



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

FÁTIMA APARECIDA ARCANJO

**BIOMASSA DE ÁRVORES GRANDES NA FLORESTA ESTACIONAL  
SEMIDECIDUAL NO NORTE DO PARANÁ**

---

Londrina  
2021

FÁTIMA APARECIDA ARCANJO

**BIOMASSA DE ÁRVORES GRANDES NA FLORESTA ESTACIONAL  
SEMIDECIDUAL NO NORTE DO PARANÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora.

Orientador: Prof. José Marcelo Domingues Torezan

Londrina  
2021

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Arcanjo, Fatima Aparecida.

BIOMASSA DE ÁRVORES GRANDES NA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NO NORTE DO PARANÁ / Fatima Aparecida Arcanjo. - Londrina, 2021.  
102 f. : il.

Orientador: José Marcelo Torezan.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2021.  
Inclui bibliografia.

1. Mata Atlântica - Tese. 2. estoques de carbono - Tese. 3. fragmentação florestal - Tese. 4. extração seletiva de madeira - Tese. I. Torezan, José Marcelo. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 574

FÁTIMA APARECIDA ARCANJO

**BIOMASSA DE ÁRVORES GRANDES NA FLORESTA ESTACIONAL  
SEMIDECIDUAL NO NORTE DO PARANÁ**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina – UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientador: Prof. José Marcelo Domingues Torezan  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

---

Dra. Simone Aparecida Vieira  
Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP

---

Dr. Cleber Ibraim Saimon  
Universidade Estadual da Paraíba – UEPB

---

Dr. Marcos Robalinho Lima  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

---

Dr. Hailey Caixeta de Oliveira  
Universidade Estadual de Londrina – UEL

Londrina, 27 de setembro de 2021.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família, por ter me auxiliado em todos os momentos e me incentivado, desde criança, a estudar, sem eles o meu amor e curiosidade em aprender não teriam crescido.

Ao meu orientador Prof. José Marcelo Domingues Torezan, por todas as oportunidades, apoio, amizade, ensinamentos e paciência durante esses 6 anos entre o mestrado e doutorado.

A toda equipe do Laboratório de Biodiversidade e Conservação de Ecossistemas (LABRE), por me acolher, desde 2015, quando iniciei o mestrado, aos que participaram deste trabalho diretamente como a Gabriela, Rodrigo e Ellen e todos os demais, Jéssica, Géssi, José Vitor, Vinicius, Giovana, Camila, Márcio e a Jamile.

À Alba e a Ivani, pela amizade, ajuda, acolhimento e conselhos.

Aos técnicos que trabalham junto à equipe do LABRE, Odair C. Pavão e Norival S. Cabo.

À Universidade Estadual de Londrina (UEL), por todas as oportunidades que tive de aprender e me desenvolver dentro e fora da pesquisa desde a graduação.

Aos membros da banca de qualificação deste trabalho de tese, Profa. Dra. Márcia Cristina Mendes Marques da Universidade Federal do Paraná (UFPR), Profa. Dra. Renata Stolf Moreira e Prof. Dr. Halley Caixeta de Oliveira da Universidade Estadual de Londrina (UEL) pela leitura e pelas contribuições valiosas.

Aos membros da banca, desde já agradeço por aceitarem o convite em contribuir com este trabalho.

À Profa. Dra Lúcia H. Soares e Silva da Universidade de Brasília (UnB), pela ajuda na identificação das espécies da família Myrtaceae.

Ao herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL), especialmente ao Elson Rosseto, que contribuiu bastante com as identificações taxonômicas necessárias durante este trabalho.

Aos meus amigos Mariana, Danilo, Raquel, Mariana Bittencourtt, Layla, Rafaela, Elizabeth, Ana Luiza (Analu), Rafael, Bianca, Fer e Agnes que me apoiaram durante essa jornada, nos bons e nos momentos difíceis, obrigada pelo acolhimento.

A toda equipe do PELD-MANP (Pesquisa Ecológica de Longa Duração da Mata Alântica do Norte do Paraná).

