

**DETECÇÃO DE MAMÍFEROS NÃO VOADORES EM MICRO-  
HABITATS DISTINTOS DE ÁREA REFLORESTADA**

DISSERTAÇÃO

SANTA HELENA

2021

ALISSON MOACIR BEILKE ODY

**DETECÇÃO DE MAMÍFEROS NÃO VOADORES EM MICRO-  
HABITATS DISTINTOS DE ÁREA REFLORESTADA**

**DETECTION OF NON-FLYING MAMMALS IN DISTINCT MICRO-HABITATS IN A  
REFORESTED AREA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais e Sustentabilidade da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Santa Helena, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Recursos Naturais e Sustentabilidade - Área de Concentração: Recursos Naturais e Sustentabilidade.

Orientador: Prof. Dr. Vagner A. Cavarzere Jr

SANTA HELENA

2021



Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es) e que licenciem as novas criações sob termos idênticos. Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.

19/05/2021



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
**Câmpus Santa Helena**



ALISSON MOACIR BEILKE ODY

**DETECÇÃO DE MAMÍFEROS NÃO VOADORES EM MICRO-HABITATS DISTINTOS DE ÁREA  
REFLORESTADA**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestre Em da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Recursos Naturais E Sustentabilidade.

Data de aprovação: 09 de Abril de 2021

Prof Vagner Aparecido Cavarzere Junior, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof.a Denise Lange, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof Thomas Puttker, Doutorado - Universidade Federal de São Paulo (Unifesp)

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 09/04/2021.

Dedico esta dissertação à minha família, orientador, e a todos que de alguma forma estiveram ao meu lado oferecendo apoio para que chegasse até aqui.

## **AGRADECIMENTOS**

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus, que me deu forças em todos os momentos que precisei durante a formação.

Agradeço à toda minha família, em especial minha mãe e meus avós, que não mediram esforços para me ajudar, muitas vezes deixando coisas particulares em segundo plano, e a todos que me deram total apoio nos momentos difíceis.

Ao meu orientador, Vagner Aparecido Cavarzere Jr., que me ajudou e me ensinou muito do que sei hoje em relação à pesquisa, mostrando que a teoria nem sempre é como a prática, além de sempre ter demonstrado muita paciência e dedicação para me orientar por todo esse tempo.

Gostaria de demonstrar meus agradecimentos à Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Santa Helena – pelo financiamento para a compra dos materiais usados na montagem das armadilhas.

Agradeço também ao Conselho Municipal de Meio Ambiente (ofício 003/2020 de 12 de março de 2020) e à Itaipu Binacional (protocolo 3692394) pelas autorizações de uso da ARIE-SH para a elaboração deste estudo.

Ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e ao Comitê de Ética em Pesquisa no Uso de Animais (CEUA) pelas autorizações concedidas para a realização das pesquisas, respectivamente, 69881-1 e 2019-31/2019.

Ao prof. Leonardo Biral, por ter auxiliado na caracterização dos micro-habitats da ARIE-SH.

Aos membros da banca de qualificação, Denise Lange, Guilherme Garbino e Heleno Brandão, por todas as pontuações e sugestões que foram levadas tanto para a dissertação quanto para a vida profissional.

Ao prof. Vitor Marchi, por exaustivamente analisar os dados coletados em campo e ao Marcus Brandão, por identificar as fotos dos roedores capturados.

Ao Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná (SIMEPAR), por fornecer dados climáticos de Santa Helena.

Por fim, deixo meus agradecimentos aos colegas e amigos que me auxiliaram na montagem das armadilhas e a todos que de alguma maneira participaram e estiveram ao meu lado nessa jornada.

“Subestimar a necessidade de preservar o meio ambiente é caminhar para a extinção.”

Lara Santos

## RESUMO

ODY, Alisson. **Detecção de mamíferos não voadores em micro-habitats distintos de área reflorestada**. 69 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais e Sustentabilidade) – Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais e Sustentabilidade (Área de Concentração: Recursos Naturais e Sustentabilidade), Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Santa Helena, 2021.

Estudos sobre variações na comunidade de mamíferos com relação à estrutura da vegetação demonstram que a riqueza e abundância de espécies especialistas de habitat variam com a qualidade da vegetação. No entanto, o conhecimento sobre a resposta das espécies de mamíferos em ambientes reflorestados e destinados à preservação ainda é incipiente. Este estudo objetivou verificar se micro-habitats compostos por complexidades distintas influenciam a detecção e a contagem de espécies de mamíferos não voadores em uma unidade de conservação reflorestada. Adicionalmente, testou-se a hipótese de que haveria aumento da riqueza com o aumento da complexidade dos micro-habitats. O estudo foi realizado na Área de Relevante Interesse Ecológico de Santa Helena (ARIE-SH), remanescente de 1.400 ha que sofreu corte raso e, após o enchimento do Lago de Itaipu, foi reflorestado (por meio de talhões de 100 x 100 m) com espécies exóticas e nativas a partir da década de 1980. A ARIE-SH situa-se nas coordenadas 24°50'20"S, 54°21'37"W às margens do Lago de Itaipu e localiza-se próxima ao ambiente urbano do município de Santa Helena, oeste do Paraná. Para determinar a complexidade de micro-habitats foram feitas aferições de dados em parcelas de 10 x 10 m em três micro-habitats. Nas parcelas foram determinados: a espécie de árvores predominante do micro-habitat, o número de indivíduos de árvores, o número de espécies de árvores, o número de famílias de árvores, o volume basal das árvores, a densidade de indivíduos de árvores, a altura dos indivíduos de árvores, o índice de diversidade de Shannon, a presença de lianas, a porcentagem de abertura do dossel e a biomassa da serrapilheira. Também foram obtidos dados de temperatura e precipitação. Entre agosto de 2020 e janeiro de 2021 foram realizados inventários em três micro-habitats: densidade baixa de indivíduos, ausência de sub-bosque e biomassa alta da serrapilheira (micro-habitat 1), densidade alta de indivíduos, sub-bosque desenvolvido e biomassa intermediária da serrapilheira (micro-habitat 2) e densidade intermediária de indivíduos, sub-bosque bem desenvolvido e biomassa intermediária da serrapilheira (micro-habitat 3). Para os inventários foram utilizadas (1) armadilhas de interceptação e queda, ou *pitfall* (3.696 horas) e (2) transecções lineares (40 horas), nas quais espécies foram identificadas visual (incluindo vestígios) e/ou auditivamente. Foram capturadas quatro espécies nos *pitfalls* e observadas cinco espécies durante as transecções, para um total de sete espécies nos três micro-habitats. O micro-habitat 3 apresentou maior riqueza (n=5), mas não a maior complexidade. A probabilidade de capturas em *pitfall* foi baixa (0,5%) e determinada pela serrapilheira, enquanto a probabilidade de observações foi pouco maior (4,8%) e determinada pela temperatura máxima e pela serrapilheira. Para ambas as metodologias, a probabilidade de captura e de observações foi de 10,3%, também determinada pela biomassa da serrapilheira. A contagem de capturas foi influenciada pelas temperaturas máximas e mínimas, enquanto a contagens das observações durante transecções foi determinada pela serrapilheira. Para ambas as

metodologias, a contagem de capturas e de observações foi influenciada por três covariáveis: temperatura mínima, serrapilheira e porcentagem de abertura do dossel. As espécies registradas foram generalistas de habitat e a riqueza por micro-habitat, na ARIE-SH, não apresentou relação significativa com a sua complexidade. O micro-habitat reflorestado com jamelão *Syzygium cumini* (L.) Skeels, espécie exótica alelopática, não desenvolveu sub-bosque e obteve as menores riqueza e complexidade, o que sugere que, para a manutenção da biodiversidade da Mata Atlântica, reflorestamentos futuros não devem considerar esta espécie.

**Palavras-chave:** Complexidade do habitat. Floresta Estacional Semidecidual. Reflorestamento. Restauração.



## ABSTRACT

ODY, Alisson. **Detection of non-flying mammals in distinct micro-habitats in a reforested area.** 69 f. Dissertation (Masters in Natural Resources and Sustainability) - Graduate Program in Natural Resources and Sustainability (Concentration Area: Natural Resources and Sustainability), Federal Technological University of Paraná (UTFPR). Santa Helena, 2021.

Studies on variations in mammalian community in relation to the vegetation structure show that richness and abundance of species vary with vegetation quality. However, the knowledge about the response of mammal species in reforested environments is incipient. I aimed to verify whether micro-habitats composed of distinct complexities influence the detection and counting of non-flying mammals in a reforested protected area. Additionally, I tested the hypothesis that there would be an increase in species richness with the increase in micro-habitat complexity. The study was carried out at the Santa Helena Relevant Ecological Interest Area (ARIE-SH), a 1,400 ha remnant that underwent clear cutting and, after filling of the Itaipu Lake, was reforested with exotic and native species from the 1980s onwards. ARIE-SH is located at 24° 50'20 "S, 54° 21'37" W on the shores of Itaipu Lake and is located close to the urban area of the municipality of Santa Helena, western Paraná, southern Brazil. To determine the complexity of micro-habitats, I took measurements on 10 x 10 m plots in three micro-habitats. Within the plots I determined: the predominant tree species, the number of tree individuals, the number of tree species, the basal volume of trees, the density of trees, the height of trees, Shannon's diversity index, the presence of lianas, the percentage of canopy openness and litter biomass. I also gathered temperature and precipitation data. Between August 2020 and January 2021, I carried out inventories in three micro-habitats: low predominance density, absence of understory and high litter biomass (micro-habitat 1), high density of independent, developed understory and intermediate biomass litter (micro-habitat 2) and intermediate density, well-developed understory and intermediate litter biomass (micro-habitat 3). For the inventories I used (1) pitfalls (3,696 hours) and (2) linear transects (40 hours), in which species were identified visually (including traces) and / or aurally. Four species were captured in pitfalls and five species were observed during transects, for a total of seven species in the three micro-habitats. Micro-habitat 3 had greater species richness (n=5), but not greater complexity. The probability of trapping was low (0.5%) and driven by the litter, while the probability of observations was higher (4.8%) and driven by the maximum temperature and litter. For both methodologies, the probability of capture and observing mammals was 10.3%, also driven by the litter biomass. The capture count was influenced by the maximum and minimum temperatures, while the counts during the transects were driven by the litter. For both methodologies, the counts were influenced by three covariables: minimum temperature, litter and canopy openness. The species were habitat generalists and the species richness per micro-habitat, in ARIE-SH, had no relation to their complexity. The micro-habitat reforested with *Syzygium cumini* (L.) Skeels, an exotic allelopathic species, had no understory and obtained the least less richness and complexity, meaning that, to maintain the biodiversity of the Atlantic Forest, future reforestation must not consider this species.

**Keywords:** Habitat complexity. Reforestation. Restoration. Seasonal Semideciduous Forest.



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

<b>Figura 1:</b> Remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado do Paraná. Fonte: SOSMA; INPE (2016).....	6
<b>Figura 2:</b> Hipótese que sugere o aumento da riqueza de espécies de mamíferos não voadores com o aumento da complexidade vegetal. ....	10
<b>Figura 3:</b> Estado do Paraná no Brasil (A), situando o município de Santa Helena no oeste paranaense (B). A Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena é evidenciada em C, onde em cinza está a vegetação remanescente, e as áreas amostradas (micro-habitats) podem ser vistas em D. ....	12
<b>Figura 4:</b> Ponte de ligação entre a costa e a reserva (A) e o canal artificial (B), ambos criados para fazer a separação entre a costa da cidade de Santa Helena e a área da ARIE-SH. Fotos: Alisson Ody.....	13
<b>Figura 5:</b> ARIE-SH e seu entorno composto pela cidade de Santa Helena, o Lago de Itaipu e a faixa de reflorestamento às margens do Lago. O fragmento maior à esquerda é a Reserva Limoy, Paraguai. Fonte: GoogleMaps.....	14
<b>Figura 6:</b> Mapa de zoneamento da área dividida em quatro zonas com suas respectivas classificações vegetacionais e pontos amostrais.....	15
<b>Figura 7:</b> Armadilhas de interceptação e queda (pitfall) alinhadas paralelamente ao nível do solo (A) e dispostas linearmente, em 8 baldes, cobrindo parte da área do micro-habitat de jamelão (B). Fotos: Alisson Ody. ....	19
<b>Figura 8:</b> Porcentagens de abertura de dossel dos micro-habitats inventariados, indicadas por valores máximos, mínimos, medianos e de percentil e quartil.....	26
<b>Figura 9:</b> Micro-habitat 1 (zona de recuperação). Notar a ausência de sub-bosque. ....	27
<b>Figura 10:</b> Micro-habitat 2 (zona natural). Notar o dossel aberto devido à deciduidade das espécies predominantes.....	28
<b>Figura 11:</b> Micro-habitat 3 (zona de uso extensivo). Notar a estrutura mais florestal dentre todos os micro-habitats. ....	29
<b>Figura 12:</b> Análise de Componentes Principais com as covariáveis de complexidade de vegetação dos três micro-habitats considerados. Elipses indicam intervalo de 95% de confiança. ....	30
<b>Figura 13:</b> Temperaturas máxima, mínima, e suas respectivas médias (linhas horizontais) em função dos dias de visitas aos micro-habitats, apresentados no formato aaaa/mm/dd, obtidas a partir de medições do SIMEPAR (A) e coletadas em campo (B). Cruzes indicam pluviosidade. ....	31
<b>Figura 14:</b> Curvas de rarefação de espécies de mamíferos dos micro-habitats amostrados entre agosto de 2020 e janeiro de 2021. Sombras azuis correspondem aos intervalos superior e inferior do erro padrão.....	32
<b>Figura 15:</b> Espécies capturadas em armadilhas pitfall. A) Tatu-peba ( <i>Euphractus sexcinctus</i> ), B) Gambá-de-orelha-branca ( <i>Didelphis albiventris</i> ), C) <i>Oligoryzomys</i> sp. 2.....	34
<b>Figura 16:</b> Riqueza estimada (Bootstrap) das espécies capturas e observadas durante transecções em função da complexidade dos micro-habitats inventariados. ....	35
<b>Figura 17:</b> Capturas de mamíferos com pitfall de acordo com a biomassa de serapilheira de cada um dos três micro-habitats.....	37
<b>Figura 18:</b> Observações de mamíferos de acordo com a temperatura máxima coletada em campo (A) e a biomassa de serapilheira de cada um dos três micro-habitats (B). ....	39

<b>Figura 19:</b> Capturas e observações de mamíferos de acordo com a biomassa de serapilheira de cada um dos três micro-habitats.....	41
<b>Figura 20:</b> Capturas de mamíferos com pitfall de acordo com a temperaturas máxima (A) e mínima (B) coletada em campo.....	44
<b>Figura 21:</b> Capturas e observações de mamíferos de acordo com a porcentagem de abertura do dossel de cada um dos três micro-habitats.....	48
<b>Figura 22:</b> Capturas e observações de mamíferos de acordo com a temperatura mínima coletada em campo de cada um dos três micro-habitats. ....	48

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Covariáveis que caracterizam a complexidade da vegetação dos micro-habitats inventariados.....	25
<b>Tabela 2:</b> Riqueza de espécies de mamíferos observada e estimada (Bootstrap) para a ARIE-SH e para os micro-habitats inventariados. ....	33
<b>Tabela 3:</b> Registros e número de observações de indivíduos de espécies mamíferos por micro-habitat e de acordo com a metodologia utilizada. ....	33
<b>Tabela 4:</b> Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística com todas as covariáveis explicativas para pitfall. ....	35
<b>Tabela 5:</b> Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística para pitfall. ....	36
<b>Tabela 6:</b> Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística com todas as covariáveis explicativas para transecções. ....	37
<b>Tabela 7:</b> Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística para transecções. ....	38
<b>Tabela 8:</b> Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística com todas as covariáveis explicativas para ambas as metodologias. ....	40
<b>Tabela 9:</b> Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística para ambas as metodologias. ....	40
<b>Tabela 10:</b> Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP com todas as covariáveis explicativas para pitfall. ....	42
<b>Tabela 11:</b> Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP para ambas pitfall. ....	42
<b>Tabela 12:</b> Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP com todas as covariáveis explicativas para transecções. ....	45
<b>Tabela 13:</b> Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP para transecções. ....	45
<b>Tabela 14:</b> Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP com todas as covariáveis explicativas para ambas as metodologias. ....	46
<b>Tabela 15:</b> Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP para ambas as metodologias. ....	46

## LISTA DE SIGLAS E ACRÔNIMOS

AIC	Critério de Informação de Akaike
ARIE-SH	Área de Relevante Interesse Ecológico de Santa Helena
CAP	Circunferência à Altura do Peito
CEUA	Comitê de Ética em Pesquisa no Uso de Animais
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
MLE	Maximum Likelihood Estimators
PCA	Análise de Componentes Principais
RBSH	Refúgio Biológico de Santa Helena
SIMEPAR	Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná
SISBio	Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade
UC	Unidade de Conservação

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>3</b>
<b>1.1 Fragmentação da Mata atlântica</b> .....	<b>3</b>
<b>1.1.2 Fragmentação da Floresta Estacional Semidecidual</b> .....	<b>4</b>
<b>1.3 Modificação de habitat e comunidades de mamíferos não voadores</b> .....	<b>6</b>
<b>1.4 Complexidade e heterogeneidade de habitats</b> .....	<b>9</b>
<b>2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS</b> .....	<b>11</b>
<b>2.1 Área de estudo</b> .....	<b>11</b>
<b>2.2 Seleção de pontos para os inventários</b> .....	<b>15</b>
<b>2.3 Covariáveis</b> .....	<b>16</b>
<b>2.4 Captura por interceptação e queda (pitfall)</b> .....	<b>18</b>
<b>2.5 Transecções lineares</b> .....	<b>19</b>
<b>2.6 Análises</b> .....	<b>20</b>
<b>3 RESULTADOS</b> .....	<b>25</b>
<b>3.1 Complexidade da vegetação</b> .....	<b>25</b>
<b>3.2 Registros de mamíferos</b> .....	<b>32</b>
<b>3.3 Transecções lineares</b> .....	<b>34</b>
<b>3.4 Complexidade da vegetação e riqueza de mamíferos</b> .....	<b>35</b>
<b>3.5 Regressão Logística</b> .....	<b>35</b>
<b>3.6 Regressão ZIP</b> .....	<b>41</b>
<b>5 DISCUSSÃO</b> .....	<b>49</b>
<b>6 CONCLUSÕES</b> .....	<b>54</b>
<b>7 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>55</b>
<b>8 REFERÊNCIAS</b> .....	<b>56</b>

# 1 INTRODUÇÃO

## 1.1 Fragmentação da Mata atlântica

Extremamente heterogênea em sua composição, a Mata Atlântica cobre um amplo território no Brasil e interior da Argentina e Paraguai, com zonas climáticas e formações vegetacionais que variam de tropicais à subtropicais, matas estendendo-se do nível do mar a altitudes acima de 2.000 metros. Quanto mais interioranas, mais sazonal torna-se o clima, com índices de pluviosidade caindo de 4.000 mm em algumas áreas da Serra do Mar, ao leste, a 1.000 mm em áreas mais ao oeste. Similarmente, as espécies vegetais das florestas acompanham estas mudanças e apresentam deciduidade distinta de acordo com a localidade (OLIVEIRA-FILHO & FONTES, 2000; MANTOVANI, 2003). Estes fatores em conjunto resultam em uma diversidade única de paisagens que compõem coletivamente o domínio fitogeográfico desta floresta megadiversa (MARQUES et al., 2021).

Em virtude da sua biodiversidade e dos níveis de ameaça, a Mata Atlântica foi indicada como um dos 25 *hotspots* mundiais, ou seja, uma das áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade por concentrar grande biodiversidade e se encontrar extremamente ameaçada (MYERS et al., 2000; NORMAN, 2003; MITTERMEIER et al., 2011). Pelo fato de a Mata Atlântica estar entre as primeiras áreas a entrar em contato com os colonizadores portugueses, foi o primeiro domínio fitogeográfico a sofrer os impactos da ação antrópica, pois desde o início da atuação europeia, a forma de relacionamento do colonizador com a Mata Atlântica sempre foi a mesma: destruição (DEAN, 1996; LIMA; CAPOBIANCO, 1997).

O desmatamento não se limitou ao extrativismo durante os primórdios da colonização brasileira. O processo de destruição prosseguiu no Nordeste, com monoculturas de cana-de-açúcar e, mais tarde, no Sudeste, com as grandes derrubadas para a pecuária, a plantação dos cafezais e os assentamentos de colonos (LIMA; CAPOBIANCO, 1997). Todos esses séculos de exploração refletem nos dias atuais, pois restam apenas 28% de sua área original coberta por vegetação nativa, sendo cerca de 80% dos remanescentes pequenos (< 50 ha) e isolados uns dos outros (RIBEIRO et al., 2009; REZENDE et al., 2018). Considerando somente as áreas mais bem conservadas, há aproximadamente 8% da área original, a qual ainda continua



ameaçada, fazendo com que a Mata Atlântica seja considerada uma das florestas tropicais com maior ameaça no planeta (GRELLE et al., 2021).

Atualmente, seus principais remanescentes concentram-se nas regiões Sul e Sudeste, cobrindo parte da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira, locais onde o processo de ocupação foi dificultado devido ao relevo acidentado e à incipiente infraestrutura de transporte (LIMA; CAPOBIANCO, 1997; CARLUCCI et al., 2021). Esses remanescentes abrigam 2.645 espécies conhecidas de Tetrapoda, sendo 719 espécies de anfíbios, 517 espécies de répteis, 1.025 espécies de aves e 384 espécies de mamíferos. A singularidade de sua fauna destaca-se também em escala global, já que 2,8% das espécies de Tetrapoda do mundo são endêmicos da Mata Atlântica. Para répteis, esse percentual é de 1,3%, enquanto para aves e mamíferos fica em torno de 1,9%; para anfíbios é ainda maior e chega a 6,6%. Há cerca de 20.000 espécies de árvores, metade das quais são endêmicas, sendo, inquestionavelmente, um domínio de extrema importância ambiental em nível global (MONTEIRO-FILHO; CONTE 2017; FIGUEIREDO et al., 2021).