A CAPES pela bolsa e ao CNPq e Fundação Araucária pelas outras fontes de financiamento para que essa pesquisa fosse desenvolvida.

A todos os Professores do departamento de Biologia Animal e Vegetal – BAV da UEL, que ministraram disciplinas ao longo desses anos e aos meus colegas da pós-graduação.

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

"This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001".

*“A devastação que se alastra maus augúrios  
nos insufla. Tombam os gigantes das  
florestas com as suas cargas de plantas  
dendrícolas e, aqui e acolá, são formados  
eucaliptais que pouco recurso para as  
últimas proporcionam e que muito pouco  
fazem recordar da nossa maravilhosa terra”  
Frederico Carlos Hoehne, 1930*

ARCANJO, Fátima Aparecida. **Biomassa de árvores grandes na Floresta Estacional Semidecidual no norte do Paraná**. 2021. 102 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2021.

## RESUMO

As florestas tropicais armazenam grandes quantidades de carbono (C) na vegetação em sua biomassa. Ao menos metade desse carbono está acumulado nas árvores grandes (AGs). No entanto, as ameaças às florestas tropicais, devido principalmente às ações antrópicas (desmatamento, degradação e fragmentação), têm colocado em risco esse armazenamento em escalas locais e globais. O objetivo geral deste estudo foi quantificar e examinar a dinâmica dos estoques de biomassa acima do solo (BAS) em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual e medir os efeitos do histórico de degradação na dinâmica da estrutura e composição da vegetação incluindo as AGs (árvores com diâmetro  $\geq 50$  cm). No capítulo 1, foi examinado o efeito do histórico da extração seletiva de madeira na BAS, densidade de indivíduos, na média ponderada da densidade da madeira entre classes de tamanho, e a densidade de indivíduos tolerantes e intolerantes à sombra e composição das espécies. No capítulo 2, foi avaliado o efeito do tamanho do fragmento florestal (34-670 ha) e da categoria de conservação (Unidade de Conservação e Reserva Legal) no armazenamento da BAS, na BAS das AGs e o acúmulo da biomassa em relação ao aumento das taxas de mortalidade, no interior dos fragmentos florestais. No capítulo 3, através de um gradiente borda-interior (0-250 m) foram avaliadas a distribuição, a BAS e indicadores de saúde (quebras no tronco e galhos, morte parcial da copa, infestação por fungos, lianas e cupins) das árvores com diâmetro  $\geq 50$  cm vivas e mortas em pé em fragmentos de 34 a 670 ha. O histórico de extração seletiva de madeira afetou a vegetação levando a menores estoques de BAS e menor densidade de indivíduos lenhosos nos fragmentos que foram explorados. O efeito determinante na redução da BAS foi a mudança na frequência das espécies entre grupo ecológico, áreas exploradas passaram a concentrar BAS em indivíduos intolerantes à sombra, com menor densidade da madeira que acumulam menos biomassa, levando a diferenças expressivas da BAS armazenada em florestas sem histórico de exploração. O tamanho dos fragmentos florestais também influenciou o armazenamento da BAS. No entanto, as áreas inseridas em Unidades de Conservação e grandes apresentaram mais BAS, mais BAS nas AGs. Fragmentos maiores apresentaram AGs em melhores condições de saúde e que continham maior biomassa. Para a quantidade de AGs mortas em pé, o efeito de borda (até 200 m) foi mais forte do que o efeito do tamanho do fragmento. Os problemas de saúde das AGs mais frequentes foram morte parcial da copa, infestação por lianas e cupins. Os resultados deste trabalho mostram a importância das AGs na manutenção dos estoques de carbono da Floresta Estacional Semidecidual. A alteração dos grupos ecológicos, causada tanto pelo histórico de extração de madeira como intensificada pela fragmentação, compromete a composição e dinâmica das espécies que atingem grandes diâmetros e armazenam metade da BAS da vegetação. Assim, a conservação dessas áreas e a redução das atividades humanas podem vir a minimizar esses impactos.

**Palavras-chave:** mata atlântica; extração seletiva de madeira; estoques de carbono; efeito de borda; saúde das árvores; fragmentação florestal; unidades de conservação.