### **1.1.2 Fragmentação da Floresta Estacional Semidecidual**

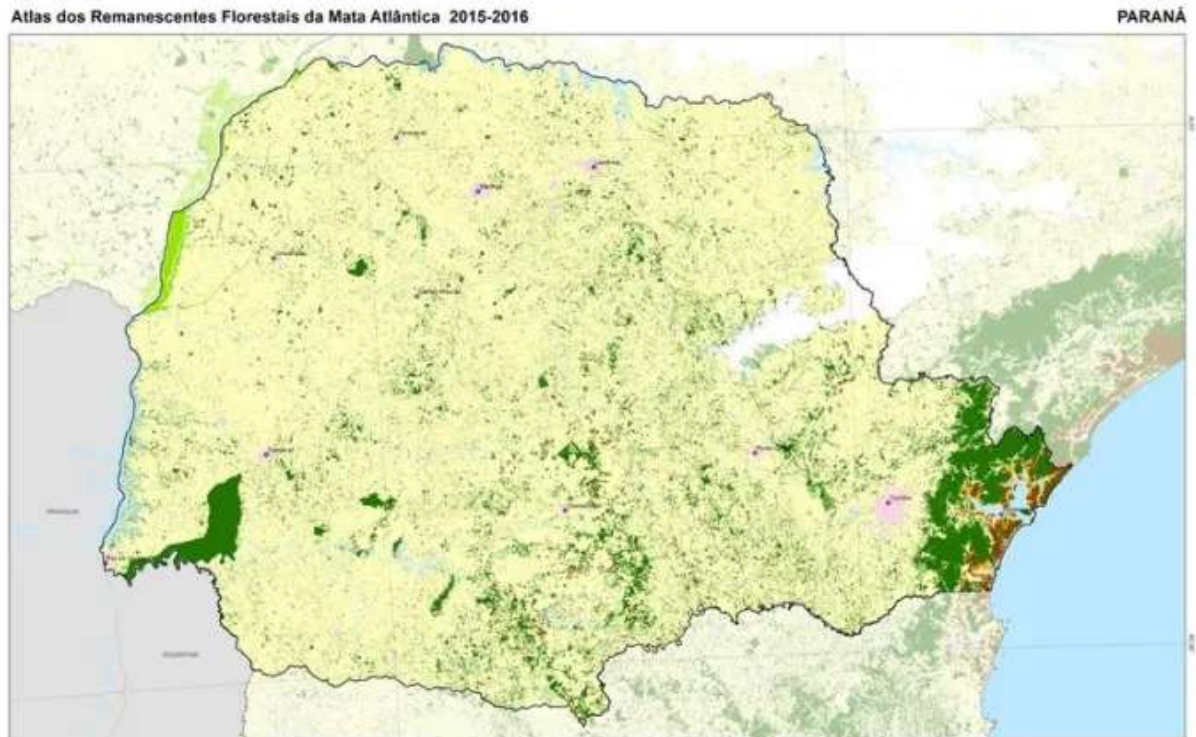
Grande parte do território do Oeste do Paraná tem sua cobertura original composta por Floresta Estacional Semidecidual, característica por ocorrer em áreas onde as temperaturas são relativamente altas e que, durante os meses mais secos, 20 a 50% dos indivíduos de árvores perdem parte de suas folhas. Também ocorrem em regiões onde se definem duas estações distintas marcadas por épocas de chuvas intensas de verão e seguidas por estiagem durante o inverno (IBGE, 2012).

Uma revisão de inventários de árvores no Paraná incluindo os três principais biomas florestais da Mata Atlântica e sugeriu que a Floresta Estacional possui mais espécies de árvores do que Florestas Mistas, e menos espécies de árvores do que a Floresta Ombrófila ao longo da costa (SCHEER; BLUM, 2011). Outro grande conjunto de dados de vários estados do sul do Brasil e do Paraguai também apontou maior riqueza em Florestas Ombrófilas do que em Florestas Estacionais, de modo que a flora da Floresta Estacional é composta por um subconjunto de espécies das Florestas Ombrófilas que são resistentes à seca, mas também possui alguma influência florística do Cerrado. Enquanto as Florestas Ombrófilas apresentam riqueza florística

média de espécies, as Florestas Estacionais possuem riqueza ainda maior (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

As Florestas Estacionais sofreram com o ritmo de desmatamento mais intenso (SONDA, 2010). O estado do Paraná teve sua cobertura total de Mata Atlântica Estacional até o início do século XX. Um rápido e forte processo de desmatamento ocorreu poucas décadas após os anos de 1930, primeiro para substituir a decadente produção de café paulista e mineira e depois para dar lugar ao sistema da soja, que se consolidou na década de 1970. Na década de 1960, todo seu território oeste ainda era recoberto por matas primárias, e um mosaico de grandes fragmentos ainda permanecia em sua porção nordeste (GUBERT FILHO, 2010). Somente entre 1960 a 1975, aproximadamente 6 milhões ha de florestas foram derrubadas, grande parte, dando lugar a áreas agropecuárias (Figura 1) (MUTHOO, 1977). De fato, houve substituições de plantações de café em fazendas familiares (geralmente pequenas) para o cultivo de soja em grandes propriedades, o que levou a outra onda de conversão de florestas em terras aráveis e cultiváveis. Este ciclo mais recente de desmatamento reduziu a cobertura florestal para tão baixo quanto 2% em algumas paisagens do norte do Paraná (IPARDES, 1993).

Apenas 7% da Floresta Estacional da Mata Atlântica permanecia até 2005 (RIBEIRO et al., 2009), e apenas 6,8% desses remanescentes estão protegidos (0,8% da cobertura original) (CARLUCCI et al., 2021). A fragmentação e a redução da Floresta Estacional se espalharam por estados e regiões, não deixando grandes extensões. A Floresta Estacional no Paraná foi reduzida de 37,7% para 8,2% da área do estado e apenas 3,3% da vegetação remanescente está formalmente protegida (VICENTE et al., 2009). As áreas protegidas mais notáveis que abrigam Florestas Estacionais são os Parques Nacionais do Iguaçu, no Brasil, e seu vizinho argentino, Parque Nacional del Iguazú, que compõem um grande contínuo florestal (CARLUCCI et al., 2021).



**Figura 1:** Remanescentes florestais da Mata Atlântica no estado do Paraná. Fonte: SOSMA; INPE (2016).

### 1.3 Modificação de habitat e comunidades de mamíferos não voadores

Perda de habitat evidencia efeito negativo maior sobre a biodiversidade em relação à fragmentação de habitat (FAHRIG, 2003). Esta aproximação foi avaliada novamente sob a óptica da Hipótese da Quantidade de Habitat (HQH), a qual postula que a quantidade de habitat em uma paisagem é o principal determinante da riqueza de espécies (FAHRIG, 2013).

A ocupação de áreas florestais pelos humanos causou não somente a perda de habitats naturais, mas também a sua brusca alteração, ameaçando a biodiversidade dos ecossistemas (CANALE et al., 2012). Apenas poucas paisagens que ainda possuem uma quantidade de vegetação nativa são capazes de manter a fauna de mamíferos próxima às suas condições pré-fragmentação, o que vem sendo responsável pelo processo acelerado de desaparecimento de espécies (OLIVEIRA et al. 2019). A conservação da biodiversidade nestas paisagens depende das

informações sobre as maneiras pelas quais as espécies são afetadas pela conversão de habitats nativos e das estratégias que as espécies usam para persistir nesses ecossistemas alterados (GHELER-COSTA et al., 2012).

Grandes bases de dados sobre os mamíferos não voadores da Mata Atlântica são acumulados (BOVENDORP et al., 2017) e comunidades de florestas neotropicais têm sido estudadas com regularidade nos últimos anos. Dentre as consequências mais estudadas sobre modificações de habitat para os mamíferos não voadores estão (1) a resposta das espécies à perda de vegetação nativa e à fragmentação, (2) a importância do contexto da paisagem e da escala espacial, (3) limiares, (4) o ambiente matriz, (5) o efeito de borda, (6) respostas defasadas de biodiversidade e (7) ameaças combinadas em interação (PARDINI et al., 2018).

Referente às variações na comunidade de pequenos mamíferos com relação à estrutura da vegetação, espécies florestais possuem maiores valores de abundância em estádios iniciais de regeneração (PARDINI et al., 2005), enquanto espécies generalistas de habitat também podem diminuir em riqueza e abundância total em um gradiente de floresta mais jovem para floresta mais madura (PINOTTI et al., 2015).

Alguns estudos mostraram que espécies que são afetadas negativamente são especialistas de habitat ou endêmicas do tipo de vegetação nativa em consideração, enquanto aquelas não afetadas ou afetadas positivamente são espécies generalistas de habitat ou especialistas em áreas abertas que expandiram sua distribuição conforme há conversão de terras (PARDINI et al., 2010; ESTAVILLO et al., 2013). A diversidade de espécies persistentes em paisagens fragmentadas depende da quantidade de habitat remanescente (FAHRIG, 2003, 2013; PÜTTKER et al., 2020). Espécies de pequenos mamíferos especialistas de habitats reduzem a abundância em pequenos fragmentos de cuja paisagem a cobertura florestal equivale a 30% (PÜTTKER et al., 2013). A riqueza dessas espécies também tende a reduzir à medida que a porcentagem de cobertura florestal decresce (PÜTTKER et al., 2014). Espécies de pequenos mamíferos generalistas (não vulneráveis à fragmentação) ocupam ambientes com características de florestas perturbadas, enquanto espécies especialistas (vulneráveis à fragmentação) ocorrem em micro-habitats semelhantes às florestas maduras (PÜTTKER et al., 2007).

Para mamíferos de médio e grande portes, por exemplo, a riqueza total não sofreu influência da quantidade de cobertura florestal, área estrutural e quantidade de borda florestal em ambientes circundados por plantações de cana. Individualmente, no entanto, algumas espécies demonstraram influência positiva pela cobertura florestal (BECA et al., 2017). Remanescentes maiores e com conectividade asseguram maiores diversidade alfa e abundância de pequenos mamíferos, enquanto remanescentes pequenos e isolados apresentam o padrão contrário (PARDINI et al., 2005, PALMEIRIM et al., 2020). Para espécies endêmicas e especialistas de habitat, abundância tende a reduzir à medida que a área do fragmento diminui, enquanto o oposto é demonstrado quando considerada a densidade da borda florestal (PÜTTKER et al., 2008).

Até o momento, estudos sugerem que a taxa de perda de espécies é bastante acentuada abaixo de um limite em torno de 30% da vegetação nativa remanescente na paisagem (ESTAVILLO et al., 2013; BANKS-LEITE et al., 2014). Acredita-se que esses limites resultem de mudanças importantes na estrutura da paisagem à medida que a perda de habitat progride, como a redução quase linear do tamanho do maior remanescente ao longo da perda de habitat (FAHRIG, 2003).

A ocorrência de pequenos mamíferos florestais também depende em grande parte da composição, heterogeneidade, e dinâmica do ambiente matriz, o qual determina a riqueza e a comunidade que podem ocupá-lo. Ambientes matriz antropogênicos possuem poucas espécies, enquanto vegetação nativa em estádios iniciais de regeneração possuem maior riqueza. Os muito modificados também permitem a ocupação de espécies de vegetação não florestal ou introduzidas (UMETSU et al., 2008). Tem sido sugerido que a matriz é mais determinante para riqueza, abundância e composição de espécies de pequenos mamíferos do que métricas da paisagem, como tamanho do remanescente florestal (SANTOS -FILHO et al., 2012). Paisagens fragmentadas podem manter a biodiversidade, se uma pequena proporção da matriz for composta de tipos de cobertura de solo que permita a sua ocupação pelas espécies (RUFFELL et al., 2016).

Os fragmentos de floresta estão sujeitos aos efeitos de borda, que alteram a estrutura da vegetação e estreitam o espectro de recursos tróficos e estruturais (MALCOLM, 1994; SANTOS-FILHO et al, 2012; BENCHIMOL & PERES, 2015). As

mudanças no microclima e o impacto do vento nas bordas alteram a sua composição e favorecem espécies sucessionais (LAURANCE et al., 1998, 2006). Adicionalmente há perda significativa da diversidade filogenética das árvores nas bordas em fragmentos florestais pequenos (<80 ha) (SANTOS et al., 2010).

A extinção de espécies de diversos grupos taxonômicos pode ocorrer com atraso significativo após a modificação dos ambientes, efeito conhecido por *extinction debt* (TILMAN et al., 1994; METZGER et al., 2009; HALLEY et al., 2014). Assim, a composição da fauna das paisagens reflete características importantes, como seu histórico e sua ocupação em curto e longo prazos (PARDINI et al., 2018).

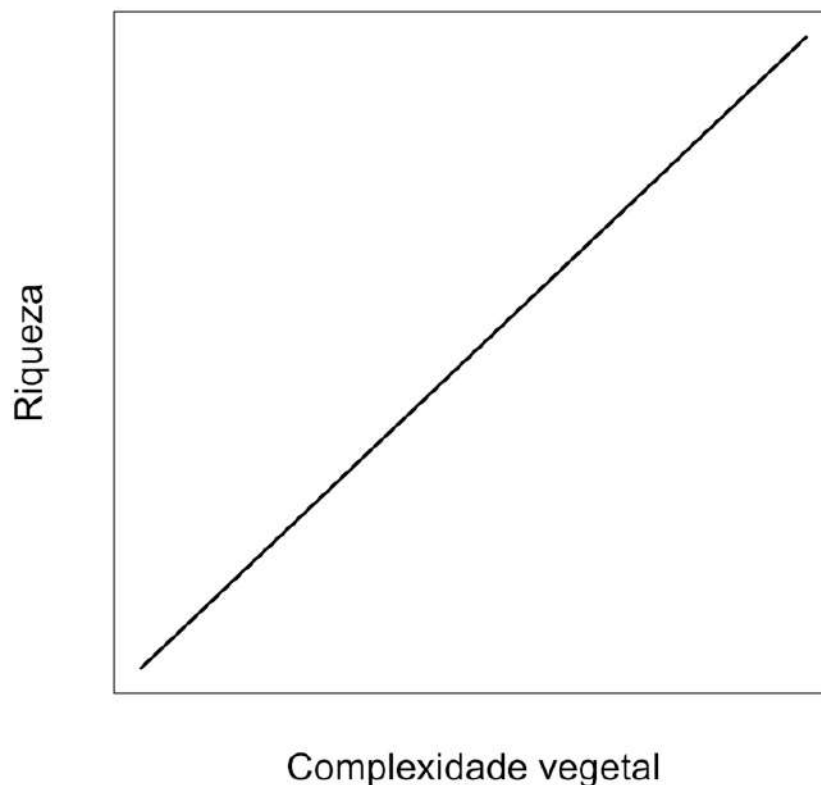
Todos os itens acima são agravados por uma maior perturbação humana, incluindo incêndios, espécies invasoras, extração de madeira, caça e presença de gado (PEDÓ et al., 2010; PARDINI et al., 2018; PALMEIRIM et al., 2020).

#### **1.4 Complexidade e heterogeneidade de habitats**

A complexidade descreve o desenvolvimento de estratos verticais. Os habitats simples têm estratos verticais em menor quantidade e menos desenvolvidos e o índice de diversidade da altura da folhagem é uma medida da complexidade do habitat. A heterogeneidade representa a variação horizontal na fisiopatologia do habitat, portanto um pequeno pedaço de floresta tropical pode ser extremamente complexo, mas muito homogêneo, enquanto outros podem ser menos complexos, mas altamente desiguais. A distinção entre heterogeneidade e complexidade é importante se quisermos compreender completamente a relação entre a diversidade de espécies e estrutura de habitat (AUGUST, 1983).

Com a importância em nível mundial dos compromissos para com a restauração de áreas nativas degradadas, muitos estudos foram produzidos com mamíferos nestes ambientes (e.g. SÁNCHEZ et al., 2008; GUERRA et al., 2020). O contrário pode ser dito sobre agroflorestas, práticas que associam espécies lenhosas perenes com culturas agrícolas e/ou animais. Apesar de a resposta de mamíferos ter sido estudada frequentemente em paisagens alteradas, há poucos estudos investigando a efetividade de agroflorestas ou reflorestamentos com monoculturas em manter e/ou recuperar a diversidade de mamíferos (FONSECA et al., 2009; CASSANO et al., 2012; GHELIER-COSTA et al., 2012; PEERY; PAULI, 2014;

MENDOZA et al. 2015; SILVA et al., 2020 RAMÍREZ-MEJÍA; SÁNCHEZ, 2016; IEZZI et al., 2018). Os objetivos deste estudo foram (1) determinar quais covariáveis (complexidade do habitat e abióticas) influenciam a probabilidade de ocupação e a contagem de mamíferos não voadores em área reflorestada após corte raso e (2) verificar se a riqueza de espécies de mamíferos não voadores relaciona-se com a complexidades dos micro-habitats deste reflorestamento. A hipótese é de que quanto maior a complexidade do micro-habitat, maior será a riqueza encontrada (Figura 2), pois há relação positiva entre riqueza de mamíferos não voadores e qualidade do habitat considerado ao longo de uma escala que varia desde floresta mais heterogênea e madura a florestas altamente modificadas na Mata Atlântica (DELICIELLOS et al., 2016).



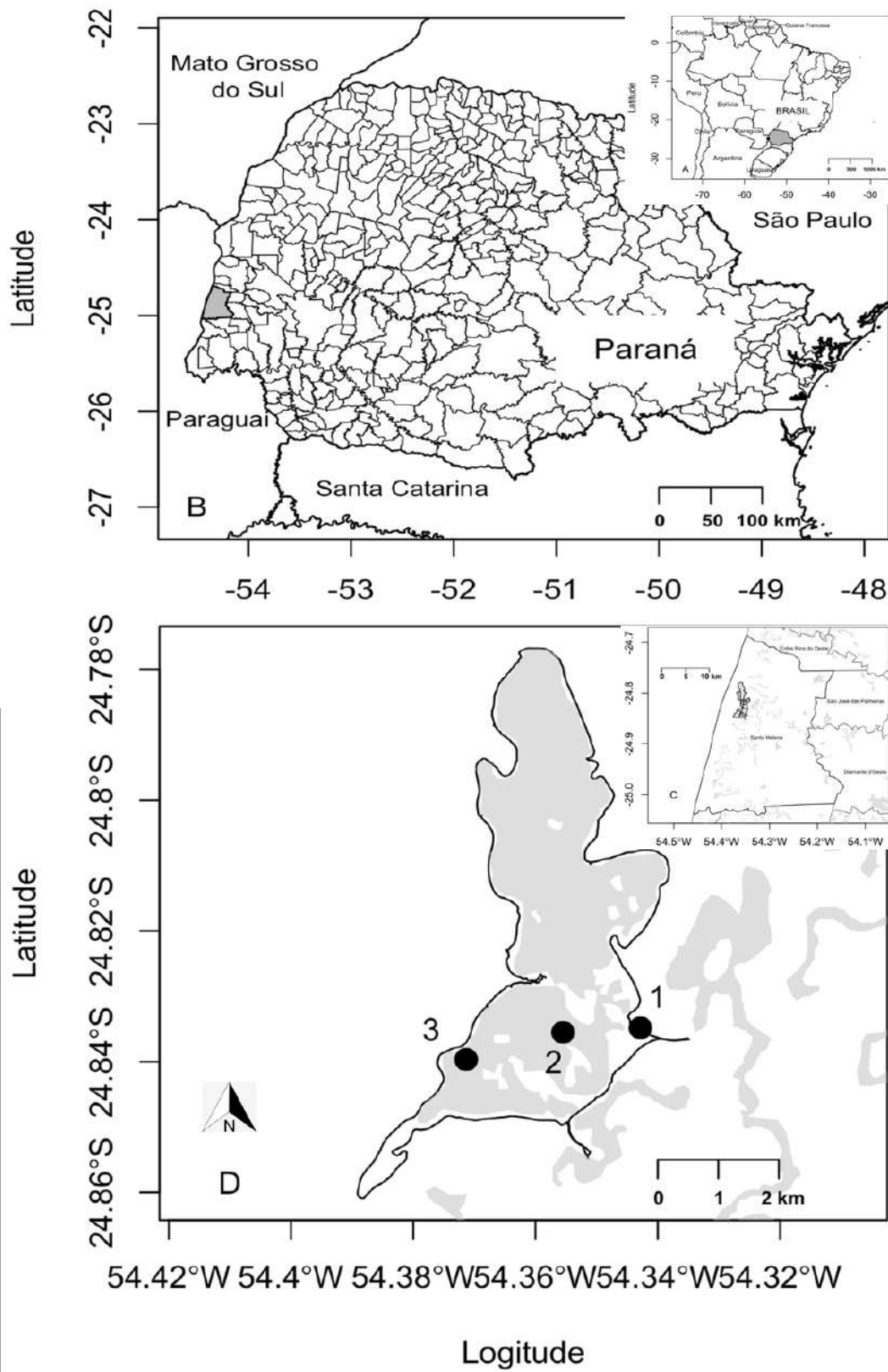
**Figura 2:** Hipótese que sugere o aumento da riqueza de espécies de mamíferos não voadores com o aumento da complexidade vegetal.