ARCANJO, Fátima Aparecida. **Large trees biomass in the semi-deciduous seasonal Atlantic Forest in northern Parana**. 2021. 102 p. Thesis (PhD in Biological Sciences) – Londrina State University, Londrina, 2021.

## ABSTRACT

Tropical forests stock large amounts of carbon (C) in vegetation in its biomass. At least half of this carbon is in large trees (LTs). However, threats to tropical forests due to human actions (deforestation, degradation, and fragmentation) have put at risk such carbon stocks at local and global scales. The general aim of this study was to quantify and check the aboveground biomass (AGB) dynamics in semi-deciduous seasonal Atlantic Forest fragments and measure the degradation history effects on vegetation's structure, dynamics and species composition" including LTs (here trees with diameter 50 cm). In chapter 1, we examined the effect of the logging history on AGB, the density of individuals, the weighted average wood density between size classes, and the density of individuals tolerant and intolerant to shade and species composition. In chapter 2, we investigated the effect of forest fragments size and their conservation status (Conservation Unit and Legal Reserve) on AGB stocks. In chapter 3, we investigated along edge-interior gradients (0-250 m) the distribution, biomass and health indicators (trunk and branch breaks, partial crown death, fungi infection, termites and liana infestation) of live and standing dead trees (LTs; diameter  $\geq$  50 cm), in five seasonal Atlantic Forests fragments (34 to 690 ha). The selective logging history has affected widely the dynamics of vegetation, leading to smaller AGB stocks, and density of woody individuals in logging forest fragments. One of the determining effects to decrease AGB was the change in the frequency of species between ecological group (shade-tolerant and intolerant species), logged forest fragments started to store AGB in shade-intolerant species which have lower wood density and accumulate less biomass, unlike the unlogged forest fragments. The forest fragments size also have affected on AGB. However, Conservation Unit showed higher AGB especially to LTs. Larger forest fragments presented more living LTs, which were healthier and contain more biomass than LTs in small forest fragments. Edge effect (up to 200m) was stronger than forest fragment size effect in respect to number of standing dead trees. The most frequent health problems of LTs were partial crown death, liana infestation and termites. These results show the LTs relevance for maintenance of carbon stocks in seasonal Atlantic Forests. The change of ecological groups, caused both by logging history, and intensified by fragmentation may impact the composition and dynamics of species that reach large diameters and store most of the vegetation AGB, thus conservation areas and greater protection against human activities, may reduce these impacts.

**Key word:** atlantic forest; selective logging; carbon stocks; edge effects; tree health; forest fragmentation

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Localização geográfica dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual avaliados no presente estudo no norte do Paraná, Brasil. ... 26
- Figura 2** – Modelo de parcelas (20 x 20 m) e subparcelas instaladas (10 x 10 m e 10 x 20 m) e amostradas para coleta de dados dos capítulos 1 e 2 do presente trabalho na Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. DAP: diâmetro medido a 1.30 m do solo. .... 28
- Figura 3** – Distribuição dos transectos no PEMG, um dos fragmentos florestais avaliados no presente estudo, e modelo do delineamento amostral adotado. Ao longo de cada transecto (total de 250 m) foram amostradas todas as árvores com diâmetro  $\geq 50$  cm vivas e mortas em pé que estavam dentro de 10 m à direita ou à esquerda da trilha, totalizando 20 m. O mesmo método foi reproduzido nos transectos para os outros 4 fragmentos florestais (ALV, BUL, CGH e SAN)..... 30
- Figura 4** – Biomassa acima do solo (BAS), densidade de indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) e média ponderada da densidade da madeira em quatro intervalos de tamanho em 6 fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com (n=4) e sem (n=2) histórico de extração seletiva de madeira, Paraná, Brasil. Dados para indivíduos com diâmetro (DAP)  $\geq 5$  cm medido a 1,30 m de altura do nível do solo. .... 40
- Figura 5** – Biplot dos dois primeiros dois eixos da PCA incluindo as características de cada área de estudo ALT = altitude (m), Dens.TS= densidade de indivíduos tolerantes à sombra, Dens.IS= densidade de indivíduos intolerantes à sombra, BAS= biomassa total acima do solo e Dens.pond.MAD= média ponderada da densidade da madeira das espécies. ALV, CGH, IBI e SAN são áreas com e BUL e PEMG áreas sem histórico de extração seletiva de madeira da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil. .... 42
- Figura 6** – Escalonamento multidimensional métrico (PCoA) gerado por uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis ilustrando a variação na composição florística entre 6 fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual (n=60 parcelas), Paraná, Brasil, com (ALV, CGH, IBI e SAN; n=4) e sem (BUL e PEMG; n=2) histórico de extração seletiva