## **2 PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS**

### **2.1 Área de estudo**

A ARIE-SH, propriedade da Itaipu Binacional, está situada nas coordenadas 24°50'20.0"S, 54°21'37.3"W. A UC é circundada pelo Lago de Itaipu e ambiente urbano no município de Santa Helena, oeste do Paraná (Figura 3). A ARIE-SH possui área de aproximadamente 1.480 ha, composta basicamente por floresta Estacional Semidecidual (IBGE, 2012; CAVARZERE et al., 2020). Segundo a classificação de Köppen o clima onde se insere a ARIE-SH é Subtropical Úmido Mesotérmico (Cfa), com precipitação distribuída uniformemente ao longo do ano (média de 1.650 mm), sendo os meses de dezembro e janeiro com maiores precipitações médias (150 e 175 mm, respectivamente), e julho e agosto, com menores (75 e 100 mm). A temperatura média é de 22°C, e máximas e mínimas chegam aos 40°C e -2°C no verão e inverno, respectivamente; geadas são infrequentes (CAVARZERE et al., 2020).





**Figura 3:** Estado do Paraná no Brasil (A), situando o município de Santa Helena no oeste paranaense (B). A Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena é evidenciada em C, onde em cinza está a vegetação remanescente, e as áreas amostradas (micro-habitats) podem ser vistas em D.

Com o objetivo de criar um ambiente que suportasse a fauna local afetada pela inundação ocorrida durante a formação do reservatório da hidrelétrica, a Itaipu Binacional criou no início da década de 1980 oito reservas ecológicas, sendo duas no Brasil e seis no Paraguai. Dentre essas áreas, se encontra a ARIE-SH, localizada inteiramente no município de Santa Helena e isolada do continente por um canal deliberadamente escavado, tornando-a uma ilha artificial (Figuras 4 e 5) (CAVARZERE et al., 2020).

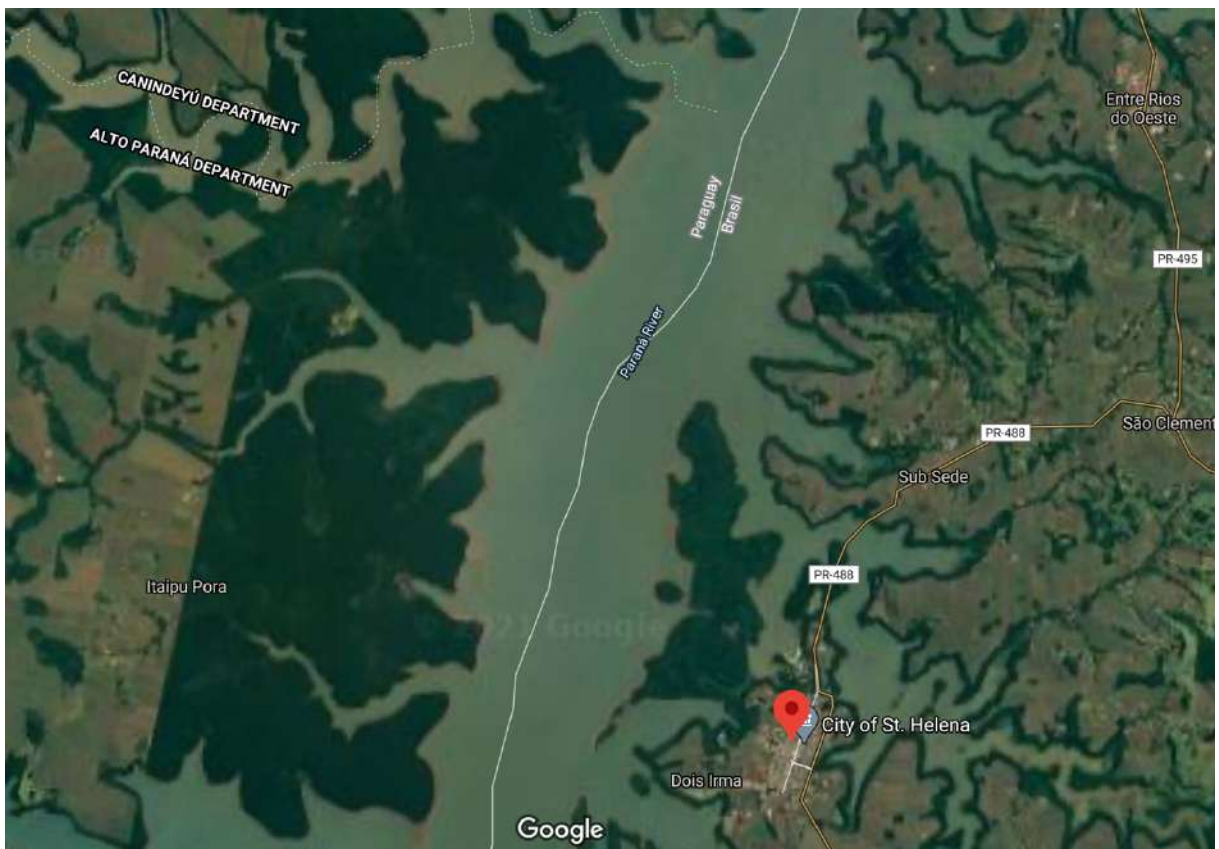


**Figura 4:** Ponte de ligação entre a costa e a reserva (A) e o canal artificial (B), ambos criados para fazer a separação entre a costa da cidade de Santa Helena e a área da ARIE-SH. Fotos: Alisson Ody.

Como a área sofreu corte raso para agricultura e pecuária, o local não possuía remanescentes significativos de flora para abrigar a fauna resgatada com o



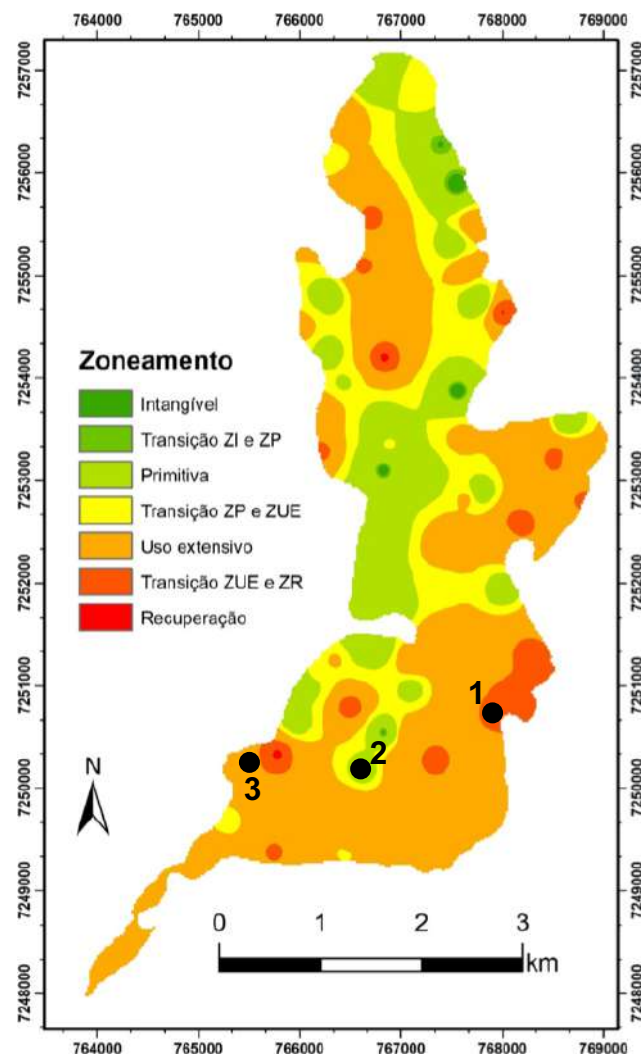
enchimento do lago. Desse modo, foi realizado seu reflorestamento com aproximadamente 200 micro-habitats de 100 x 100 m com espécies frutíferas, sendo elas 24 nativas e 18 exóticas. Atualmente, essa área apresenta áreas de vegetação homogênea e heterogênea de acordo com a espécie vegetal utilizada para o reflorestamento (CAVARZERE et al., 2020). As áreas que tiveram espécies nativas plantadas destacam-se em relação à regeneração mais avançada quando em comparação às de espécies exóticas, visto que micro-habitats de guabiroba *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg. (Myrtaceae) e pitangueira *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) apresentam boa regeneração, com bom desenvolvimento de sub-bosque. Micro-habitats de exóticas, como o jamelão *Syzygium cumini* L. (Myrtaceae), acabaram inibindo o crescimento de sub-bosque devido ao efeito alelopático, tornando o ambiente monoespecífico.



**Figura 5:** ARIE-SH e seu entorno composto pela cidade de Santa Helena, o Lago de Itaipu e a faixa de reflorestamento às margens do Lago. O fragmento maior à esquerda é a Reserva Limoy, Paraguai. Fonte: GoogleMaps.

## 2.2 Seleção de pontos para os inventários

A ARIE-SH possui trechos de vegetação muito distintos entre si, o que reflete a deciduidade da espécie utilizada para constituir cada micro-habitat. Para a seleção das áreas de instalação dos pontos de amostragem buscou-se englobar diferentes micro-habitats ocorrentes em área natural, área de uso extensivo e área de recuperação, de acordo com a classificação mais recente da vegetação do local (Figura 6) (TAMBARUSSI et al., 2019). As réplicas espaciais inicialmente previstas em porções distintas da ARIE-SH foram impossibilitadas de serem inventariadas devido a problemas de segurança. A partir disso, foram selecionados pontos voltados à porção sul da ARIE-SH (Figura 3D).



**Figura 6:** Mapa de zoneamento da área dividida em quatro zonas com suas respectivas classificações vegetacionais e pontos amostrais.

## 2.3 Covariáveis

### 2.3.1 Variáveis resposta

As variáveis resposta foram a riqueza de espécies de mamíferos não voadores e o número de observações de contatos com espécies de mamíferos não voadores. Um grupo monoespecífico (de *Sapajus nigritus*, por exemplo), teve seus indivíduos contabilizados, mas configurou uma observação.

### 2.3.2 Variáveis explicativas

As covariáveis consideradas seguiram os trabalhos de August (1983) e foram relacionadas à complexidade dos micro-habitats:

- i. espécie predominante do micro-habitat (micro-habitat),
- ii. número de indivíduos de árvores por parcela (ind),
- iii. número de espécies de árvores por parcela (sp),
- iv. número de famílias de árvores por parcela (fam),
- v. volume basal da parcela (vol),
- vi. densidade de indivíduos da parcela (den),
- vii. altura dos indivíduos da parcela (alt),
- viii. índice de diversidade de Shannon (shannon) das árvores,
- ix. presença ou ausência de lianas (lianas),
- x. porcentagem do dossel (dossel\_porcentagem),
- xi. biomassa seca da serapilheira dos micro-habitats (serapilheira).

ou a fatores abióticos:

- i. temperaturas máxima (temp\_max) e mínima (temp\_min) obtidas em campo,
- ii. temperaturas máxima (Tmax) e mínima (Tmin) obtidas por estação meteorológica da cidade,
- iii. precipitação obtida por estação meteorológica da cidade (prec).

### 2.3.3 Complexidade da vegetação

Para a tomada de dados de vegetação foi usado o método de área fixa, o qual consiste no estabelecimento de unidades amostrais distribuídas pela área de estudo, possibilitando uma representação adequada da diversidade local (DURIGAN, 2003).

Este método possui a vantagem de se conseguir avaliar as variáveis diretamente na unidade amostral, além da praticidade e simplicidade no estabelecimento das unidades amostrais em campo (PÉLLICO NETTO & BRENA, 1997). Foi utilizada uma parcela de 10 x 10 m em cada micro-habitat (iniciando a aproximadamente 1 a 2 metros de distância da linha de armadilhas) de onde foram tiradas as medidas de diâmetro à altura do peito (DAP) de todas as árvores (excluindo indivíduos com DAP < 10 cm) pertencentes à parcela, sendo tais indivíduos identificados ao nível de espécie (DURIGAN, 2003). Suas alturas foram estimadas em metros. O cálculo do DAP consistiu pela divisão da circunferência à altura do peito (CAP) por pi ( $\pi$ ). CAP foram medidas para, no máximo, quatro secções de um mesmo indivíduo com DAP > 10 cm. Adicionalmente, o volume basal foi obtido de acordo com:

Equação 1 
$$\frac{(DAP^2 * \pi)}{n} * h * 0,3,$$

na qual  $n$  = número de medições de DAP e  $h$  = altura do indivíduo. O volume total se deu pela soma dos volumes basais tirados de um mesmo indivíduo e é apresentado em m<sup>3</sup>. A densidade de indivíduos foi calculada dividindo-se o número de indivíduos de cada parcela pela sua área (DURIGAN, 2003).

A porcentagem da cobertura do dossel (valores representados pela porcentagem de abertura da copa) dos micro-habitats foi determinada com o aplicativo Canopeo (<https://canopeoapp.com>).

Finalmente, foram feitas parcelas de 1 x 1 m (uma por micro-habitat) aproximadamente no centro de cada micro-habitat, de onde foi retirada toda a matéria orgânica depositada no solo. A serrapilheira coletada foi levada ao laboratório da UTFPR-SH para secagem em estufa a 60 °C por três dias e posterior pesagem em balança de precisão.

#### **2.3.4 Fatores abióticos**

Temperaturas máxima e mínima foram obtidas diariamente em campo com termômetro Incoterm (Modelo 5201.03.0.00) mantido em ambiente sem exposição direta ao sol, enquanto os dados obtidos em estações meteorológicas foram cedidos

pelo Sistema de Tecnologia e Monitoramento Ambiental do Paraná (SIMEPAR).

#### **2.4 Captura por interceptação e queda (*pitfall*)**

Entre 23 de fevereiro de 2020 e 12 de janeiro de 2021 foram realizados inventários utilizando-se armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*) instaladas nos três micro-habitats (Figura 7). Em cada ponto de coleta foram dispostos, linearmente, oito baldes de 100 L com aproximadamente 10 m de distância entre si, unidos por lona plástica com aproximadamente 50 cm de altura (PARDINI et al., 2006; DE OLIVEIRA et al., 2007; GATTO-ALMEIDA et al., 2016) de modo a guiar animais cursoriais até sua interceptação (Figura 7). Foram realizadas revisões mensais das armadilhas com intervalo de aproximadamente duas semanas entre visitas, que totalizaram 149 dias/armadilha. A abertura dos baldes era feita um dia antes da primeira revisão, sendo os baldes mantidos abertos até seu fechamento, em média, três dias depois. No período de abertura foram realizadas duas vistorias diárias (manhã e tarde) para que os animais não ficassem acondicionados por muito tempo, preservando seu bem-estar. Os baldes dos micro-habitats foram abertos e revisados nos mesmos dias (Apêndice A, apresentando apenas datas de visitas utilizadas nas análises). Para identificação os animais foram contidos com auxílio de puçás e luvas de couro (OLIVEIRA e DEL-CLARO, 2003). Após a captura, os animais foram identificados no local, quando possível, ao nível de espécie, a partir de características morfológicas com auxílio de guias de identificação de mamíferos (PATTON et al., 2015).

No fundo de todos os baldes foram feitos pequenos furos para que, em caso de fortes chuvas, a água não se acumulasse, evitando, assim o afogamento dos animais capturados. Para a mesma finalidade foram colocados nos baldes pedaços de aproximadamente 15 x 15 cm de lâmina de isopor, para que, no caso de baldes permanecerem cheio d'água durante chuvas torrenciais, pequenos animais pudessem flutuar no material. Após o período de revisão das armadilhas todos os baldes eram fechados para que nenhum animal fosse capturado até a próxima revisão.





**Figura 7:** Armadilhas de interceptação e queda (*pitfall*) alinhadas paralelamente ao nível do solo (A) e dispostas linearmente, em 8 baldes, cobrindo parte da área do micro-habitat de jamelão (B). Fotos: Alisson Ody.

No caso de impossibilidade ou dúvida quanto à identificação, esta foi feita ao nível mais intrusivo possível para que, posteriormente, com fotos obtidas no momento da captura, os mamíferos fossem identificados por especialistas. Após todos os procedimentos necessários os animais foram soltos no ambiente. Animais encontrados mortos no momento das revisões foram taxidermizados, tiveram seu esqueleto preparado e foram depositados na coleção didática de Zoologia da Universidade Tecnológica Federal do Paraná Câmpus Santa Helena (UTFPR-SH), como previsto na autorização para atividades com finalidade científica SISBio (69881-1) e Comitê de Ética em Pesquisa no Uso de Animais (CEUA) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (1240649).

## 2.5 Transecções lineares

Devido à grande variedade de características morfológicas e ecológicas dos mamíferos, inventários realizados para esse grupo requerem diversificadas metodologias de amostragem (ROOS, 2010). O método de transecções lineares é muito usado na região neotropical (EISENBERG; THORINGTON, 1973; EISENBERG et al., 1979; CHARLES-DOMINIQUE, et al., 1981; GLANZ, 1982; JASON; EMMONS, 1990) e consolidado na Mata Atlântica (CHIARELLO, 1999, 2000; CULLEN, et al.,



2000; ARAÚJO, et al., 2008; GALETTI et al., 2017) para o inventário de diversos grupos de vertebrados, inclusive para mamíferos de portes médio e grande.

O princípio do método de transecção linear é realizar percursos ao longo de trilhas previamente selecionadas, procurando avistar animais ou vestígios dos grupos de interesse (ROOS, 2010; ONGHERO JR et al., 2012). A identificação do animal normalmente é baseada em observação clara e direta, porém, em algumas situações e dependendo do grupo, a detecção do animal é feita indiretamente por vocalizações (no caso do macaco-prego) ou vestígios, como fezes e pegadas (ROOS, 2010).

No presente estudo, entre 23 de fevereiro de 2020 e 12 de janeiro de 2021, foram realizados inventários nos micro-habitats, com duração de aproximadamente 15 minutos por visita. As transecções tiveram horários padronizados, sendo realizados, em sua maioria, no período da manhã, entre as 10 e 12 horas, totalizando 18 km. Foram considerados somente avistamentos ou vestígios de mamíferos que estivessem dentro ou nos arredores imediatos dos micro-habitats inventariados com armadilhas *pitfall*.

## 2.6 Análises

Para todas as análises utilizou-se o ambiente R (R CORE TEAM, 2020). Por questão de padronização amostral, para análises, foram considerados os dados obtidos a partir de agosto de 2020, a partir de quando todos os micro-habitats foram visitados com o mesmo esforço amostral. Curvas de rarefação, estimador de espécies *Bootstrap* e Índice de Diversidade de Shannon (utilizado para caracterização da complexidade vegetal) foram calculados com o pacote *vegan* (DIXON, 2003). Foi realizada regressão linear entre a riqueza estimada por *Bootstrap* (para as metodologias de *pitfall* e transecções) e a complexidade de cada micro-habitat, que foi resumida por micro-habitat como a soma dos *loadings* de cada covariável no primeiro eixo da Análise de Componentes Principais (PCA). A PCA foi feita com as covariáveis CAP, DAP, altura das árvores, volume total e serrapilheira dentro do pacote FactoMineR (LÊ et al., 2008).

### 2.6.1 Ajuste de modelos

Levou-se em consideração a detecção imperfeita para o ajuste de modelos, ou seja, quando a chance de se detectar indivíduos é menor do que 1 (MacKENZIE et al., 2002). Foram utilizados modelos de Regressão Logística para determinação da probabilidade de detecção, considerado a probabilidade de detecção  $p = 1$  para o modelo de ocupação com revisitação. Neste caso, manteve-se a mesma probabilidade de detecção para cada armadilha nas visitas e as probabilidades temporal e espacialmente iguais de cada armadilha capturar indivíduos.

Adicionalmente, como houve grande quantidade de não detecção, isto é, inflação de zeros na contagem, foi considerado o modelo Zero-Inflacionado de Poisson (ZIP) (LAMBERT, 1992) no qual foi analisado o parâmetro de número de espécies detectadas não correlacionado com o parâmetro inflação (CAMERON; TRIVEDI, 2013; HOSMER et al., 2013).

Para os modelos de Regressão Logística e Zero-Inflacionado as metodologias foram analisadas separada e conjuntamente, bem como a interação entre as variáveis explicativas, quando viável estatisticamente. Para comparar os modelos e seus melhores ajustes, utilizou-se a estimação de Máxima Verossimilhança com Testes de Razão de Verossimilhança e o valor do Critério de Informação de Akaike (AIC) (LAMBERT, 1992; CAMERON; TRIVEDI, 2013; HOSMER et al., 2013).

#### 2.6.1.1 Regressão Logística

Modelos de Probabilidade de Bernoulli, comumente chamados de Modelos Logísticos, são distintos dos demais modelos pela variável resposta ser dicotômica, isto é, ela apresenta somente dois resultados possíveis. Assim, determinam as probabilidades de se capturar ou de se observar mamíferos. Para os modelos nesta abordagem a variável resposta foi dada por:

$$Y_i = \begin{cases} 1, & \text{se for capturado} \\ 0, & \text{se não for capturado} \end{cases}$$

onde,  $i = 1, \dots, n$ , sendo  $n$  o tamanho da amostra.

É importante salientar que o Modelo Logístico tem como função de ligação que relaciona a esperança de  $Y$  linearmente com as covariáveis pela função logística, ou seja,

Equação 2 
$$E(Y|\mathbf{x}) = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \dots + \beta_qx_q = \boldsymbol{\beta}'[\mathbf{1}, \mathbf{x}^*] = \boldsymbol{\beta}'\mathbf{x},$$

onde  $p(\mathbf{x}) = \frac{1}{1+e^{-\boldsymbol{\beta}'\mathbf{x}}}$  é a relação com a função logística indicando a probabilidade de ocorrer a detecção. Ainda, o vetor  $\mathbf{x}$  é o vetor de dados observados das covariáveis  $\mathbf{X}$ , isto é, quando é observado  $\mathbf{X} = \mathbf{x}$  e o vetor de parâmetros  $\boldsymbol{\beta}$  deve ser estimado. Com os valores de  $\boldsymbol{\beta}$  podemos, então, interpretar o que acontece com a probabilidade  $p$ .

Após categorizar as covariáveis micro-habitat (i) e lianas (ix), verificou-se que o micro-habitat guabiroba coincidia exatamente com lianas (ix) e, portanto, a covariável lianas foi retirada do estudo, pois micro-habitat representa mais informação e acarretaria problemas computacionais, invalidando os resultados obtidos. Percebeu-se, portanto que toda vez que se menciona guabiroba existe a presença de lianas. Ainda, a categorização de micro-habitat ficou como variável referência jamelão, com categorias “micro-habitat 01” (guarucaia) e “micro-habitat 10” (guabiroba).

### 2.6.1.2 Regressão ZIP

Modelos de Probabilidade Zero-Inflacionados de Poisson, comumente chamados de ZIP são distintos dos demais pela variável resposta ser numérica inteira com resultado vindo de um modelo de mistura, isto é, ela apresenta resultados de uma distribuição com determinado peso (probabilidade) e de outra distribuição com o restante da probabilidade (BOAG, 1949; BERKSON; GAGE, 1952). Foram utilizados para verificar quais covariáveis consideradas influenciaram o número de capturas ou de observações.

Para o modelo ZIP há a seguinte estrutura: o número de animais capturados por armadilha  $Y_i = k$  é:

$$Y_i = \begin{cases} 0, & \text{com probabilidade } p_i + (1 - p_i)e^{-\lambda_i} \\ k, & \text{com probabilidade } (1 - p_i)e^{-\lambda_i} \frac{\lambda_i^k}{k!}, \quad k = 1, 2, 3, \dots \end{cases}$$

onde,  $i = 1, \dots, n$ , sendo  $n$  o tamanho da amostra.

É importante salientar que o neste modelo há duas funções de ligação:

Equação 3  $\log(\lambda) = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \beta_2 x_2 + \dots + \beta_q x_q = \boldsymbol{\beta}'[\mathbf{1}, \mathbf{x}^*] = \boldsymbol{\beta}'\mathbf{x}, e$

Equação 4  $\text{logit}(p) = \log\left(\frac{p}{1-p}\right) = \boldsymbol{\gamma}'\mathbf{x}^*$

onde  $p(\mathbf{x}) = \frac{e^{\boldsymbol{\beta}'\mathbf{x}}}{1+e^{\boldsymbol{\beta}'\mathbf{x}}}$  é a probabilidade de se observar 0 da Distribuição Bernoulli e  $\lambda = e^{\boldsymbol{\gamma}'\mathbf{x}^*}$  é a média da distribuição de Poisson com probabilidade  $1 - p(\mathbf{x})$ . Ainda, o vetor  $\mathbf{x}$  é o vetor de dados observados das covariáveis  $\mathbf{X}$  associado à  $\boldsymbol{\beta}$  e vetor  $\mathbf{x}^*$  é o vetor de dados observados das covariáveis  $\mathbf{X}$  associado à  $\boldsymbol{\gamma}$ . Para essa distribuição é necessário estimar os valores de  $\boldsymbol{\beta}$  e  $\boldsymbol{\gamma}$  e foi utilizado o Método da Máxima Verossimilhança (LAMBERT, 1992).

As covariáveis utilizadas são as mesmas descritas na seção 2.3, com a diferença de foram utilizadas tanto em  $\boldsymbol{\beta}$  quanto  $\boldsymbol{\gamma}$ .

### 2.6.1.3 Determinação dos parâmetros do modelo (Máxima Verossimilhança)

Como  $p(\mathbf{x}_i)$  dá a probabilidade de  $Y_i = 1$ , ou seja, o animal ser capturado na armadilha (ou ser detectado), considera-se que  $1 - p(\mathbf{x}_i)$  dá a probabilidade de o animal não ter sido registrado e, portanto, queremos estimar os valores de  $\boldsymbol{\beta}$  que melhor representem a relação. A partir daqui,  $p(\mathbf{x}_i) = p_i$  facilita essa a escrita. Uma maneira conveniente de determinar  $\boldsymbol{\beta}$  é através de modelos de probabilidades que, ao montar a função de verossimilhança:

Equação 5  $\ell(\boldsymbol{\beta}) = \prod_{i=1}^n p_i^{y_i} (1 - p_i)^{1-y_i},$

e assim determinamos os valores de  $\beta$  que maximizem a função acima quando é dado  $X = x$  e observado  $Y = y$ . O processo de obtenção de  $\beta$  maximizando a função de verossimilhança é chamado de Método de Máxima Verossimilhança. Os valores obtidos para  $\beta$  pelo método de Máxima Verossimilhança, representados por  $\hat{\beta}$ , são chamados de Maximum Likelihood Estimators (MLE).

Para amostras suficientemente grandes, os MLEs da distribuição devem ser assintoticamente distribuídos por uma distribuição normal multivariada com vetor de médias  $\hat{\beta}$  e matriz de covariância igual à inversa da matriz de informação observada de Fisher segundo o Teorema Central do Limite. Com esta informação, pode-se verificar se o modelo ajustado realmente apresenta um ajuste coerente e obter o p-valor para cada parâmetro estimado (CASELLA; BERGER, 2002).

Como análise inicial foi utilizada a PCA, na qual verificou-se que um componente principal acomodava 99,99% dos dados. Após verificar as informações foi constatado que uma única covariável era responsável por este resultado: serapilheira. Após a transformação em Componentes Principais verificou-se também que 99,9% correspondiam a esta covariável e, portanto, como a PCA não traria avanços para a parte de interpretação direta do modelo e o seu uso acarreta perdas de informação, decidiu-se por utilizar todas as covariáveis da forma como foram coletadas.

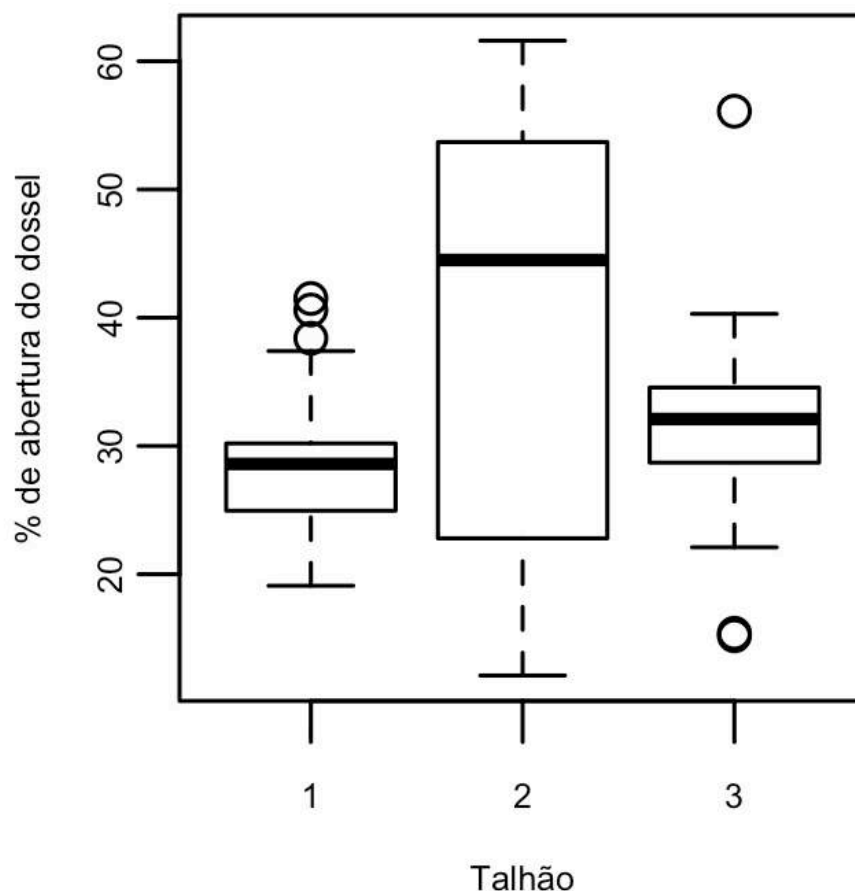
### 3 RESULTADOS

#### 3.1 Complexidade da vegetação

Os valores da porcentagem de abertura do dossel variaram entre 12,1 e 61,0 %, e seu valor médio foi de 33,1 %  $\pm$  11,7. Houve variação expressiva de valores entre micro-habitats, de modo que a maior variabilidade de abertura do dossel foi a do micro-habitat 2, enquanto o dossel mais fechado corresponde ao micro-habitat 1 (Tabela 1, Figura 8). Aqui foi considerado que a maior abertura do dossel resulta em maior incidência de luz e, portanto, permite maior desenvolvimento de sub-bosque nativo. Considerou-se, então, que micro-habitats com dossel mais aberto possuem sub-bosque mais desenvolvido (uma aproximação de regeneração após o reflorestamento), o que de fato correspondeu às observações em campo.

**Tabela 1:** Covariáveis que caracterizam a complexidade da vegetação dos micro-habitats inventariados.

Micro-habitat	Espécie	Riqueza	Família	Indivíduos	Densidade (ind <sup>m2</sup> )	Volume (m <sup>3</sup> )	Altura (m)	Shannon	Lianas	Dossel	Serrapilheira (g)
1	1	1	1	5	0,05	0,0255	11	0	0	25,5 $\pm$ 6,2	1642,5
2	1	3	2	30	0,3	0,0224	6,7	0,75	0	42,9 $\pm$ 15,4	1241,5
3	-	6	5	13	0,15	0,0028	5,6	1,72	1	31,4 $\pm$ 7,0	691,6



**Figura 8:** Porcentagens de abertura de dossel dos micro-habitats inventariados, indicadas por valores máximos, mínimos, medianos e de percentil e quartil.

### 3.1.1 Caracterização dos micro-habitats

**Micro-habitat 1** (zona de recuperação – Figura 9), no qual domina o jamelão *Syzygium cumini* L. Myrtaceae, espécie exótica nativa da Índia, Tailândia, Filipinas e Madagascar. Possui frutos suculentos com semente única e amadurecimento nos meses de janeiro e fevereiro (SANTIAGO et al., 2016) e apresenta ação alelopática (CAVARZERE et al., 2020). A área possui composição monoespecífica (apenas uma família) com indivíduos de grande porte (entre 10 e 12 metros de altura) e dossel uniformemente presente ao longo dos meses. Há ausência completa de sub-bosque e a presença de densa serapilheira (1642,5 g) composta por folhas grandes e que recobrem todo o solo, que em nenhum momento fica exposto. A profundidade da camada da serrapilheira chegou a 5 cm, e as folhas grandes denotam maior densidade

desta camada. Na parcela constaram cinco indivíduos, contabilizando 0,05 indivíduos por m<sup>2</sup> e 0.0255 m<sup>3</sup> de volume basal. O índice de diversidade ficou em H' = 0 e não há presença de lianas. Visitado entre 23 de fevereiro de 2020 e 12 de janeiro de 2021, totalizando 1.464 horas/armadilha.



**Figura 9:** Micro-habitat 1 (zona de recuperação). Notar a ausência de sub-bosque.

**Micro-habitat 2** (zona natural – Figura 10), no qual predominam o pau-jacaré *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr. e o pau-ferro *Caesalpinia leiostachya* (Benth, 1870), que são Fabaceae nativas. O pau-jacaré, classificada com pioneira ou secundária inicial, é uma árvore de rápido crescimento, ocorrendo nos estados do Rio de Janeiro, Minas Gerais, Brasília, Goiás e na região do Mato Grosso do Sul até Santa Catarina. É uma espécie semicaducifólia com altura entre 8 e 20 metros, com frutos leguminosos secos. Espécie muito usada na recuperação de áreas degradadas (EMBRAPA, 2004). O pau-ferro, com ocorrência do estado do Piauí até São Paulo e



podendo atingir até 30 metros de altura, é uma espécie muito utilizada na recuperação de áreas degradadas (BIRUEL et al, 2010).

A parcela deste micro-habitat contém três espécies, incluindo pitanga *Eugenia* sp., além das mencionadas anteriormente, constando de três famílias. Apresenta alta densidade de indivíduos (0,3 indivíduos por m<sup>2</sup>), sendo a maioria (n=22) de pau-jacaré com tronco fino, entremeados por menor quantidade de espécimes de pau-ferro (n=5) de grande porte. A área possui dossel descontínuo com altura abaixo de 10 m e grande incidência de luz. O volume basal equivale a 0,0224 m<sup>3</sup>, com H' = 0.75; não há presença de lianas. O sub-bosque possui indivíduos herbáceos de gramíneas e samambaias terrestres (*Pteris denticulada* Sw. e *Adiantopsis radiata* L.) e eventuais arbustos de *Eugenia* L., *Allophyllus* sp. e *Solanum caavurana* Vell. Serapilheira abundante (1241,6 g), mas por conta do pequeno tamanho das folhas, deixa o solo à amostra em sua maior parte. Visitado entre 29 de maio de 2020 e 12 de janeiro de 2021, totalizando 1.368 horas/armadilha.



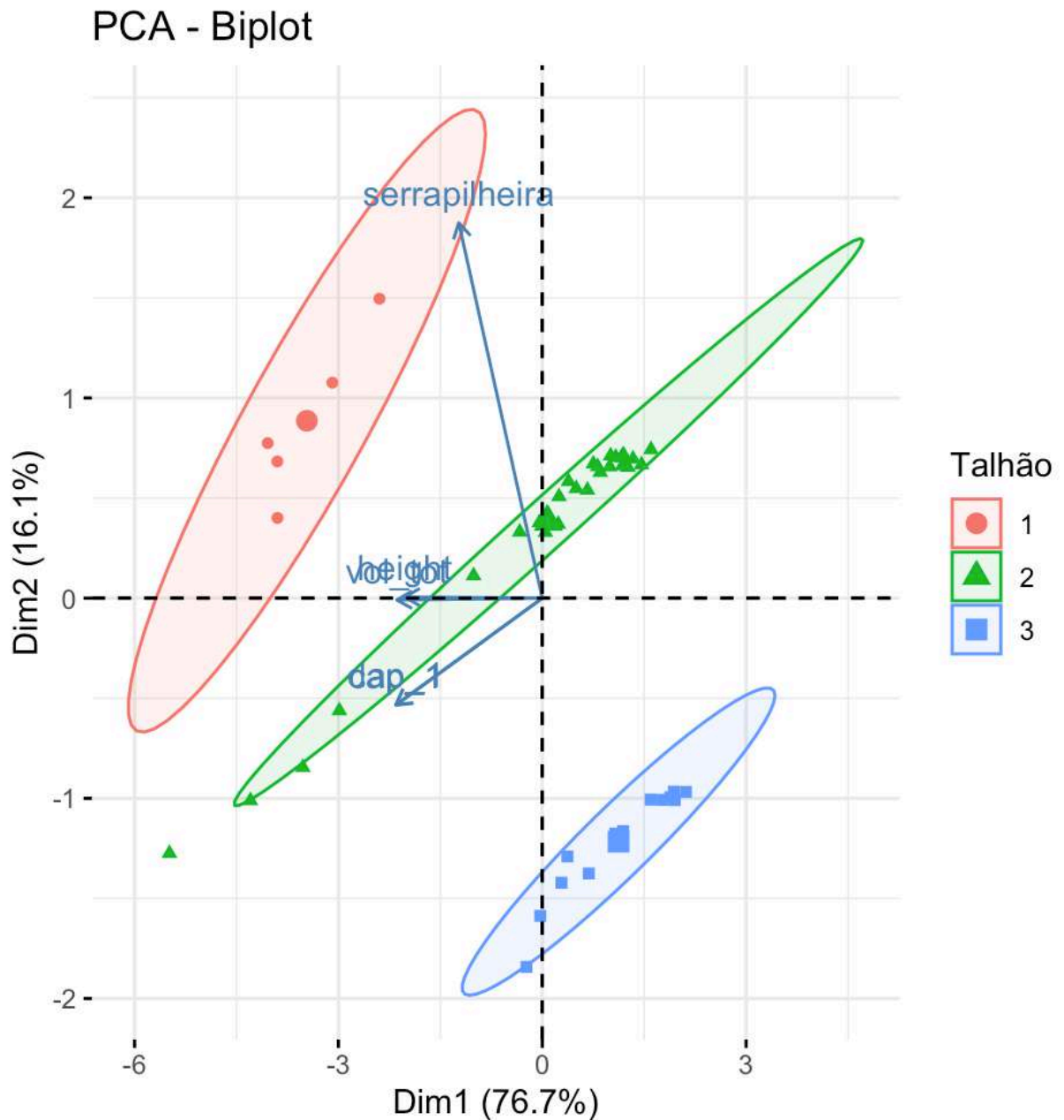
**Figura 10:** Micro-habitat 2 (zona natural). Notar o dossel aberto devido à deciduidade das espécies predominantes.

**Micro-habitat 3** (zona de uso extensivo – Figura 11), parcela na qual foram identificadas seis espécies distribuídas em cinco famílias, configurando fisionomia florestal, com destaque para guabiroba *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg.) e nêspera (*Eryobotrya japonica* Lindley). Os 13 indivíduos determinam densidade de 0,15 indivíduos por m<sup>2</sup>. Na parcela havia dois indivíduos mortos. Área com dossel variável, média de 8 m de altura e com sobreposição de copas, causando grande sombreamento do sub-bosque. O volume basal calculado foi de 0,0028 m<sup>3</sup>, sendo H' = 1,72. Único micro-habitat que contém lianas. Possui sub-bosque com presença de ramos horizontais de trepadeiras e densa quantidade de herbáceas e arbustos, até 2 metros de altura. Espécies de sub-bosque incluem samambaias (*Adiantum radianum* C. Presl. e *Ctenites marginalis* Langsd. & Fisch) e antófitas (*Piper amalago* L., *P. glabratum* Kunth e *Geophila repens* I.M. Johnst) típicas do oeste do Paraná. Serrapilheira intermediária (691,6 g), recobrando ligeiramente o solo, mas nunca o deixando à mostra. Visitado entre 07 de agosto de 2020 e 12 de janeiro de 2021, totalizando 864 horas/armadilha.



**Figura 11:** Micro-habitat 3 (zona de uso extensivo). Notar a estrutura mais florestal dentre todos os micro-habitats.

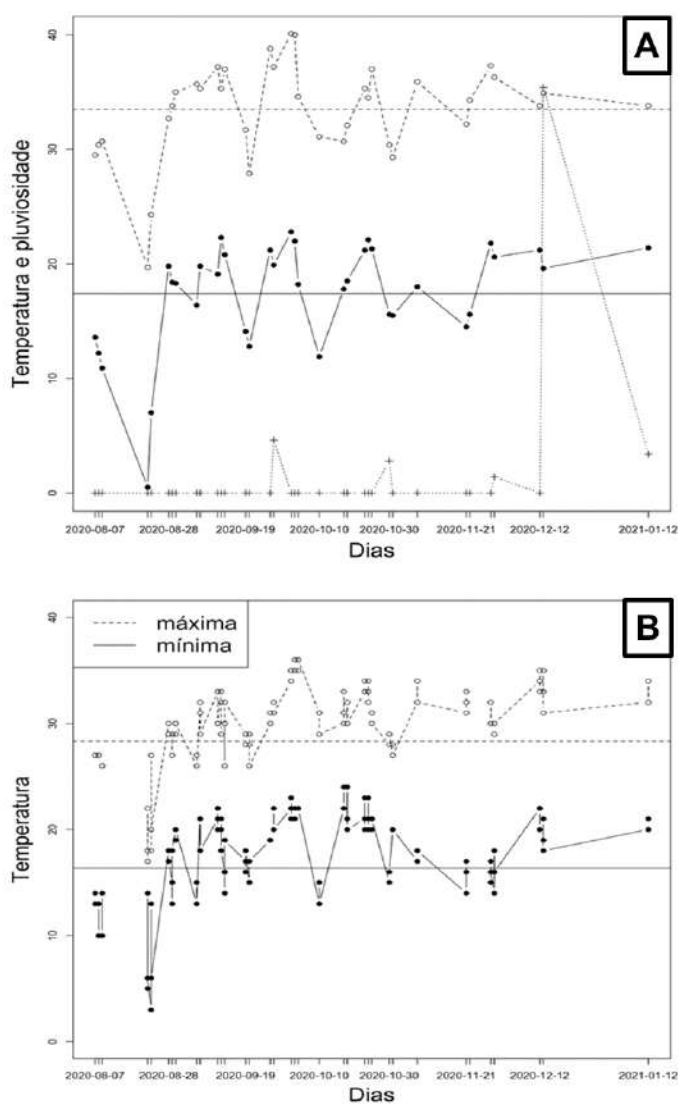
A Figura 12 mostra a complexidade vegetal dos micro-habitats por meio da representação de dois componentes principais, os quais resumem 76,7 e 16,1 % das variações nos primeiro e segundo eixos redimensionados, respectivamente.



**Figura 12:** Análise de Componentes Principais com as covariáveis de complexidade de vegetação dos três micro-habitats considerados. Elipses indicam intervalo de 95% de confiança.