	de madeira. Dados para indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) com diâmetro ( $DAP \geq 5$ cm) medido a 1.30 m de altura do nível do solo.....	43
<b>Figura 7 –</b>	Biomassa acima do solo (BAS; $DAP \geq 5$ cm) e das árvores grandes ( $DAP \geq 50$ cm) em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil, com diferentes tamanhos (34-670 ha) e em fragmentos florestais inseridos em Unidades de Conservação (n=2) e em áreas de Reserva Legal (n=4). As barras pretas verticais representam o erro padrão da média (IC:95%). .....	61
<b>Figura 8 –</b>	Acúmulo de biomassa acima do solo (BAS) em relação às taxas de mortalidade em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil representando um gradiente de tamanhos (34-670 ha) inseridos em Unidades de Conservação (UC; n = 2) e áreas de Reserva Legal (RL; n = 4). .....	62
<b>Figura 9 –</b>	Relação entre a biomassa acima do solo (BAS), abundância de árvores grandes vivas e mortas em pé e do índice de saúde invertido (ISI) com o tamanho dos fragmentos florestais e da abundância de árvores vivas e mortas em pé com a distância da borda (0-250 m) em 13 transectos em cinco fragmentos da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. A BAS e a abundância de árvores vivas (número de árvores) em pé são valores para parcelas de 5000 m <sup>2</sup> (n= 65 parcelas); o ISI é um valor unitário variando de 0 a 33 e está representado por árvore (n = 118 árvores). .....	73

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** – Caracterização dos seis fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual avaliados neste estudo no norte do Paraná, Brasil. m a. n.m = metros acima do nível do mar; UC = Unidade de Conservação e RL = Reserva Legal. .... 26
- Tabela 2** – Biomassa acima do solo (BAS), densidade de indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) e densidade média ponderada da madeira em cada classe de tamanho e para todas as classes juntas (total) em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil, com e sem histórico de extração seletiva de madeira seguidos pelos parâmetros de comparação entre áreas com (ALV, CH, IBI e SAN) e sem exploração (BUL e PEMG). Intervalos de diâmetro ( $DAP \geq 5$  cm) medido a 1,30 m de altura do nível do solo. .... 41
- Tabela 3** – Lista de espécies indicadoras em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com (n=4) e sem (n=2) histórico de extração seletiva de madeira, Paraná, Brasil, com a proporção do seu Indval e p-valor. DM: densidade espécie específica da madeira; TS: tolerante e IS intolerante à sombra. Dados para indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) com diâmetro ( $DAP \geq 5$  cm) medido a 1,30 m de altura do nível do solo. .... 44
- Tabela 4** – Contribuição média (%) das espécies observadas com a biomassa acima do solo em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com e sem histórico de extração seletiva de madeira, Paraná, Brasil. Em: emergente; Do: dossel. IS: intolerante à sombra; TS: tolerante à sombra; R: rápido; M: médio; L: lento; DM: densidade da madeira. .... 45
- Tabela 5** – Influência do tamanho (6 fragmentos; 34-670 ha) e da categoria, Unidades de Conservação (UC; n=2) e áreas de Reserva Legal (RL; n=4) na biomassa acima do solo (BAS;  $DAP \geq 5$  cm) e BAS das árvores grandes ( $DAP \geq 50$  cm) em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil. .... 61
- Tabela 6** – Modelos lineares generalizados (GLMs) desenvolvidos para estimar a biomassa acima do solo, abundância de árvores vivas e mortas e o índice de saúde invertido para árvores grandes ( $DAP \geq 50$  cm) ao longo

de um gradiente borda-interior (0-250 metros) em fragmentos da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do estado do Paraná, Brasil. Todos os modelos com  $\Delta AIC \leq 2$  foram considerados igualmente plausíveis (apresentados em negrito, ver texto). TF = tamanho do fragmento e DB = distância da borda (m)..... 74