### 3.1.2 Fatores abióticos

As temperaturas máximas obtidas a partir do SIMEPAR variaram entre 19,7 e 40 °C com média de  $33,4 \pm 4,1$  °C. Já as mínimas ficaram entre 0,5 e 22,8 °C, cuja média ficou em  $17,4 \pm 4,7$  °C. Valores de pluviosidade acumularam 149,2 mm, variando entre 0 e  $35,4 \pm 5,0$  mm (Figura 13A). Temperaturas máximas coletadas em campo variaram entre 17 e 36 °C, com valor médio de  $30,1 \pm 3,6$  °C, enquanto as mínimas apresentaram variação entre 3 e 24 °C, sendo seu valor médio de  $17,8 \pm 4,1$  °C (Figura 13B).

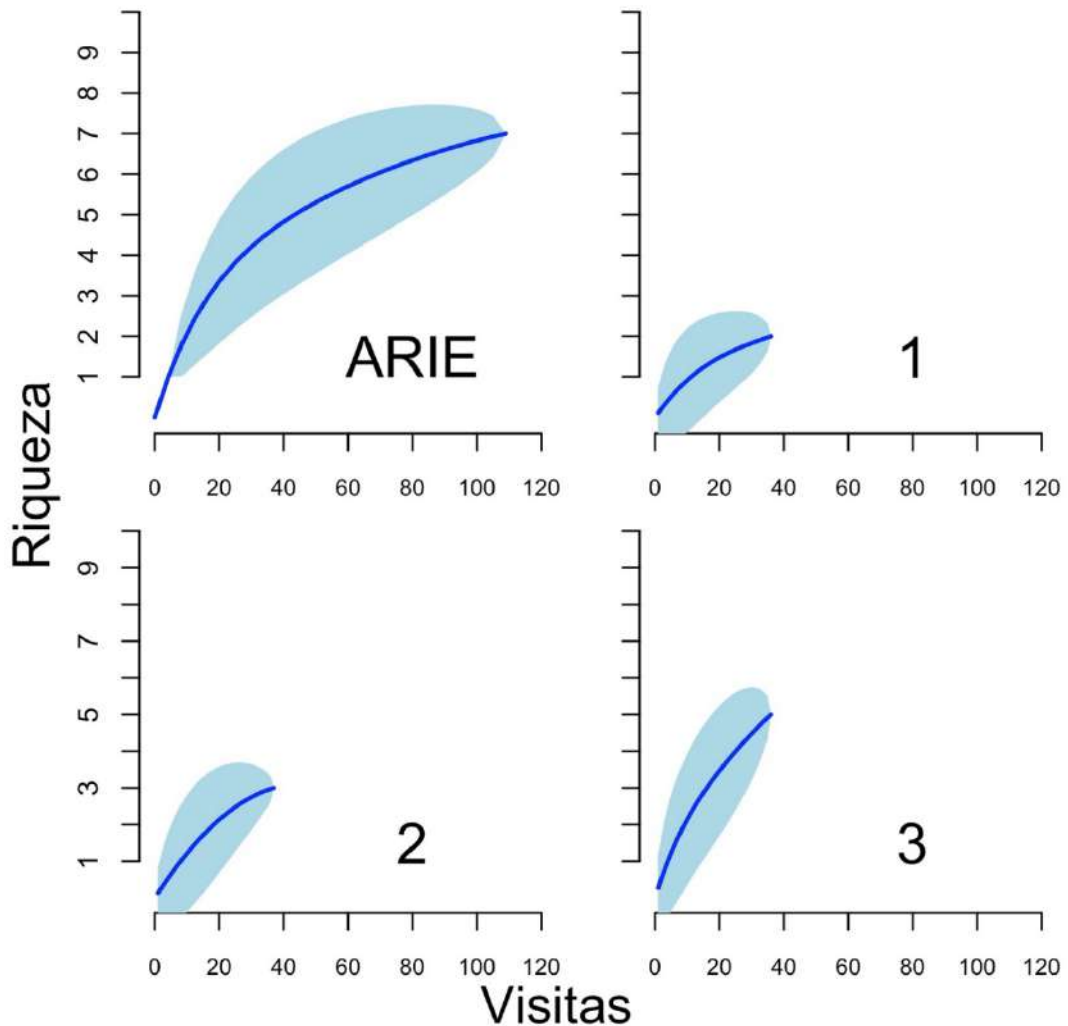


**Figura 13:** Temperaturas máxima, mínima, e suas respectivas médias (linhas horizontais) em função dos dias de visitas aos micro-habitats, apresentados no formato aaaa/mm/dd, obtidas a partir de medições do SIMEPAR (A) e coletadas em campo (B). Cruzes indicam pluviosidade.



### 3.2 Registros de mamíferos

Foram registradas oito espécies na ARIE-SH. A espécie com maior número de registros (capturas e observações) foi o gambá-de-orelha-branca *Didelphis albiventris* (n=9). As curvas de rarefação com base na aleatorização do número de indivíduos capturados ou observados com base em 10.000 randomizações não demonstram estabilização para a ARIE-SH ou para o micro-habitat 3, enquanto esta tendência foi apenas levemente percebida para os micro-habitats 1 e 2 (Figura 14).



**Figura 14:** Curvas de rarefação de espécies de mamíferos dos micro-habitats amostrados entre agosto de 2020 e janeiro de 2021. Sombras azuis correspondem aos intervalos superior e inferior do erro padrão.

Para os três micro-habitats são estimadas nove espécies, enquanto para os micro-habitats, as maiores estimativas ficaram em, no máximo, uma espécie a mais do que as de fato registradas (Tabela 2).

**Tabela 2:** Riqueza de espécies de mamíferos observada e estimada (*Bootstrap*) para a ARIE-SH e para os micro-habitats inventariados.

Micro-habitats	Riqueza observada	Riqueza estimada
1	2	2
2	3	3
3	5	6
Total	7	9

### 3.2.1 Captura por interceptação e queda (*pitfall*)

Foram capturadas quatro espécies de mamíferos considerando-se os três micro-habitats (Figura 15). O número máximo de espécies para um micro-habitat foi de três. Uma espécie (*Didelphis albiventris*) foi capturada em todos os micro-habitats, porém com taxa de captura maior no micro-habitat 3 (Tabela 3). Roedores foram registrados apenas por esta metodologia. Espécies de roedores não identificadas ao nível de espécie foram tratadas pelo nível taxonômico mais intrusivo, definindo-se morfotipos.

**Tabela 3:** Registros e número de observações de indivíduos de espécies mamíferos por micro-habitat e de acordo com a metodologia utilizada.

Micro-habitat	<i>Oligoryzomys</i> sp. 2	Sigmodontina e Morfotipo 3	<i>Didelphis albiventris</i>	<i>Euphractus sexcinctus</i>	<i>Mazama nana</i>	<i>Nasua nasua</i>	<i>Sapajus nigrits</i>	Riqueza
<i>Pitfall</i>								
1	0	0	1	0	0	0	0	2
2	0	0	1	1	0	0	0	2
3	2	1	4	0	0	0	0	3
<i>Transecções</i>								
1	0	0	1	0	1	0	0	2
2	0	0	0	1	0	4	0	2
3	0	0	0	0	0	1	6	2
Total	2	1	7	2	1	5	6	6



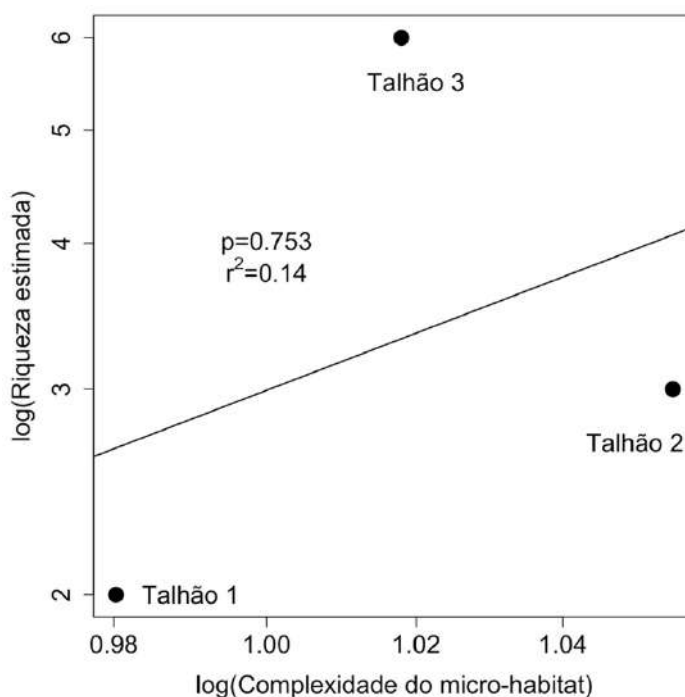
**Figura 15:** Espécies capturadas em armadilhas *pitfall*. A) Tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), B) Gambá-de-orelha-branca (*Didelphis albiventris*), C) *Oligoryzomys* sp. 2.

### 3.3 Transecções lineares

Foram registradas cinco espécies nos três micro-habitats, sendo duas espécies observadas por micro-habitat (Tabela 3). *Mazama americana*, *Nasua nasua*, e *Sapajus nigrurus* foram exclusivamente registradas por esta metodologia.

### 3.4 Complexidade da vegetação e riqueza de mamíferos

Não houve uma relação positiva significativa ( $r^2=0,14$ ;  $p = 0,753$ ) entre a riqueza estimada de espécies dos micro-habitats em função da sua complexidade (Figura 16).



**Figura 16:** Riqueza estimada (*Bootstrap*) das espécies capturadas e observadas durante transecções em função da complexidade dos micro-habitats inventariados.

### 3.5 Regressão Logística

#### 3.5.1 Captura por interceptação e queda (*pitfall*)

Inicialmente foi ajustado modelo com todas as covariáveis sem nenhuma interação (Tabela 4).

**Tabela 4:** Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística com todas as covariáveis explicativas para *pitfall*.

$\beta$	Interceptor	"micro-habitat 01"	"micro-habitat 10"	temp_max	temp_min	dossel	ind	sp	fam
Estimado	0,2093	-0,2925	0,0547	-0,2941	0,5407	0,1859	0,0540	-1,1445	-0,9064
p-valor	>0,999	>0,999	>0,999	0,2202	0,0125	0,0139	0,9999	0,9999	0,9999



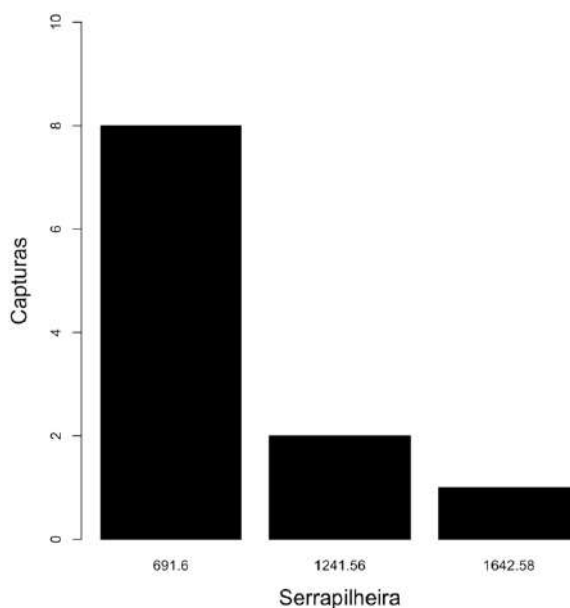
	vol	den	alt	shannon	serrapilheira	prec	Tmax	Tmin
Estimado	0,0118	-0,0051	3,6170	-0,4618	-0,0323	0,2140	0,3586	-0,3874
p-valor	>0,999	>0,999	0,9978	0,9999	<0,001	0,5885	0,1378	0,1449
-logVero= 24,79		AIC= 83,59						

Seguindo o procedimento descrito de ajustes, obteve-se como modelo final o descrito pela Tabela 5.

**Tabela 5:** Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística para *pitfall*.

$\beta$	Interceptor	“micro-habitat 01”	“micro-habitat 10”	Serrapilheira
Estimado	7,1731	-3,7246	-1,2527	-0,0068
p-valor	0,0294	0,0753	0,0020	<0,001
-logVero= 29,62		AIC= 66,52		

Na Tabela 5 percebe-se que o p-valor para “micro-habitat 01” é maior que 0,05 mas como ele é uma categoria da covariável micro-habitat (i), foi preferível mantê-la no modelo. Pelo valor de AIC o modelo apresentado na Tabela 5 tem melhor ajuste que o modelo apresentado na Tabela 4. Utilizando o Teste de Razão de Verossimilhança, concluiu-se que  $\chi^2_{13}(0,95) = 23,36$  e o valor do teste que é  $\chi^2 = 2(29,62 - 24,79) = 9,66$  e, portanto, que pode-se utilizar o modelo com melhor ajuste sem perda de informação estatística. Portanto, para as armadilhas *pitfall*, comparadas com jamelão, a presença tanto de “micro-habitat 10” quanto de “micro-habitat 01” diminuem a probabilidade de captura. Similarmente, quanto maior o valor de serapilheira, menor a probabilidade de captura (Figura 17).



**Figura 17:** Capturas de mamíferos com *pitfall* de acordo com a biomassa de serapilheira de cada um dos três micro-habitats.

Para exemplificar, ao considerar uma armadilha onde se tem “micro-habitat 01” e o valor de serrapilheira é 1642,5, isto é,  $x = [1 \ 0 \ 1 \ 1642,58]$  com  $\beta = [7,1731 - 3,7246 - 1,2527 - 0,0068]$ , temos a probabilidade de captura de  $p = 0,0052$  que é de 0,5%, pois  $\beta'x = -5,249144$ . Observar que  $x$  e  $\beta$  foram utilizados nos dados observados e pelo modelo escolhido (Equação 2).

### 3.5.2 Transecção

Foi ajustado o modelo com todas as covariáveis sem nenhuma interação, chegando-se no resultado da Tabela 6.

**Tabela 6:** Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística com todas as covariáveis explicativas para transecções.

$\beta$	Interceptor	“micro-habitat 01”	“micro-habitat 10”	temp_max	temp_min	dossel_porc	ind	sp	fam.
Estimado	0,0725	-0,3841	0,1156	0,8204	-0,0830	0,0002	0,1769	-1,6169	-1,3484
p-valor	>0,999	>0,999	>0,999	0,0020	0,7949	0,9964	0,9997	0,9999	0,9999
		vol	den	alt	shannon	serrapilheira	prec	Tmax	Tmin
Estimado		0,0102	-0,0059	2,3366	-0,5734	-0,0257	0,0183	-0,1875	-0,1122
p-valor		>0,999	>0,999	0,9996	>0,999	<0,001	0,6951	0,4857	0,7167

-logVero\* = 25,49

AIC = 84,99972

\* = logVerossimilhança

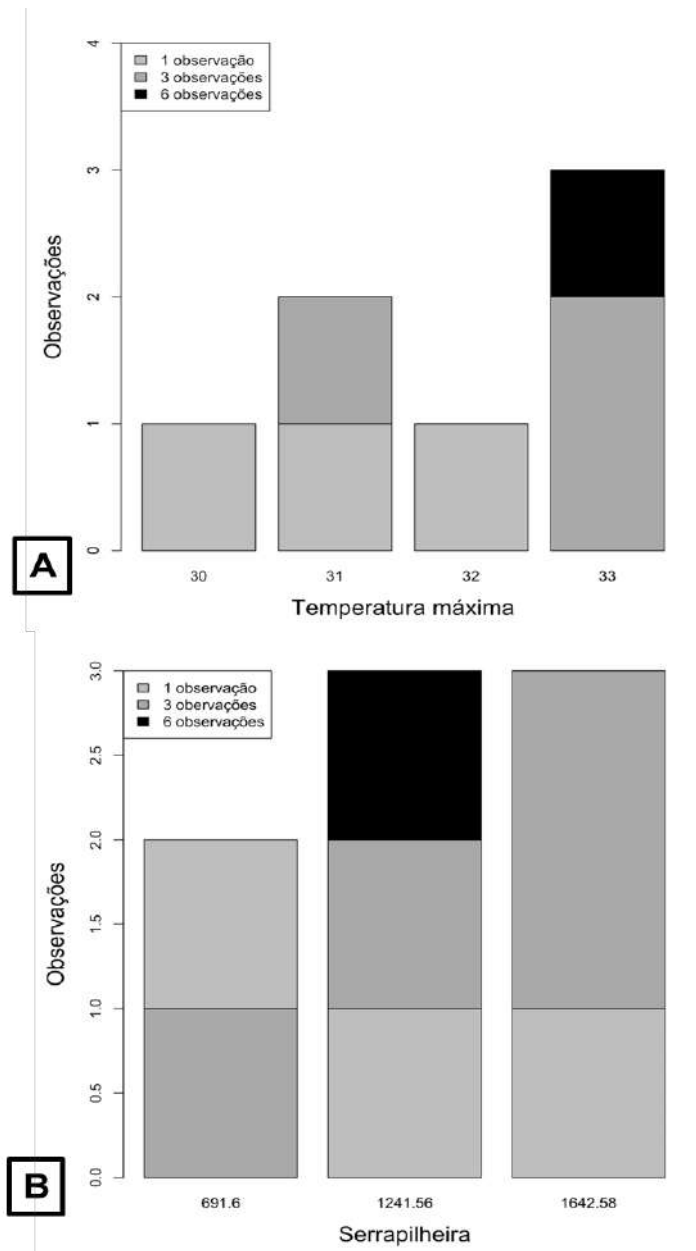
Existem várias covariáveis que não são estatisticamente significativas, mostrando-se temp\_max e serapilheira como significantes. Também foi ajustado o modelo com cada covariável separadamente e modelos com a interação entre essas duas covariáveis. Como o processo de mostrar o resultado das estimações de  $\beta$  em cada modelo se tornaria oneroso, apresentamos a seguir o modelo que chegamos como resultado de cada passo em que se retiravam as covariáveis não significativas estatisticamente (Tabela 7).

**Tabela 7:** Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística para transecções.

$\beta$	Interceptor	temp_max	serrapilheira
Estimado	-9,9100	0,1938	0,0010
p-valor	<0,001	<0,001	<0,001

-logVero=24,07                      AIC= 54,149

Pelo valor de AIC concluiu-se que o modelo apresentado na Tabela 7 tem um melhor ajuste do que o modelo apresentado na Tabela 6. Utilizando o Teste de Razão de Verossimilhança, chegamos que  $\chi^2_{14}(0,95) = 23,68$  e o valor do teste que é  $\chi^2 = 2(25,49 - 24,07) = 5,68$  e, portanto, que pode-se utilizar o modelo de melhor ajuste sem perda de informação estatística. Para este modelo, observações aumentam com o aumento da temperatura máxima coletada em campo e também com o aumento da serapilheira (Figura 18).



**Figura 18:** Observações de mamíferos de acordo com a temperatura máxima coletada em campo (A) e a biomassa de serapilheira de cada um dos três micro-habitats (B).

Como exemplo, uma armadilha onde se tem temp\_max de 27° e o valor de serrapilheira é 1.642,58, isto é,  $x = [1 \ 27 \ 1642,58]$  com  $\beta = [-9,91 \ 0,1938 \ 0,001]$ , temos a probabilidade de detecção de  $p = 0,0480$ , ou 4,8%, pois  $\beta'x = -3,03482$ .

### 3.5.3 Ambas as metodologias (*pitfall* e transecções)

Assim como os modelos para cada metodologia, tomamos como ponto inicial a análise da probabilidade de captura observadas por ambas, ajustando o modelo com todas as covariáveis sem nenhuma interação (Tabela 8).

**Tabela 8:** Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística com todas as covariáveis explicativas para ambas as metodologias.

$\beta$	Interceptor	“micro-habitat 01”	“micro-habitat 10”	temp_max	temp_min	dossel_porc	ind	sp	fam.
Estimado	0,0934	-0,1241	0,0239	0,0168	0,2428	0,0595	0,0698	-0,4793	-0,3791
p-valor	>0,999	>0,999	>0,999	0,9165	0,0813	0,0484	0,9997	0,9999	>0,999
		vol	den	alt	shannon	serrapilheira	prec	Tmax	Tmin
Estimado		0,0051	-0,0018	1,5821	-0,1954	-0,0138	0,0206	-0,0489	-0,0757
p-valor		>0,999	>0,999	0,9994	>0,999	<0,001	0,5755	0,7498	0,6436
-logVero= 41,92		AIC= 117,84							

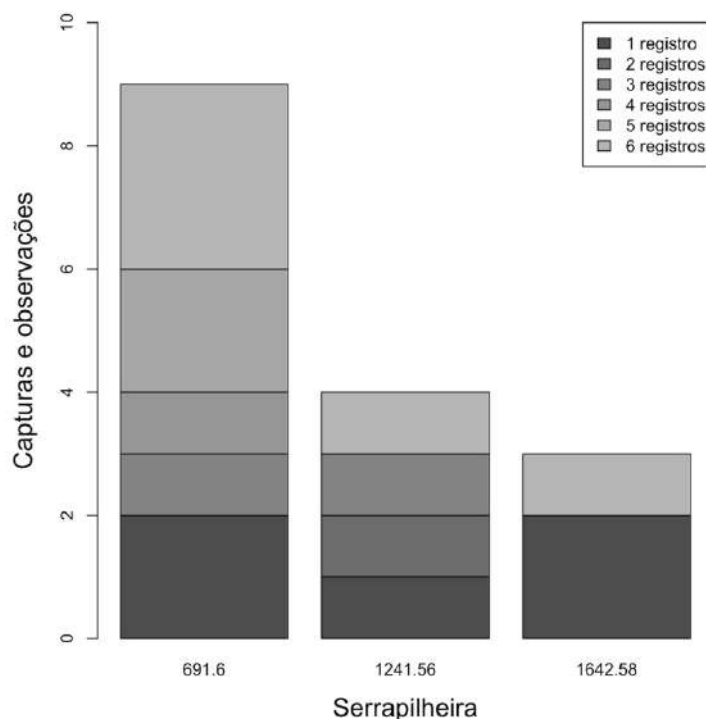
Seguindo o mesmo procedimento de ajustes de modelos, obtivemos como modelo final o da Tabela 9.