**Tabela 7** – Correlação do coeficiente de Spearman entre as variáveis que representam ameaça à saúde das árvores grandes ( $DAP \geq 50$  cm) em fragmentos da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) no norte do estado do Paraná, Brasil. A diagonal acima e à direita contém os valores de p e esquerda e abaixo os valores da correlação de Spearman. Ver o texto para as descrições das variáveis..... 75

## LISTA DE APÊNDICES

- Apêndice 1** – Locais e distribuição das 10 parcelas permanentes por fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil. As imagens aéreas dos fragmentos estão apresentadas do maior (670 ha) para o menor fragmento (34 ha). ..... 85
- Apêndice 2** – Locais e distribuição dos transectos permanentes por fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. As imagens aéreas dos fragmentos estão apresentadas do maior (690 ha) para o menor fragmento (34 ha). ..... 88
- Apêndice 3** – Lista e abundância das espécies registradas através de fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com (n=4) e sem (n=2) histórico de extração seletiva de madeira nas décadas de 1970-1980, Paraná, Brasil. .... 91
- Apêndice 4** – Modelos ranqueados para biomassa acima do solo (Mg/ha), densidade de indivíduos (Indivíduos/ha) e densidade ponderada da madeira (g/cm<sup>3</sup>) em resposta a extração seletiva de madeira e altitude das áreas avaliadas no presente estudo em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual do norte do Paraná, Brasil. .... 95
- Apêndice 5** – Valores para o critério de informação de Akaike com correção (AICc) dos modelos ranqueados para testar o efeito da extração seletiva de madeira (Histórico) em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual do norte do Paraná, Brasil. BAS: biomassa acima do solo. .... 96
- Apêndice 6** – Importância de cada componente principal, seguido pelos valores de Eigenvals e correlações representadas por Loadings para cada variável testada entre as áreas exploradas ou não no Capítulo 1 do presente estudo. .... 97
- Apêndice 7** – Análise multivariada de permutação (PERMANOVA) testando o agrupamento das espécies por uma matriz de abundância da similaridade de Bray-Curtis em áreas com extração seletiva de madeira e que apresentam um gradiente de altitude na Floresta Estacional Semidecidual do norte do Paraná, Brasil. .... 97

- Apêndice 8** – Escalonamento multidimensional métrico (PCoA) gerado por uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis ilustrando a variação na composição florística entre 6 fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual (n=60 parcelas), Paraná, Brasil (ALV, CGH, IBI,SAN, BUL e PEMG) que apresentam um gradiente de altitude de 340 a 650 metros acima do nível do mar. Dados para indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) com diâmetro ( $DAP \geq 5$  cm) medido a 1.30 m de altura do nível do solo. .... 98
- Apêndice 9** – Número de indivíduos de *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa) *Cabralea canjerana* (canjarana), *Holocalyx balansae* (alecrim-de-campina) observados entre classes de tamanho através de 60 parcelas em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com (40 parcelas) e sem (20 parcelas) histórico de extração seletiva de madeira nas décadas de 1970-1980, Paraná, Brasil. .... 99
- Apêndice 10** – Relação do acúmulo de biomassa acima do solo para indivíduos lenhosos com diâmetro  $\geq 5$  cm medido a 1,30 m do solo em relação às taxas de mortalidade em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual que representam um gradiente de tamanhos (34-670 ha) inseridos em duas categorias: Unidades de conservação (n=2) e áreas de Reserva Legal (n=4), Paraná, Brasil. Valores em negrito destacam resultados estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ )..... 99
- Apêndice 11** – Biomassa acima do solo (BAS) encontrada nas árvores grandes (AGs;  $DAP \geq 50$  cm) amostradas ao longo de um gradiente borda-interior (250 m) na Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. DAP = diâmetro coletado a 1.30 m do solo; PEMG: Parque Estadual Mata dos Godoy, BUL: Fazenda Bule, ALV: Fazenda Alvorada, CGH: Fazenda Congonhas e SAN: Fazenda Santo Antônio. .... 100
- Apêndice 12** – Abundância de árvores grandes (AGs;  $DAP \geq 50$  cm) vivas e mortas em pé observada ao longo de um gradiente borda-interior (250 m) na Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. DAP = diâmetro coletado a 1.30 m do solo; PEMG: Parque Estadual Mata dos Godoy, BUL: Fazenda Bule, ALV:

Fazenda Alvorada, CGH: Fazenda Congonhas e SAN: Fazenda Santo Antônio..... 101

**Apêndice 13** – Abundância das espécies de árvores grandes (AGs;  $DAP \geq 50\text{cm}$ ) amostradas no presente estudo ao longo de um gradiente de borda (250 m) em cada fragmento da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. DAP = diâmetro coletado a 1.30 m do solo; PEMG: Parque Estadual Mata dos Godoy, BUL: Fazenda Bule, ALV: Fazenda Alvorada, CGH: Fazenda Congonhas e SAN: Fazenda Santo Antônio. .... 102

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	17
1.1	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	21
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS GERAL</b> .....	25
2.1	SÍTIOS DE ESTUDO .....	25
2.2	INVENTÁRIOS FLORESTAIS .....	27
2.2.1	Estimativas da Biomassa Acima do Solo .....	30
2.3	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	31
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO 1: IMPACTOS DA EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA SOBRE A BIOMASSA E A ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA ARBÓREA DE FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL</b> .....	34
3.1	INTRODUÇÃO.....	35
3.1.1	Objetivos .....	37
3.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	38
3.3	RESULTADOS.....	39
3.4	DISCUSSÃO.....	45
3.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	50
<b>4</b>	<b>INFLUÊNCIA DO TAMANHO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS E DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO</b> .....	57
4.1	INTRODUÇÃO.....	58
4.1.1	Objetivos .....	59
4.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	59
4.3	RESULTADOS.....	60
4.4	DISCUSSÃO.....	62
4.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
<b>5</b>	<b>CAPÍTULO 3: ÁRVORES GRANDES, GRANDES QUEDAS: ÁRVORES DE GRANDES DIÂMETROS E O DESTINO DOS</b>	

	<b>ESTOQUES DE CARBONO EM REMANESCENTES DA MATA</b>	
	<b>ATLÂNTICA</b> .....	68
5.1	INTRODUÇÃO.....	69
5.1.1	Objetivo .....	70
5.2	MATERIAL E MÉTODOS .....	71
5.3	RESULTADOS .....	72
5.4	DISCUSSÃO.....	76
5.5	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	79
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO GERAL</b> .....	84
	<b>APÊNDICES</b> .....	85

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais contêm cerca de dois terços de toda biomassa terrestre (PAN *et al.*, 2013). Embora seja parcialmente limitada pelo tamanho das árvores, a biomassa é uma propriedade complexa que integra diversos processos funcionais e atributos estruturais, relacionando a produtividade florestal, área basal, altura e densidade da madeira das espécies (BROWN 1997; PAN *et al.*, 2013). As plantas terrestres fixam dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) como compostos orgânicos através da fotossíntese, fluxo de carbono (C) chamado de produção primária bruta (PPB), que impulsiona várias funções do ecossistema, como respiração e crescimento (BEER *et al.*, 2010). Assim, as florestas tropicais cumprem um papel crucial nos ciclos biogeoquímicos globais, principalmente no ciclo do carbono, e apresentam uma forte relação com o efeito estufa, o que levou a um crescente interesse nas estimativas da biomassa durante as últimas décadas (BROWN 1997; MEISTER *et al.*, 2011).

A biomassa das florestas representa cerca de 50% dos reservatórios de carbono da vegetação, portanto, ela reflete a quantidade potencial de carbono que pode ser liberada à atmosfera como dióxido de carbono pelo desmatamento e/ ou queimada (BROWN, 1997). Entre os anos de 2012-2013, estimativas da biomassa mostravam que as florestas tropicais estocavam entre 428-400 Gt C (gigatonelada, ou 10<sup>15</sup>g, de carbono), respectivamente (MEISTER *et al.*, 2011; PAN *et al.*, 2013). Esse estoque é bem inferior quando comparado ao da era pré-agrícola (10 mil anos atrás), quando apenas a vegetação natural acumulava 770 Gt C (PAN *et al.*, 2013). De fato, a expansão agrícola tem sido a causa mais importante das perdas florestais recentes, representando 80% do desmatamento em todo o mundo, principalmente durante as décadas de 1980-1990, através da conversão de florestas tropicais (PAN *et al.*, 2013). A perda de florestas na escala da paisagem pode levar a uma cascata de efeitos, conduzir a um processo de degradação e perdas da biodiversidade e ter impactos finais na biomassa acumulada acima do solo (BAS), e, conseqüentemente, nos estoques de carbono florestais (MELITO *et al.*, 2021).

Entre 2000-2010, 13% das emissões antropogênicas de carbono foram resultantes do desmatamento líquido das florestas tropicais, através da agricultura de corte e queima, que levam a destruição da vegetação e do habitat liberando o CO<sub>2</sub> armazenado nesses ecossistemas (PAN *et al.*, 2013). Isso é bastante preocupante, dado que as florestas tropicais, normalmente, armazenam 20-100 vezes mais carbono por unidade de área do que a

agricultura que as substituem (MEISTER *et al.*, 2011). Realmente, as ações de mitigação das mudanças climáticas visam à redução das emissões do carbono, principalmente pelo desmatamento (BERENGUER *et al.*, 2014). No entanto, áreas extensas de florestas tropicais experimentam todos os anos perturbações de origem antrópica que também podem ter efeito sob a biodiversidade e reservas de carbono (BERENGUER *et al.*, 2015; BARLOW *et al.*, 2016). Essas perturbações podem ocorrer tanto no interior das florestas, incluindo a extração seletiva de madeira e os incêndios florestais, como na escala da paisagem, através de efeito de borda, tamanho e isolamento devido ao histórico de fragmentação do habitat (BERENGUER *et al.*, 2014; BARLOW *et al.*, 2016). A fragmentação das florestas tropicais aumenta a perda de CO<sub>2</sub> que deve ser contabilizada quando o objetivo é compreender o papel da vegetação no balanço global do carbono, contudo, essas perdas, bem como as perdas adicionais pelas bordas, têm sido negligenciadas (BERENGUER *et al.*, 2014; PÜTZ *et al.*, 2014; D'ALBERTAS *et al.*, 2018).

A Mata Atlântica é uma das florestas mais diversas e ameaçadas do mundo e, infelizmente, devido ao seu histórico de degradação ela pode descrever o destino que outras florestas tropicais do globo podem experimentar em relação aos efeitos do desmatamento e fragmentação (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). Um mapeamento recente revelou que a Mata Atlântica apresenta 28% da cobertura da vegetação, o que corresponde a 32 milhões de hectares (Mha) de vegetação nativa (REZENDE *et al.*, 2018). No entanto, a maioria dos seus fragmentos (80%) possui menos de 50 ha e quase metade da área florestal está a menos de 100 m das bordas (RIBEIRO *et al.*, 2009). Devido ao histórico de perturbação mais antigo os efeitos de borda na Mata Atlântica podem ser diferentes dos observados em florestas com história de perturbação mais recente como, por exemplo, a Amazônia (D'ALBERTAS *et al.*, 2018). Adicionalmente, cerca da metade da biomassa/carbono acima do solo dos ecossistemas terrestres do mundo está acumulado nas árvores grandes (MEISTER *et al.*, 2011; SLIK *et al.*, 2013; LINDENMAYER; LAURANCE, 2017; LUTZ *et al.*, 2018; PINHO *et al.*, 2020). Porém, na Mata Atlântica, árvores de grandes diâmetros têm se tornado cada vez mais raras e por um longo período elas não têm sido observadas nem mesmo no interior de alguns fragmentos florestais, reduzindo, assim, as diferenças entre borda e interior (D'ALBERTAS *et al.*, 2018).