**Tabela 9:** Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para regressão logística para ambas as metodologias.

$\beta$	Interceptor	“micro-habitat 01”	“micro-habitat 10”	serrapilheira
Estimado	2,4908	-1,5346	-0,5329	-0,0029
p-valor	0,0903	0,0380	0,2945	<0,001
-logVero= 45,10		AIC= 98,21		

Na Tabela 9, novamente percebeu-se que o p-valor para “micro-habitat 10” é maior que 0,05, mas como ele é uma categoria da covariável micro-habitat (i) é preferível mantê-la no modelo. Pelo valor de AIC concluiu-se que o modelo apresentado na Tabela 9 tem melhor ajuste que o modelo apresentado na Tabela 8.

Utilizando o Teste de Razão de Verossimilhança, chegamos que  $\chi_{13}^2(0,95) = 23,36$  e o valor do teste que é  $\chi^2 = 2(117,84 - 98,21) = 39,26$  e, portanto, que o modelo da Tabela 6.1 apresenta melhor ajuste sem perda de informação estatística. Para este modelo, capturas ou observações diminuem à medida que a quantidade de serapilheira aumenta (Figura 19).



**Figura 19:** Capturas e observações de mamíferos de acordo com a biomassa de serapilheira de cada um dos três micro-habitats.

Como exemplo, uma armadilha onde se tem o micro-habitat 1 e o valor de serrapilheira é 1.642,5, isto é,  $x = [1 \ 0 \ 0 \ 1642,58]$  com  $\beta = [2,4908 - 1,5346 - 0,5329 - 0,0029]$ , a probabilidade de captura ou detecção é de  $p = 0,1030$ , ou 10,3%, pois  $\beta'x = -2,272682$ .

### 3.6 Regressão ZIP

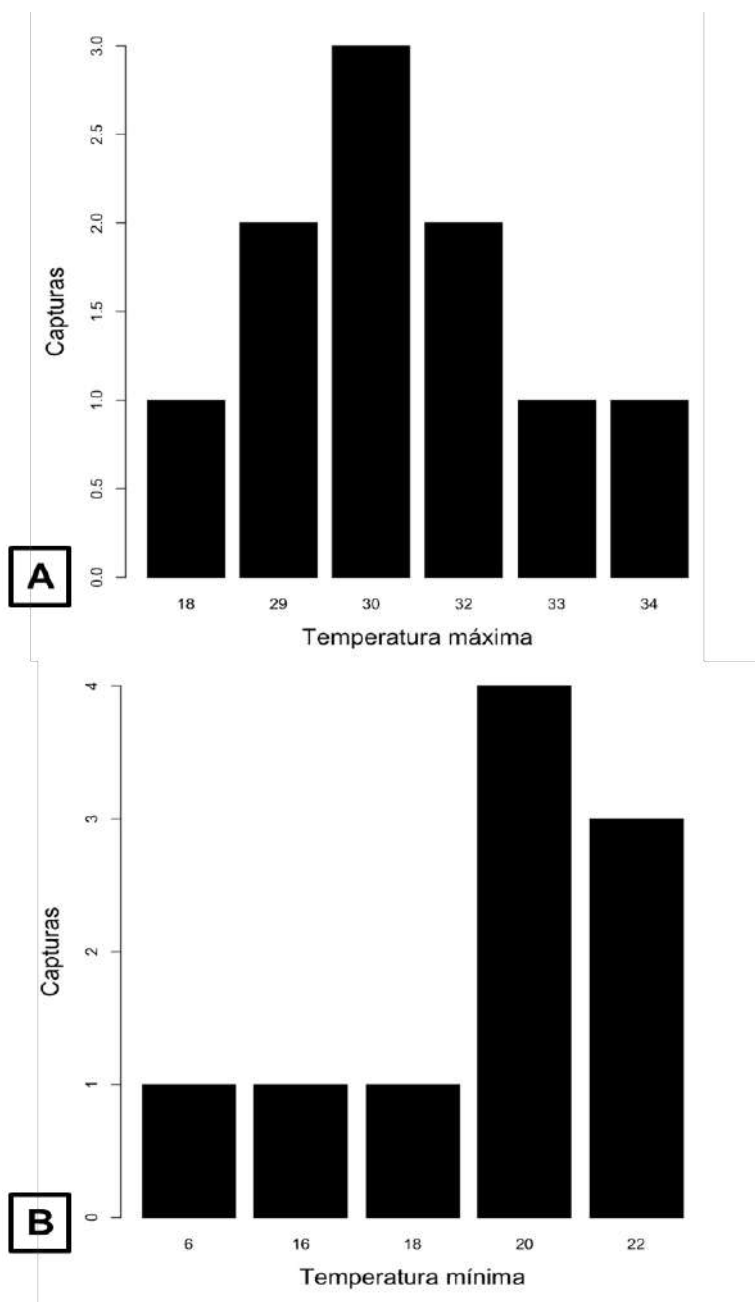
#### 3.6.1 Captura por interceptação e queda (*pitfall*)

Como ponto inicial para analisar o modelo de contagem de capturas, ajustamos o modelo com todas as covariáveis sem nenhuma interação (Tabela 10).



Pelo valor de AIC podemos concluir que o modelo apresentado na Tabela 11 tem melhor ajuste do que o modelo apresentado na Tabela 10. Utilizando o Teste de Razão de Verossimilhança, chegamos que  $\chi^2_{29}(0,95) = 44,55$  e o valor do teste que é  $\chi^2 = 2(28,45 - 14,37) = 28,16$  e, portanto, pode-se utilizar o modelo de melhor ajuste sem perda de informação estatística. Pela Tabela 11 percebe-se que zeros são adicionados à distribuição de contagem de Poisson sem interferência das variáveis observadas no estudo (20,9%) e o número de contagens da distribuição de Poisson corresponde a 79,1%. Observou-se que a temp\_max influenciou o aumento do número de espécies capturadas, enquanto temp\_min e Tmin contribuíram para a sua diminuição (Figura 20).





**Figura 20:** Capturas de mamíferos com *pitfall* de acordo com a temperaturas máxima (A) e mínima (B) coletada em campo.

### 3.6.2 Transecção

Ajustou-se o modelo com todas as covariáveis sem nenhuma interação e chegou-se no resultado da Tabela 12. Guabiroba (micro-habitat10) foi colocado na mesma categoria de jamelão pela necessidade de conseguir rodar o método de Máxima Verossimilhança, pois este apresenta Matrix de covariância de ponto não ótimo, isto é, o modelo não apresenta ajuste coerente com a metodologia.

**Tabela 12:** Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP com todas as covariáveis explicativas para transecções.

$\beta$	Interceptor	“micro-habitat 01”	“micro-habitat 10”	temp_max	temp_min	dossel_porc	ind	sp	fam
Estimado	-0,0009	-0,0608		0,2666	0,1548	-0,0463	-0,0601	-0,2666	-0,1038
p-valor	>0,999	>0,999		0,2980	0,7301	0,0716	0,9997	>0,999	>0,999
		vol	den	alt	shannon	serrapilheira	prec	Tmax	Tmin
Estimado		-0,0018	0,2349	-0,0903	-0,0059	-0,0029	-0,0746	-0,0032	-0,0018
p-valor		>0,999	0,9998	>0,999	<0,001	0,9585	0,8859	0,9957	>0,999
$\gamma$	Interceptor	“micro-habitat 01”	“micro-habitat 10”	temp_max	temp_min	dossel_porc	ind	sp	fam.
Estimado	0,0019	0,0231		-0,0148	-0,0088	-0,0794	-0,1067	0,0851	0,0329
p-valor	>0,999	>0,999		0,9801	0,9887	0,4106	0,9994	>0,999	>0,999
		vol	den	alt	shannon	serrapilheira	prec	Tmax	Tmin
Estimado		-0,0006	-0,0425	0,0279	-0,0026	-0,0599	0,2114	0,1266	-0,0006
p-valor		>0,999	>0,999	>0,999	0,0257	0,3577	0,6191	0,8684	>0,999
-logVero= 25,78		AIC= 115,56							

Seguindo o mesmo procedimento descrito para o ajuste de modelos, obteve-se como modelo final o descrito na Tabela 13.

**Tabela 13:** Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP para transecções.

$\beta$	Interceptor	serrapilheira
Estimado	3,4257	-0,0024
p-valor	0,0001	0,0028
$\gamma$	Interceptor	
Estimado	2,2864	
p-valor	<0,001	
-logVero=32,93		AIC= 71,86

Pelo valor de AIC concluiu-se que o modelo apresentado na Tabela 13 tem melhor ajuste que o modelo apresentado na Tabela 12. Utilizando o Teste de Razão de Verossimilhança, chegamos que  $\chi^2_{29}(0,95) = 44,55$  e o valor do teste que é  $\chi^2 = 2(32,93 - 25,78) = 14,3$  e, portanto, pode-se utilizar o modelo de melhor ajuste sem perda de informação estatística. Para este modelo, observações sofreram redução

com o aumento da serrapilheira (Figura 18B) na distribuição de Poisson sendo a contribuição da distribuição com peso de 9,3% e 90,7% dos zeros observados vindos da Distribuição de Bernoulli.

### 3.6.3 Ambas as metodologias (*pitfall* e transecções)

Para a análise da probabilidade de captura observadas por ambas as metodologias, ajustou-se o modelo com todas as covariáveis sem nenhuma interação e chegou-se no resultado da Tabela 14.

**Tabela 14:** Resultado do primeiro ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP com todas as covariáveis explicativas para ambas as metodologias.

$\beta$	Interceptor	“micro-habitat 01”	“micro-habitat 10”	temp_max	temp_min	dossel_porc	ind	sp	fam
Estimado	-3,474E-07	3,430E-08	-1,536E-07	-9,968E-06	-4,633E-06	-1,398E-05	-5,303E-06	-4,831E-07	-3,638E-07
p-valor	>0,999	>0,999	>0,999	0,9999	>0,999	0,9996	>0,999	>0,999	>0,999
		vol	den	alt	shannon	serrapilheira	prec	Tmax	Tmin
Estimado		-9,161E-09	-5,234E-08	-3,343E-06	-5,717E-08	-5,650E-04	-4,799E-07	-1,227E-05	-5,707E-06
p-valor		>0,999	>0,999	>0,999	>0,999	0,2579	>0,999	0,9998	0,9999
$\gamma$	Interceptor	“micro-habitat 01”	“micro-habitat 10”	temp_max	temp_min	dossel_porc	ind	sp	fam.
Estimado	2,735E-07	2,077E-08	1,247E-07	7,939E-06	4,230E-06	7,488E-06	4,651E-06	6,268E-07	4,813E-07
p-valor	>0,999	>0,999	>0,999	0,9999	>0,999	0,9999	>0,999	>0,999	>0,999
		vol	den	alt	shannon	serrapilheira	prec	Tmax	Tmin
Estimado		6,116E-09	4,693E-08	2,362E-06	1,301E-07	2,953E-04	-2,556E-07	9,175E-06	4,553E-06
p-valor		>0,999	>0,999	>0,999	>0,999	0,7358	>0,999	0,9999	>0,999
-logVero=61,79		AIC= 191,58							

Seguindo o mesmo procedimento descrito para ajuste de modelos, obteve-se como modelo final o descrito na Tabela 15.

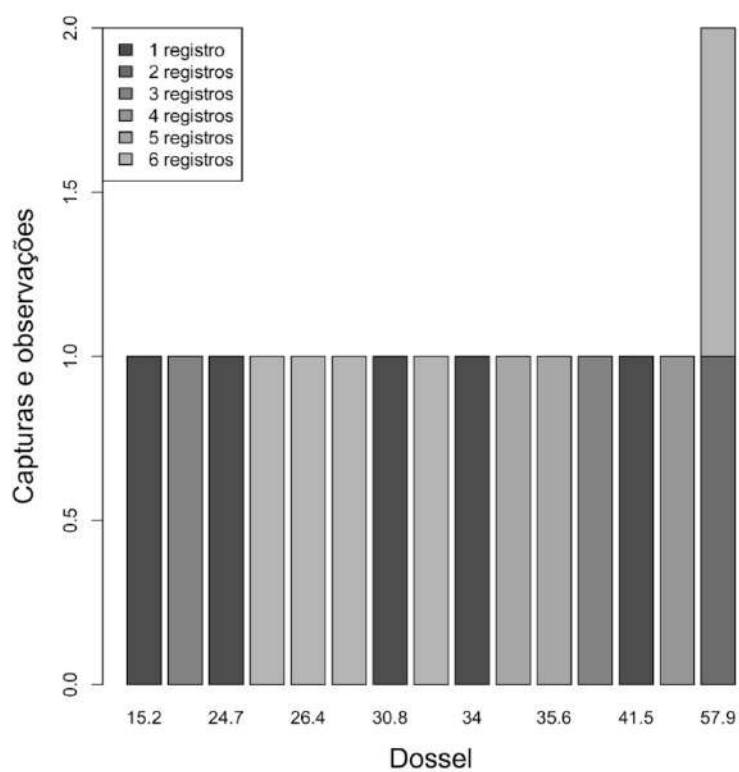
**Tabela 15:** Resultado do último ajuste de Máxima Verossimilhança para ZIP para ambas as metodologias.

$\beta$	Interceptor	temp_min	serrapilheira
Estimado	-2,2753	0,1822	-0,0016

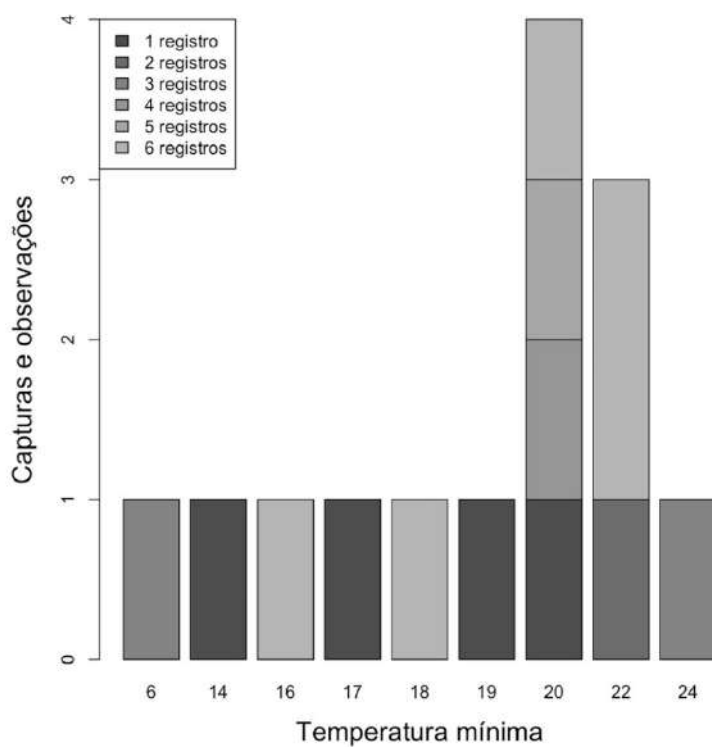
p-valor	<0,001	0,0001	0,0141
$\gamma$	Interceptor	dossel_porc	
Estimado	1,7433	-0,0442	
p-valor	0,1250	0,0711	
-logVero=57,52	AIC= 125,04		

Na Tabela 15, novamente percebeu-se que o p-valor para “micro-habitat 10” é maior que 0,05, mas como a retirada desta covariável acarreta num modelo no qual o procedimento computacional apresenta erro, optou-se por mantê-la visto que seu p-valor é próximo de 0,05.

Pelo valor de AIC concluiu-se que o modelo apresentado na Tabela 15 tem melhor ajuste que o modelo apresentado na Tabela 14. Utilizando o Teste de Razão de Verossimilhança, chegou-se que  $\chi^2_{13}(0,95) = 23,36$  e o valor do teste que é  $\chi^2 = 2(61,79 - 57,52) = 8,52$  e, pode-se utilizar o modelo de melhor ajuste sem perda de informação estatística. Para este modelo conforme a porcentagem de abertura de dossel diminui (Figura 21) e com o aumento da serapilheira (Figura 19), espera-se diminuir o número de animais capturados ou observados e, conforme a temperatura mínima coletada em campo aumenta, espera-se o aumento do número de animais capturados ou observados (Figura 22).



**Figura 21:** Capturas e observações de mamíferos de acordo com a porcentagem de abertura do dossel de cada um dos três micro-habitats.



**Figura 22:** Capturas e observações de mamíferos de acordo com a temperatura mínima coletada em campo de cada um dos três micro-habitats.

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Riqueza de espécies

Nos micro-habitats inventariados, foram registradas sete espécies de mamíferos, sendo quatro mencionados dentre as 27 compiladas no Plano de Manejo da ARIE-SH (Anexo A), no qual consta o registro de *Didelphis aurita*, espécie ausente neste inventário (KLIVER, 2010). Quando duas espécies de *Didelphis* sp. ocorrem simpatricamente na Mata Atlântica, como nas matas estacionais de Misiones, Argentina, *D. aurita* possui probabilidades de ocupação maiores em florestas nativas contínuas, enquanto *D. albiventris*, em fragmentos com estrutura mais aberta e menos complexa, especialmente próximo a construções humanas (CRUZ et al., 2019). Os autores sugerem que, em Misiones, *D. albiventris* pode estar substituindo *D. aurita* como resultado de mudanças nas condições ambientais, que se tornam desfavoráveis para esta última, mas promovem a criação de um novo habitat para a primeira. O mesmo parece ter ocorrido em intervalo de 10 anos na ARIE-SH, pois consta em seu Plano de Manejo o registro de *D. aurita*, enquanto nos micro-habitats foi registrada apenas *D. albiventris* no presente inventário. Adicionalmente, no bioma floresta estacional, marsupiais tendem a ser mais abundantes que roedores (MOURA et al., 2008), como corroborado neste estudo.

Inventários realizados em florestas estacionais divergem com relação à riqueza encontrada, pois os ambientes e seus históricos são distintos, bem como os grupos de estudo fundamentados no porte das espécies de mamíferos. Albuquerque et al. (2013) em Cambuci, Rio de Janeiro e Bonvicino et al. (2002), na Chapada dos Veadeiros, Goiás, ambos realizados em florestas alteradas, tiveram resultados semelhantes aos nossos (11 e sete espécies, respectivamente). Em Santo Antônio do Amparo, Minas Gerais, dois fragmentos de 26 e 48 ha obtiveram 13 espécies de pequenos mamíferos (ROCHA et al., 2011). Ainda em Minas Gerais, em Alfenas, oito remanescentes variando entre 25 e 447 ha distribuídos em ambiente matriz muito alterado, foram registradas 16 espécies de médio e grande portes (COSTA et al., 2019). Na Reserva Biológica Municipal de Santa Rita do Sapucaí, 300 ha, 15 espécies de médio e grande portes foram detectadas (EDUARDO; PASSAMANI, 2009). Em Viçosa, em fragmento de floresta urbano com 384 ha foram registradas 23 espécies de mamíferos de médio e grande portes (PRADO et al., 2008). Para grandes

remanescentes, como o Parque Estadual do Rio Doce, 36.000 ha, 11 espécies de pequenos mamíferos já foram relatadas (GRELLE, 2003). Pesquisa em quatro fragmentos florestais entre 78 e 313 ha encontraram sete espécies de pequenos mamíferos na bacia do rio Passa-Cinco, em São Paulo (GHEELER-COSTA et al., 2012), enquanto em Campinas, 18 espécies de médio e grande portes foram registradas em fragmento de 100 ha (MAGIOLI et al., 2014). Em fragmento de floresta de 36,5 ha na área urbana do município de Jataí, Goiás, foram registradas 11 espécies nativas de mamíferos com riqueza estimada de 13 espécies (BERNARDO; MELO, 2013). No mesmo estado, em Itajá e Aporé, dois fragmentos de 2.000 ha cada acumularam 30 espécies (CALAÇA et al., 2018). No sul do país, em um fragmento de 142 ha em Viamão, Rio Grande do Sul, 15 espécies nativas de médio e grande portes foram registradas (PIRES; CADEMARTORI, 2012). E no Paraná, pode-se citar o estudo no Parque Nacional do Iguaçu, principal referência de Unidades de Conservação (UC) do estado, com 180.000 ha, que conta com 84 espécies nativas de mamíferos (BROCARDO et al. 2019).

Essa diferença na riqueza obtida neste estudo em comparação com o Plano de Manejo e com os resultados citados no parágrafo precedente pode se dar tanto pelas metodologias e objetivos adotados, quanto pela diferença temporal entre os inventários. No entanto, o histórico da ARIE-SH, que passou por corte raso antes da década de 1980, pode ter influência considerável, pois a recuperação de florestas após corte raso apresenta uma estrutura bastante distinta, com profundas implicações para a fauna (FARIA et al., 2009). Adicionalmente, Sánchez et al. (2008), buscando comparar a riqueza de espécies em ambientes de mata nativa e de mata reflorestada na Colômbia, chegaram à conclusão de que a riqueza de mamíferos em ambientes reflorestados é menor do que em ambientes de mata nativa. Defaunação decorrente da modificação do habitat da ARIE-SH também foi recentemente sugerida para a sua comunidade de aves florestais (QUAGLIATO; CAVARZERE, 2021).

## **5.2 Micro-habitats e riqueza de mamíferos não voadores**

Neste estudo houve registro de mais espécies (não significativamente) nos dois micro-habitats mais complexos. Desse modo, os micro-habitats 2 e 3 obtiveram maiores riquezas, similarmente ao relatado para a floresta ombrófila e em campos

litorâneos, onde o aumento na complexidade do habitat, geralmente relacionado à disponibilidade de recursos alimentares e diversidade de nichos, foi positivamente correlacionado com a riqueza de pequenos mamíferos (PARDINI et al., 2005; QUINTELA et al., 2013; SILVA et al., 2019). Nos micro-habitats 2 e 3 também houve ocorrência do maior número de indivíduos de árvores com DAP > 50 cm (n=5) e de indivíduos mortos ainda de pé (n=2), fatores considerados determinantes para o aumento da riqueza de mamíferos em remanescentes florestais urbanos (TEE et al., 2018). A baixa riqueza encontrada por micro-habitat pode refletir o fato de que a saturação local, ao menos para pequenos mamíferos, também é determinada pelo nível de complexidade da vegetação (GRELLE, 2003), e provavelmente as espécies de pequenos mamíferos sejam indiretamente controladas por características do macrohabitat que influenciam as variáveis do micro-habitat, como por exemplo, a riqueza de espécies vegetais (CORRÊA et al., 2017).

Todas as probabilidades de detecção estiveram muito abaixo (ver adiante) do valor médio de probabilidade de detecção de espécies de mamíferos no Parque Nacional do Iguaçu, que variou entre 19 e 35%. (SILVA et al., 2018).

Os modelos de regressão logística indicaram que a probabilidade de capturas em *pitfall* foi determinada pela serrapilheira ( $p=0,05\%$ ) e, quanto maior a sua biomassa, menor a probabilidade de indivíduos serem capturados. A serrapilheira é uma covariável importante para captura de mamíferos, pois influencia positivamente a densidade de artrópodes (MALCOLM, 1997). Por exemplo, foram encontradas relações significativas entre as capturas de *Oligoryzomys nigripes* e a profundidade da serrapilheira, embora o trabalho não tenha evidenciado se essa relação foi positiva ou negativa (LANGONE, 2007). Outros estudos, no entanto, discutem que a biomassa da serrapilheira não influenciou na riqueza de pequenos mamíferos (CORRÊA et al., 2017). Nos micro-habitats inventariados na ARIE-SH, apenas um indivíduo de *Oligoryzomys* sp. 1 (não considerado nas análises) foi capturado no micro-habitat 1. Em mata estacional do sul do Brasil, *Akodon montensis* utilizou na mesma proporção como ambiente para sua locomoção tanto a serrapilheira quanto lianas. *Oligoryzomys nigripes* realizou um terço de seus deslocamentos em lianas, e os dois terços restante deles em troncos caídos (MACHADO et al., 2020). Desse modo, a baixa captura deste gênero no micro-habitat 1 já era esperada, pois não havia lianas ou troncos caídos no



solo. Houve dois registros de *Oligorhizomys* sp. 2 no micro-habitat 2, onde o dossel é mais aberto e pode haver mais troncos caídos no solo. Como não há lianas (e não foram utilizadas armadilhas arborícolas), é possível que as baixas taxas de captura reflitam a estrutura de cada micro-habitat. Ambos os micro-habitats possuem maiores valores de biomassa de serrapilheira, o que também sugere presença de pequenos mamíferos como estratégia de evasão de predação (MELO et al., 2013). Já para *D. albiventris* foi relatado que a espécie evita locais onde há apenas serrapilheira, exatamente o encontrado nos micro-habitats da ARIE-SH (MELO et al., 2013).

Para espécies de médio e grande portes, o aumento da biomassa da serrapilheira resulta no aumento da riqueza de mamíferos (BARBOSA, 2012), embora em nível específico, possa agir idiossincraticamente. Por exemplo, para *Leopardus* spp. e *Dasybus novemcinctus*, houve correlação negativa entre a altura da serrapilheira e suas detecções (KUHNNEN, 2010). O presente estudo corroborou a primeira ideia, pois, durante as transecções, a serrapilheira determinou maior probabilidade de detecção de mamíferos. Nessas condições, tais espécies possuem mais oportunidades de encontrar pequenos roedores, invertebrados ou brotos utilizados em sua alimentação, o que pode resultar em maiores probabilidades de registro (KONIG et al., 2002 *apud* BARBOSA, 2012; SANTOS-FILHO, 2005).

Nos micro-habitats da ARIE-SH, maiores temperaturas máximas levaram a mais capturas, enquanto menores temperaturas mínimas as reduziram, mesmo padrão encontrado em floresta estacional de São Paulo (NAXARA et al., 2009). O contrário foi encontrado para *Agouti paca* na Reserva Natural da Vale, Espírito Santo, onde a espécie reduziu a frequência de sua atividade em temperaturas mais elevadas (FERREGUETTI et al., 2018).

Para transecções, tanto o aumento da temperatura máxima quanto a serrapilheira aumentam a probabilidade das observações ( $p=4,8\%$ ). Logo, não foi a complexidade sozinha que influenciou a probabilidade de detecção dos mamíferos de médio e grande portes, e os motivos para probabilidades maiores de detecção dessas espécies com o aumento da biomassa da serrapilheira pode estar relacionado à presença de roedores, invertebrados ou outros itens utilizados em sua alimentação, como discutido acima.

O menor número de observações se dá na presença de mais serrapilheira. Uma das observações na serrapilheira intermediária (1.241,6 g) é de um grupo de seis indivíduos de *Sapajus nigritus*. Na ARIE-SH houve menos observações onde a biomassa da serrapilheira é maior. Isso vai de encontro ao fato de que biomassas maiores de serrapilheira são características de florestas mais maduras, cuja complexidade ao nível do solo é maior. Como consequência, esperava-se que a contagem de mamíferos aumentasse à medida que a complexidade dos solos dos micro-habitats fosse maior, uma importante consideração para estratégias de restauração para recuperar aspectos estruturais e funcionais para a fauna em ecossistemas alterados (PINOTTI et al., 2012). Outra consideração importante é o fato de o micro-habitat 1, composto por única espécie exótica que apresenta alelopatia, ter apresentado as menores riqueza e complexidade dentre os micro-habitats inventariados. As espécies capturadas são generalistas de habitat, gêneros comuns na Mata Atlântica e os únicos que ocorreram em mais de 50% das localidades consideradas em meta-análise realizada desse domínio (BOVENDORP et al., 2017). Segundo Bonvicino et al. (2002), essas espécies podem ser associadas à atividade antrópica e ambientes modificados, o que permite sua sobrevivência em fragmentos (OLIVEIRA; BONVICINO, 2006; ROSSI et al., 2006; SARTI, 2009).

Para ambas as metodologias, houve maior probabilidade de capturas e de observações ( $p=10,3\%$ ) em micro-habitats onde há menos serrapilheira, enquanto maiores temperaturas mínimas levam ao registro de mais observações, como também determinado para *A. paca* (FERREGUETTI et al., 2018). Menores porcentagens de aberturas de dossel levam a menos observações, o que foi corroborado para espécie endêmica da Mata Atlântica *Marmosa paraguayana*, para a qual maiores valores de probabilidade de uso de recursos estiveram relacionados às copas mais densas e fechadas. Assim, a probabilidade de uso de recursos possivelmente diminui para esta espécie de marsupial em habitats com copas descontínuas (KAJIN; GRELLE, 2012).

## 6 CONCLUSÕES

As probabilidades de captura, de observações e de registros (capturas e observações) foram baixas (0,5, 4,8 e 10,3%, respectivamente), e a covariável de complexidade do micro-habitat que mais influenciou estas probabilidades foi a biomassa da serrapilheira. Neste caso, quanto menor a biomassa, maiores as probabilidades de capturas e/ou observações. O fator abiótico que influenciou a probabilidade de observações foi a temperatura máxima coletada em campo, de modo que quanto mais alta a temperatura, maior a probabilidade de se detectar espécies por meio da metodologia de transecção.

Referente à contagem dos registros, temperaturas mais elevadas (tanto máxima quanto mínima) influenciaram o maior número de capturas. O aumento da biomassa da serrapilheira, no entanto, sugeriu menor quantidade de observações durante transecções. Se consideras ambas as metodologias, temperaturas mínimas mais altas garantiram maior contagem de registros, enquanto maior biomassa de serrapilheira e maior abertura do dossel, indicaram menores quantidades de capturas e avistamentos.

A riqueza de espécies não foi relacionada à complexidade dos micro-habitats inventariados de forma significativa.

## 7 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presença de caçadores armados impediu a instalação de réplicas espaciais em mais micro-habitats da ARIE-SH. Dessa forma, estudos futuros podem concentrar em, com a devida segurança garantida, replicar os inventários em diferentes micro-habitats compostos por espécies exóticas e nativas ainda não avaliadas.

Na faixa de vegetação às margens do Lago de Itaipu, com 215 m em média de largura e 2.900 km de extensão (<https://www.itaipu.gov.br/meioambiente/reposicao-florestal>), as espécies vegetais utilizadas para o reflorestamento seguiram as da ARIE-SH. Haja vista que o jamelão não sugeriu micro-habitat adequado para detecção ou contagem de mamíferos na ARIE-SH, e que esta faixa conecta os Parques Nacionais de Ilha Grande e Iguaçu, estudos futuros podem avaliar o seu uso pela mastofauna com o objetivo de verificar se as espécies utilizadas no reflorestamento fornecem habitat para deslocamentos de mamíferos não voadores entre ambientes de vegetação nativa protegidos por lei.

## 8 REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, H. et al. Mammals of a forest fragment in Cambuci municipality, state of Rio de Janeiro, Brazil. **Check List**, v.9(6), p.1505–1509, 2013. ISSN 1809-127X

ARAÚJO, R. M. et al. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do estado do Rio de Janeiro. *Iheringia*, **série zoologia**, Porto Alegre, v. 98, n. 3, p. 391-396, 2008.

AUGUST, P.V. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. **Ecology** **64**, 1495-1513. 1983.

BANKS-LEITE, C. et al. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, p. 1041–1045, 2014.

BARBOSA, H. **Estrutura de comunidades de mamíferos de médio e grande porte em fragmentos florestais da amazônia meridional**. Dissertação (mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade do Estado de Mato Grosso, 82 p., 2012.

BECA, G. et al. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. **Biological Conservation**, v. 210, p. 352-359, 2017. doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033.

BENCHIMOL, M., PERES C. Edge-mediated compositional and functional decay of tree assemblages in Amazonian forest islands after 26 years of isolation. **J Ecol.** v.103, p.408–420, 2015.

BERKSON, J.; GAGE, R. Survival curve for cancer patients following treatment. **Journal of the American Statistical Association**, v. 47, p. 501–515, 1952.

BERNARDO, P. & MELO, F. Assemblage of medium and large size mammals in an urban Semideciduous Seasonal Forest fragment in Cerrado biome. **Biota Neotrop.** v.13(2), p.76-80, 2013.

BIRUEL, R. et al. Germinação de sementes de *Caesalpinia leiostachya* (benth.) ducke (pau-ferro) classificadas pelo tamanho e pela forma. *Revista Arvore* - **Rev Arvore**. v. 34. 2010.

BOAG, J. Maximum likelihood estimates of the proportion of patients cured by cancer therapy. **Journal of the Royal Statistical Society**, v. 11, p. 15–53, 1949

BONVICINO, C. et al. Small non-flying mammals from conserved and altered areas of Atlantic Forest and Cerrado: comments on their potential use for monitoring environment. *Braz. J. Biol.*, 62(4B): 765–774. 2002.

BOVENDORP, R. S. et al. Atlantic small-mammal: a dataset of communities of rodents and marsupials of the Atlantic forests of South America. **Ecology**, p. 2226, 2017.

BROCARD, C. R. et al. Mamíferos do Parque Nacional do Iguaçu. **Oecologia Australis**, v. 23, n. 2., p. 165-190, 2019.

CALAÇA, A. et al. Mammals recorded in isolated remnants of Atlantic Forest in southern Goiás, Brazil. **Biota Neotrop.**, Campinas, v. 19(1), 2019 .

CAMERON, A.; TRIVEDI, K. **Regression Analysis of Count Data**. 2nd Edition. Indiana University: Bloomington. 2013.

CANALE, G. et al. Pervasive Defaunation of Forest Remnants in a Tropical Biodiversity Hotspot. **Plos One**, v. 7(8). 2012.

CARLUCCI, M. et al. The Southern Atlantic Forest: Use, Degradation, and perspectives for Conservation. In: **Marques M.C.M., Grelle C.E.V.** (eds) The Atlantic Forest. Springer, Cham. 2021.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7\\_5](https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_5)

CARVALHO, W. et al. Temporal activity of rural free-ranging dogs: implications for the predator and prey species in the Brazilian Atlantic Forest. **Neobiota**, v.45, p. 55-74. 2019. <https://doi.org/10.3897/neobiota.45.30645>

CASSANO, C. et al. Large Mammals in an Agroforestry Mosaic in the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.44, p.818-825, 2012.

CASELLA, G.; BERGER, R. **Statistical Inference**. 2nd Edition. Índia: Brooks/Cole Publishing Company, 2001.

CAVARZERE, V.; BIRAL, L.; DE, R. B.; et al. Ações de extensão e pesquisa realizadas na Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena , Estado do Paraná , Brasil. **Rev. Bras. Gest. Amb. Sustent.**, v. 7, n. 16, p. 589–604, 2020.

CHARLES-DOMINIQUE, P. et al. Les mammifères frugivores arboricoles nocturnes diurne forêt guyanaise: inter-relations plantes-animaux. **Revue d'Écologie (La Terre et la Vie)**, v. 35, p. 341-435, 1981.

CHIARELLO, A. G. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities in south-eastern Brazil. **Biological Conservation** 89: 71-82. 1999.

CHIARELLO, A. G. Density and population size of mammals in remnants of Brazilian Atlantic forest. **Conservation Biology**, v. 14, p. 1649-1657, 2000.

CORRÊA, M. et al. Microhabitat structure and food availability modelling a small mammal assemblage in restored riparian forest remnants. **Mammalia**, v.82(4), p.315–327, 2018.

COSTA, A. et al. Survey of medium-sized and large mammals in semideciduous Atlantic Forest patches near Alfenas, southern Minas Gerais, Brazil. **Check List**, v.15 (1), p.209–218, 2019. <https://doi.org/10.15560/15.1.209>

- CRUZ, P. et al. Landscape use by two opossums is shaped by habitat preferences rather than by competitive interactions. **Journal of Mammalogy**, v.100, n. 6, p. 1966–1978. 2019.
- CULLEN, L. et al. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forest. **Biological Conservation**, v. 95, p. 49-65, 2000.
- DALMAGRO, A.; VIEIRA, E. Patterns of habitat utilization of small rodents in an area of Araucaria Forest in Southern Brazil. **Austral Ecology** v. 30, 353-362. 2005.
- DEAN, Warren. "A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira." 1996.
- DELICIELLOS, A. et al. Habitat quality versus spatial variables as determinants of small mammal assemblages in Atlantic Forest fragments. **Journal of Mammalogy**, v.97(1), p.253–26520, January, 2016. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyv175>
- DE WALT, S. et al. Changes in vegetation structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wild- life. **Forest Ecol. Manag.** v.182, p.139-151, 2003.
- DIXON, P. VEGAN, a package of R functions for community ecology. **Journal of Vegetation Science**, 14(6), 927-930. 2003.
- DURIGAN, G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: **Cullen Junior L, Rudran R, Valladares-Pádua C**, organizadores. Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba: UFPR; Fundação Boticário de Proteção à Natureza; 2003.
- EDUARDO, A.; PASSAMANI, M. Mammals of medium and large size in Santa Rita do Sapucaí, Minas Gerais, southeastern Brazil. **Check List**, v. 5, n. 3, p. 399-404, aug. 2009.
- EISENBERG, J. F.; THORINGTON, R. W. A preliminary analysis of a Neotropical mammal fauna. **Biotropica**, v. 5, p. 156-161, 1973.
- EISENBERG, J. et al. Density, productivity and distribution of mammals in two Venezuelan habitats. In: **Vetebrate Ecology in Northern Neotropics**. Washington: Smithsonian Institution Press, p. 187-207. 1979.
- EMBRAPA. **Pau-Jacaré-Piptadenia gonoacantha**. Colombo - PR. 2004
- ERB, P. et al. Anthropogenic Influences on Macro-Level Mammal Occupancy in the Appalachian Trail Corridor. **PLoS ONE**, v.7(8). 2012.
- ESTAVILLO, C. et al. Forest loss and the biodiversity threshold: an evaluation considering species habitat requirements and matrix habitats. In: Association for

Tropical Biology and Conservation? Cairns. **Association for Tropical Biology and Conservation**, Annual Meeting, 2014.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515, 2003.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *J. Biogeogr.* 40, 1649–1663, 2013.

FARIA, D. et al. Forest structure in a mosaic of rainforest sites: The effect of fragmentation and recovery after clear cut. **Forest Ecology and Management**, v.257(11), p.2226-2234, 2009.

FENG, G. et al. Forest canopy height co-determines taxonomic and functional richness, but not functional dispersion of mammals and birds globally. **Global Ecol Biogeogr.** v. 29: 1350– 1359. 2020. <https://doi.org/10.1111/geb.13110>

FERREGUETTI, A. et al. Patch occupancy and activity pattern of the spotted paca (*Cuniculus paca* Linnaeus, 1766) in a protected area of the Atlantic Forest, Brazil. **Mammalia**, v. 83(4), p. 363-371, 2019.

FIDELINO, J. et al. Fruit bat diversity patterns for assessing restoration success in reforestation areas in the Philippines. **Acta Oecologica**, v. 108, n. July, p. 103637, 2020. Elsevier Masson SAS. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103637>> .

FIDINO, M. et al. Habitat Dynamics of the Virginia Opossum in a Highly Urban Landscape. **The American Midland Naturalist**. v. 175(2), 155-167. 2016.

FIDINO, M., SIMONIS, J.L., MAGLE, S.B. A multistate dynamic occupancy model to estimate local colonization–extinction rates and patterns of co-occurrence between two or more interacting species. **Methods Ecol Evol**. v. 10: 233– 244. 2019.

FIGUEIREDO M.S.L. et al. Tetrapod Diversity in the Atlantic Forest: Maps and Gaps. In: **Marques M.C.M., Grelle C.E.V.** (eds) *The Atlantic Forest*. Springer, Cham. 2021. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7\\_9](https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_9)

FONSECA, C. et al. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest, **Biological Conservation**, v.142(6), p.1209-1219, 2009.

FREITAS, S. et al. Habitat preference and food use by *Metachirus nudicaudatus* and *Didelphis aurita* (Didelphimorphia, Didelphidae) in a restinga forest at Rio de Janeiro. **Rev. Brasil. Biol.**, 57(1): 93–98. 1997.

FUENTES-MONTEMAYOR, E. et al. Small mammal responses to long-term large-scale woodland creation: the influence of local and landscape-level attributes. **Ecological Applications**, v. 30, n. 2, 2020.



GALETTI, M. et al. Defaunation and biomass collapse of mammals in the largest Atlantic forest remnant. **Anim Conserv**, v.20, p. 270-281, 2017. <https://doi.org/10.1111/acv.12311>

GATTO-ALMEIDA, F. et al. Diversidade, biogeografia, caracterização cariotípica e tricológica dos pequenos mamíferos não voadores do Parque Estadual Rio da Onça, Litoral Sul do Paraná. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 56, n. 7, p. 69–96, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/0031-1049.2016.56.07>>. Acesso em: 7/6/2020.

GHELER-COSTA, C. et al. The distribution and abundance of small mammals in agroecosystems of southeastern Brazil. **Mammalia**, v. 76, n. 2, p. 185–191, 2012.

GLANZ, W. E. The terrestrial mammal fauna of Barro Colorado Island: censuses and long-term changes. In: The ecology of a tropical forest. Washington: Smithsonian Institution Press, p. 455-468. 1982.

GRAIPEL, M.E. Contribuição ao estudo da mastofauna do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Faculdade de Biociências, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. 2003.

GRELLE, C. Forest Structure and Vertical Stratification of Small Mammals in a Secondary Atlantic Forest, Southeastern Brazil, **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v.38(2), p.81-85, 2003. DOI: 10.1076/snfe.38.2.81.15926

GRELLE C. et al. The Future of the Brazilian Atlantic Forest. In: **Marques M.C.M., Grelle C.E.V.** (eds) The Atlantic Forest. Springer, Cham. 2021. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7\\_23](https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_23)

GUARIGUATA, M.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecol. Manag.** v.148, p.185-206, 2001.

GUBERT FILHO, F. A. O desflorestamento no Paraná em um século. In: Sonda, C.; Trauczynski, S. C. (Ed.). Reforma agrária e meio ambiente. Curitiba: ITCG, p. 1-25. 2010.

HALLEY, J. et al. Dynamics of extinction debt across five taxonomic groups. **Nature Communications**, v. 7:12283, 2016.

HOSMER, D. et al. **Applied Logistic Regression**. 3rd Edition. Reino Unido: Wiley. 2013.

IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira, 2nd ed, **Manuais Técnicos em Geociências**, n. 1. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. 2012.

IEZZI, M. et al. Tree monocultures in a biodiversity hotspot: Impact of pine plantations on mammal and bird assemblages in the Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v.424, p.216–227. 2018. doi:10.1016/j.foreco.2018.04.049

IPARDES. Cobertura orestal e consumo de madeira, lenha e carvão nas microrregiões de Londrina, Maringá e Paranavaí: subsídio para uma política orestal no Estado do Paraná. **Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social**, Curitiba. 1993.

ITAIPU. Corredor de biodiversidade. 2020. Disponível em: <https://www.itaipu.gov.br/meioambiente/corredor-de-biodiversidade>

JESUS, F.; LIMA, S. Amostragem de Pequenos Mamíferos Terrestres. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Pantanal Matogrossense**, 2003.

KAJIN, M.; GRELE, C. Microhabitat selection when detection is imperfect: the case of an endemic Atlantic forest mammal. **Ecological Research**, v.27(6), p.1005–1013, 2012. doi:10.1007/s11284-012-0977-x

KLIVER, S. M. **Plano de Manejo Área de Relevante Interesse Ecológico Santa Helena ARIE-SH Refúgio Biológico Santa Helena RBSH**. Santa Helena. 2010.

KÖNIG, F. G. et al. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa Floresta Estacional Decidual no município de Santa Maria-RS. **Revista Árvore**, v.26, p.426-435, 2002.

KUHNEN, V. **Diversidade de mamíferos e a estrutura do hábitat: Estudo da composição da mastofauna terrestre em diferentes estágios sucessionais de regeneração da Floresta Ombrófila Densa, Santa Catarina, Brasil**. Dissertação (mestrado em ecologia) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 66 p., 2010.

LAMBERT, D. Inflated Poisson Regression with an Application to Defects in Manufacturing. **Technometrics**, 34, 1-14, 1992.

LANGONE, P. **Importância da matriz e das características do hábitat sobre a assembléia de pequenos mamíferos em fragmento de Mata de Restinga no sul do Brasil**. Dissertação (mestrado em ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 70 p. 2007.

LAURANCE, W. et al. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, v. 79, p. 2032–2040, 1998.

LAURANCE, W. et al. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v.103, p. 19010–19014, 2006.

LÊ, S. et al. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. **Journal of Statistical Software**. v.25(1), p. 1-18, 2008.

LEITE, Y. et al. Diet and vertical space use of three sympatric opossums in a Brazilian Atlantic forest reserve. **J. Trop. Ecol.**, 12: 435–440. 1996.

LESSA, I. et al. Domestic dogs in protected areas: a threat to Brazilian mammals? *Natureza & Conservação*, Curitiba, v. 14, n. 2, p. 46-56, 2016.

LESSA, I. et al. You can't run but you can hide: the negative influence of human presence on mid-sized mammals on an Atlantic island. **J Coast Conserv.** v. 21, p. 829–836. 2017. <https://doi.org/10.1007/s11852-017-0544-2>

LIMA, A. R.; CAPOBIANCO, J. P. R. **Mata Atlântica: avanços legais e institucionais para sua conservação**. São Paulo, 1997.

LORETTO D. Ecologia de pequenos mamíferos arborícolas: estado do conhecimento, métodos de amostragem e estudo populacional, com ênfase no bioma da Mata Atlântica. Departamento de Ecologia, **Universidade Federal do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 2012.

MACHADO, A. et al. Movement and use of environmental structures, climbing supports and shelters by *Akodon montensis* (Sigmodontinae, Rodentia) in the Atlantic Forest of southern Brazil. **Mammalia**, v. 84(1), p.107-113, 2020.

MACKENZIE, D. et al. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. **Ecology**, v.83, p.2248-2255, 2002. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)

MALCOLM, J. Insect biomass in Amazonian forest fragments. In **STORK et al.** (eds) *Canopy Arthropods*. Chapman and Hall, London, p.510-533, 1997.

MAGIOLI, M. et al. Medium and large-sized mammals of an isolated Atlantic Forest remnant, southeast São Paulo state, Brazil. **Check List**, v. 10(4), p. 850-8856, sep. 2014.

MALCOLM, JR. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology**, v.75, p.2438–2445, 1994.

MANTOVANI, W. A degradação dos biomas brasileiros. In: W.C. Ribeiro (ed.). *Patrimônio ambiental brasileiro*. pp. 367- 439. Editora Universidade de São Paulo, São Paulo. 2003.

MARQUES, M. et al. The Atlantic Forest: An Introduction to the Megadiverse Forest of South America. In: **Marques M.C.M., Grelle C.E.V.** (eds) *The Atlantic Forest*. Springer, Cham. 2021. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_1)

MELO, G. et al. Microhabitat of small mammals at ground and understorey levels in a deciduous, southern Atlantic Forest. **An. Acad. Bras. Ciênc.**, Rio de Janeiro, v. 85(2), p. 727-736, June 2013.

MENDOZA, J. et al. Resource use by the two-toed sloth (*Choloepus hoffmanni*) and the three-toed sloth (*Bradypus variegatus*) differs in a shade-grown agroecosystem. **Journal of Tropical Ecology**, v.31(1), p.49-55, 2015. doi:10.1017/S0266467414000583

METZGER, J. et al. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1166–1177, 2009.

MITTERMEIER, R. et al. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In **Biodiversity hotspots** (pp. 3-22). Springer, Berlin, Heidelberg. 2011.

MONTEIRO-FILHO, Emygdio Leite de Araujo; CONTE, Carlos Eduardo. Revisões em zoologia: Mata Atlântica – 1. ed. – Curitiba: Ed. UFPR, 2017.

MOREIRA, J. et al. Small mammals from Serra do Brigadeiro State Park, Minas Gerais, southeastern Brazil: species composition and elevational distribution. **Arquivos do Museu Nacional**. 2009.

MOURA, M. et al. How does sampling protocol affect the richness and abundance of small mammals recorded in tropical forest? An example from the Atlantic Forest, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 3(2), p.51-58, 2008. ISSN 1809-9939

MUTHOO, Maharaj K. Perspectivas e tendências do setor florestal brasileiro, 1975 a 2000. Brasília : Ministério da agricultura, 1977.

MYERS, N. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v.403(6772), 853-858, 2000.

NAXARA, L. et al. Seasonal Microhabitat Selection by Terrestrial Rodents in an Old-Growth Atlantic Forest. **Journal of Mammalogy**, v.90(2), p.404–415, 2009. doi:10.1644/08-mamm-a-100.1

NORMAN, M. Biodiversity hotspots revisited. **BioScience**, 53(10), 916-917, 2003.

OLIVEIRA, G. et al. Eficiência das armadilhas dos tipos tomahawk e pitfall na captura de pequenos mamíferos. Caxambu - MG. 2007.

OLIVEIRA, J.; BONVICINO C. Ordem Rodentia. In: (**N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro and I.P. Lima, eds.**). Mamíferos do Brasil. Londrina. pp. 347–406, 2006.

OLIVEIRA, E. M.; DEL-CLARO, K. Estudo de pequenos mamíferos na natureza: dicas para um exercício de dedicação e paciência. In: **DEL-CLARO, K.; PREZOTO, F.; SABINO, J.** As distintas faces do comportamento animal. Jundiaí: CEP, v. 1, p. 143-149, 2003.

OLIVEIRA et al. Mamíferos de médio e grande porte: indicadores de zonas de amortecimento em reflorestamentos. **Scientific Electronic Archives**, vol. 12 (5), p. 79-85, 2019.

OLIVEIRA-FILHO, A.T. & M.A.L. Fontes. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v.32, p.793-810, 2000.

ONGHERO JR, O. et al. Mamíferos em remanescentes florestais de uma fazenda de plantação de Pinus sp.,Água Doce, Santa Catarina, Brasil. **Unoesc & Ciência – ACBS**, v. 3, n. 1, p. 57–64, 2012.

Palmeirim et al. Marked decline in forest-dependent small mammals following habitat loss and fragmentation in an Amazonian deforestation frontier. **PLoS ONE** v. 15: 3, 2020. doi.org/10.1371/journal.pone.0230209

PARDINI, R. et al. The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. **Biological Conservation**, v.124:2, p. 253-266, 2005.

PARDINI, R. et al. Pequenos mamíferos não-voadores da Reserva Florestal do Morro Grande-distribuição das espécies e da diversidade em uma área de Mata Atlântica. **Biota Neotropica**, v. 6, n. 2, p. 22, 2006. Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br>>. Acesso em: 21/7/2020.

PARDINI R. et al. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. Regime Shifts in Biodiversity Across Fragmented Landscapes. **Plos One**, v. 5, p. e13666, 2010.

PARDINI, R.; NICHOLS, E.; PÜTTKER, T. Biodiversity Response to Habitat Loss and Fragmentation. In: **Dominick A. DellaSalla; Michael I. Goldstein.** (Org.). Encyclopedia of the Anthropocene. 1ed.Oxford: Elsevier, v. 3, p. 229-239, 2018.

PATTON, J. et al. Mammals of South America, volume 2: rodents. **University of Chicago Press**. 2015.

PEDÓ, E. et al. The influence of fire and livestock grazing on the assemblage of non-flying small mammals in grassland-Araucaria Forest ecotones, southern Brazil. **Zoologia (Curitiba, Impr.)**, Curitiba, v. 27(4), p. 533-540, 2010.

PÉLLICO NETTO, S.; BRENA D. **Inventário Florestal**. Curitiba: Editorado pelos autores, 1997.

PEÑA, N. et al. Response of the small mammal community to changes in western French agricultural landscapes. **Landscape Ecology** 18, 265-278. 2003.

PEERY, M.; PAULI, J. Shade-grown cacao supports a self-sustaining population of two-toed but not three-toed sloths. **J Appl Ecol**, v.51, p.162-170, 2014. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12182>

PINOTTI, B. et al. Habitat structure and food resources for wildlife across successional stages in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v.283, p.119-127, 2012.

PINOTTI et al. Recuperação da vida selvagem durante a sucessão da floresta tropical: Avaliação dos impulsores ecológicos da mudança na comunidade. **Biotropica**, v. 47, p. 765-774, 2015. <https://doi.org/10.1111/btp.12255>

PIRES, D.; CADEMARTORI, C. Medium and large sized mammals of a semideciduous forest remnant in southern Brazil. **Biota Neotrop.** v.12(3), 2012. <http://www.biotaneotropica.org.br/v12n3/en/abstract?inventory+bn01412032012>

PRADO, M. et al. Mamíferos de médio e grande porte em um fragmento de mata atlântica, Minas Gerais, Brasil. **Rev. Árvore**, Viçosa, v.32(4), p. 741-749, Aug. 2008.

PÜTTKER, T. et al. Respostas de cinco espécies de pequenos mamíferos a variações em microescala na estrutura da vegetação em remanescentes de Mata Atlântica secundária, Brasil. **BMC Ecol**, v. 8: 9, 2008a. <https://doi.org/10.1186/1472-6785-8-9>

PÜTTKER T. et al. Fragmentation effects on population density of three rodent species in secondary Atlantic Rainforest, Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 43:1, p. 11-18, 2008b. doi10.1080/01650520701553651

PÜTTKER T. et al. Habitat specialization interacts with habitat amount to determine dispersal success of rodents in fragmented landscapes. **Journal of Mammalogy**, v. 94, Issue 3, p. 714–726, 2013.

PÜTTKER, T. et al. Ecological filtering or random extinction? Padrões de diversidade beta e a importância de processos neutros e baseados em nichos após a perda de habitat. **Oikos**, v. 124, p. 206-215, 2014. <https://doi.org/10.1111/oik.01018>

PÜTTKER T. et al. Indirect effects of habitat loss via habitat fragmentation: A cross-taxa analysis of forest-dependent species. **Biological Conservation**, v. 241, 2020.

QUAGLIATO, I.; CAVARZERE, V. An ornithological inventory in a reforested woodlot in western Paraná state, southern Brazil. **Pap. Avulsos Zool.**, v.61, e20216130. 2021. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2021.61.30>

QUINTELA, F.M.; GONÇALVES, B.I.; TRINDADE, G.E.; SANTOS, M.B.D.; TOZETTI, A.M. Pequenos mamíferos não-voadores (Didelphimorphia, Rodentia) em campos litorâneos do extremo sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.13, n. 4, p. 284-289. 2013 <https://doi.org/10.1590/S1676-06032013000400025>.

R Team. R: A language and environment for statistical computing. 2020.

RAMÍREZ-MEJÍA, A.; SÁNCHEZ, F. Activity patterns and habitat use of mammals in an Andean forest and a Eucalyptus reforestation in Colombia. *Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy*, v.27(2), p.104-110, 2016. doi:10.4404/hystrix-27.2-11319.

RIBEIRO, M. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, v. 142, n. 5, p. 1141-1153, 2009.

REZENDE, C. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16, n. 4, p. 208-214. 2018.

ROCHA M., et al. A Small Mammal Community in a Forest Fragment, Vegetation Corridor and Coffee Matrix System in the Brazilian Atlantic Forest. *PLoS ONE*, v.6(8), 2011. doi:10.1371/journal.pone.0023312

RODRIGUES, A. **Levantamento de pequenos mamíferos em fragmentos de mata no município de cerro largo – rs**, Universidade Federal da Fronteira Sul. 2015.

RODRIGUES, D. **Variação da riqueza de pequenos mamíferos em áreas florestais fragmentadas na Mata Atlântica**. Universidade Federal da Fronteira Sul, 2016.

ROOS, F. L. **O uso de transectos lineares para o monitoramento da mastofauna arborícola na reserva de desenvolvimento sustentável mamirauá - amazonas - brasil**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2010.

ROSSI, R. et al. Ordem Didelphimorphia. In: (N.R. Reis, A.L. Peracchi, W.A. Pedro and I.P. Lima, eds.). *Mamíferos do Brasil*. Londrina. pp. 27–66. 2006.

RUFFELL, J. et al. Accounting for the causal basis of collinearity when measuring the effects of habitat loss versus habitat fragmentation. *Oikos*, v. 125, p. 117–125, 2016.

SÁNCHEZ, F. et al. Species richness and indices of abundance of medium-sized mammals in Andean forest and reforestations with Andean alder: A preliminary analysis. *Caldasia*, v. 30, n. 1, p. 197–208, 2008.

SANTIAGO, M. et al. Characterization of jamelão (*Syzygium cumini* (L.) Skeels) fruit peel powder for use as natural colorant. *EDP Sciences*, v. 71, n. 1, 2016. Disponível em: <www.fruits-journal.org>. Acesso em: 2/11/2020.

SANTOS, B. et al. Edge-Related Loss of Tree Phylogenetic Diversity in the Severely Fragmented Brazilian Atlantic Forest. *PLoS ONE*, v. 5(9), 2010. doi:10.1371/journal.pone.0012625

SANTOS-FILHO, M. (2005). **Efeitos da fragmentação de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Mato Grosso, Brasil, sobre a fauna de pequenos mamíferos**. Tese (Doutorado em Ecologia) –Manaus: INPA/UFAM, 108 p. 2005.

SANTOS-FILHO, M. et al. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodivers Conserv.** v.21, p. 1127–1147, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10531-012-0248-8>

SARTI, P. T. **Efeito de borda em pequenos mamíferos do sul do Brasil: variação entre áreas, relação com o uso do hábitat e estratificação vertical**, 2009. Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

SCHEER M.; BLUM C. Arboreal diversity of the Atlantic Forest of southern Brazil: from the beach ridges to the Paraná River. In: **Grillo, O.** (ed) The dynamical processes of biodiversity – case studies of evolution and spatial distribution. InTechOpen, London, 2011.

SRBEK-ARAUJO, A.; CHIARELLO, A. Domestic dogs in Atlantic forest preserves of south-eastern Brazil: a camera-trapping study on patterns of entrance and site occupancy rates. *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 68, n. 4, p. 771-779, 2008.

SILVA, M. et al. Effectiveness of Protected Areas for biodiversity conservation: Mammal occupancy patterns in the Iguaçu National Park, Brazil. **Journal for Nature Conservation**, v.41, p.51-62, 2018.

SILVA, A. et al. Is shadier better? The effect of agroforestry management on small mammal diversity. **Biotropica**, v.52, p.470– 479, 2020. <https://doi.org/10.1111/btp.12750>

SONDA, C. **Reforma agrária, desmatamento e conservação da biodiversidade no Estado do Paraná**. Curitiba: ITCG, 2010.

SOUZA, Edson Belo Clemente de. Contextualização política da construção da Barragem de Itaipu. *Perspectiva Geográfica*, n. 1, UNIOSTE, p. 25-47, 2005.

TAMBARUSSI, T. et al. A fuzzy logic model for zone delineation in a preservation area in Brazil. **Applied Ecology and Environmental Research**, 17(2), pp.5011-5027, 2019.

TEE, S. et al. Urban forest fragmentation impoverishes native mammalian biodiversity in the tropics. **Wiley Ecology and Evolution**, v.8, p.12506–12521, 2018.

TERBORGH, J., WINTER, B. Some causes of extinction. In: **Soulé M., Wilcox B.**, editor. *Conservation Biology, an Evolutionary-Ecological Perspective*. Sunderland, MA.: Sinauer Associates; p. 119–33. 1980.

TILMAN, D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**, v. 371, p. 65–66, 1994.

UMETSU, F. et al. Evaluating the Efficiency of Pitfall Traps for Sampling Small Mammals in the Neotropics. **Journal of Mammalogy**, v.87, n. 4, p. 757–765. 2006.



- UMETSU, F. et al. Importance of Estimating Matrix Quality for Modeling Species Distribution in Complex Tropical Landscapes: A Test with Atlantic Forest Small Mammals. **Ecography**. v. 31:3, p. 359-70, 2008. Accessed March 22, 2021. <http://www.jstor.org/stable/30244586>.
- VICENTE, R. et al. Effectiveness of Paraná State conservation units system, South Brazil. **Nat Conservacao**. v. 7, p. 166–180. 2009.
- VIEIRA, A. et al. Efficiency of small mammal trapping in an Atlantic Forest fragmented landscape: the effects of trap type and position, seasonality and habitat. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 3, p. 538–544, 2014.
- WAIT, K. R., AHLERS, A. A. Virginia opossum distributions are influenced by human-modified landscapes and water availability in tallgrass prairies. **Journal of Mammalogy**. v. 101, n. 1, p. 216-225. 2019.
- WANG, Y. et al. Mesopredator spatial and temporal responses to large predators and human development in the Santa Cruz Mountains of California. **Biological Conservation**, v. 190, p. 23-33. 2015.
- WEN, Z. et al. Using completeness and defaunation indices to understand nature reserve's key attributes in preserving medium- and large-bodied mammals. **Biological Conservation**, v. 241. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108273>.

APÊNDICE A – Datas e tempo de transecção em horas conduzido por área visitada na ARIE-SH, Santa Helena, Paraná.

<b>Data</b>	<b>Tempo de transecção (h)</b>
7-ago-20	0,15
8-ago-20	0,15
9-ago-20	0,15
22-ago-20	0,15
23-ago-20	0,15
28-ago-20	0,15
29-ago-20	0,15
30-ago-20	0,15
5-set-20	0,15
6-set-20	0,15
11-set-20	0,15
12-set-20	0,15
13-set-20	0,15
19-set-20	0,15
20-set-20	0,15
26-set-20	0,15
27-set-20	0,15
2-out-20	0,15
3-out-20	0,15
4-out-20	0,15
10-out-20	0,15
17-out-20	0,15
18-out-20	0,15
23-out-20	0,15
24-out-20	0,15
25-out-20	0,15
30-out-20	0,15
31-out-20	0,15
30-mai-20	0,15
31-mai-20	0,15
7-nov-20	0,15
21-nov-20	0,15
22-nov-20	0,15
28-nov-20	0,15
29-nov-20	0,15
12-dez-20	0,15
13-dez-20	0,15
12-jan-21	0,15

ANEXO A – Espécies registradas na ARIE-SH durante o desenvolvimento do plano de manejo (KLIVER, 2010). R = tipo de registro ou documentação: A (auditivo), IN (vestígios indiretos) e r (rastros).

<b>Ordem</b>	<b>Família</b>	<b>Nome científico</b>	<b>Nome popular</b>	<b>R</b>
Didelphomorphia	Didelphidae	<i>Didelphis aurita</i>	gambá	A/r
		<i>Monodelphis</i> sp.	cuica	r
Cingulata	Dasypodidae	<i>Dasytus novemcinctus</i>	tatu-galinha	A
		<i>Euphractus sexcinctus</i>	tatu-peba	A
Primates	Cebidae	<i>Sapajus apela</i>	macaco-prego	A/r
Lagomorpha	Leporidae	<i>Lepus capensis</i>	lebre-europeia	A/r
		<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	tapiti	r
Rodentia	Caviidae	<i>Hydrochaeris hydrochaeris</i>	capivara	A
		<i>Cavia aperea</i>	preá	A/r
	Cricetidae	<i>Akodon montensis</i>	rato-do-mato	A
	Erethizontidae	<i>Coendou prehensilis</i>	oriço-caixeiro	A/r
	Muridae	<i>Oryzomys</i> sp.	rato-do-campo	A
	Myocastoridae	<i>Myocastor coypus</i>	ratão-do-banhado	A
	Chiroptera	Phyllostomidae	<i>Artibeus lituratus</i>	morcego-de-cara-branca
<i>Sturnira lilium</i>			morcego-fruteiro	A
Carnivora	Canidae	<i>Cerdocyon thous</i>	cachorro-do-mato	A/r
		Felidae	<i>Leopardus tigrinus</i>	gato-do-mato
	<i>Felis concolor</i>		puma	IN
	<i>Puma yagouaroundi</i>		gato-mourisco	IN
	Mustelidae	<i>Pteronura brasiliensis</i>	ariranha	r
		<i>Lontra longicaudus</i>	lontra	r
		<i>Galictes cuja</i>	furão	A
	Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	quati	A/r
Peryssodactyla	Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	anta	IN
Artiodactyla	Cervidae	<i>Mazama nana</i>	veado	A/r
		Tayassuidae	<i>Tayassu tajacu</i>	cateto