As árvores grandes (AGs) e antigas integram muitos ecossistemas terrestres, desde as florestas tropicais temperadas, desertos, savanas, áreas agroecológicas e ambientes urbanos

(LINDENMAYER; LAURANCE; FRANKLIN, 2012; LINDENMAYER; LAURANCE, 2017). Nas florestas tropicais, AGs representam um habitat insubstituível e desempenham papéis também insubstituíveis em termos de serviços ecossistêmicos e biodiversidade (LINDENMAYER; LAURANCE, 2017; PINHO *et al.*, 2020). Muitas dessas funções, por exemplo, não podem ser compensadas por árvores mais jovens ou menores (LINDENMAYER; LAURANCE; FRANKLIN, 2012). Além de grandes reservatórios de biomassa, as AGs continuam fixando ativamente mais carbono em comparação com árvores menores, em longo prazo (STEPHENSON *et al.*, 2014). Elas também apoiam uma infinidade de outros organismos, suas copas altamente iluminadas hospedam diversas espécies de epífitas e seus ramos e emaranhados aninham diversos táxons de vertebrados e invertebrados (PINHO *et al.*, 2020), elas têm papel crítico no regime hidrológico e ciclos de nutrientes (LINDENMAYER; LAURANCE, 2017). A variação numa base interespecífica do diâmetro, altura e longevidade gera desafios na definição de árvores grandes, levando a definições próprias para espécies de um ecossistema, dificilmente transferível para outros (LINDENMAYER; LAURANCE, 2017). Na Mata Atlântica, a variação topográfica junto com a elevação na escala local controla a distribuição das árvores com diâmetro  $\geq 50$  cm e pode direcionar o acúmulo da biomassa acima do solo (BAS) (ALVES *et al.*, 2010).

O declínio das AGs, no entanto, é um reconhecimento global e muito preocupante, a redução da população delas foi relatada em paisagens da Califórnia, Costa Rica, Espanha, e, projeções apontam o desaparecimento delas nesses locais dentro dos próximos 90-180 anos (LINDENMAYER; LAURANCE; FRANKLIN, 2012). As principais ameaças às AGs estão relacionadas à ação antrópica, ou pela intensificação do uso da terra, ou pelas mudanças climáticas, são elas: a perda de florestas e fragmentação, efeito de borda, extração seletiva de madeira, incêndios e o aumento da frequência de secas prolongadas (LINDENMAYER; LAURANCE, 2017; PINHO *et al.*, 2020). Adicionalmente, as espécies de árvores que atingem grandes tamanhos são raras e apresentam distribuição geográfica restrita, o que leva as suas populações à maior vulnerabilidade, bem como ao aumento do risco de extinção (PINHO *et al.*, 2020). As maiores populações de AGs e antigas ocorrem em florestas antigas e mais conservadas (LINDENMAYER; LAURANCE, 2017). Assim, a estratégia de conservação das AGs está intrinsicamente relacionada à conservação das florestas tropicais antigas, isso envolve desafios econômicos, tecnológicos, sociais e políticos, visto que a conservação das florestas tropicais e a contenção e redução da degradação e desmatamento

envolvem também esses desafios (PINHO *et al.*, 2020).

Adicionalmente, a dinâmica dos estoques da BAS das florestas tropicais brasileiras não amazônicas ainda não é bem compreendida (MAIA *et al.*, 2020). Um estudo recente nas Florestas Estacionais (um dos subtipos de floresta da Mata Atlântica) do sudeste do Brasil indica que elas estão experimentando declínios severos dos seus estoques de carbono durante os últimos 15 anos devido à fragmentação, passando de sumidouros para fontes de carbono (MAIA *et al.*, 2020). Estimativas também recentes apontam que fragmentos florestais inseridos em Unidades de Conservação estritamente protegidas, na Mata Atlântica, apresentam menores perdas de biodiversidade e carbono, comparadas a áreas não protegidas, onde as atividades humanas são mais frequentes (LIMA *et al.*, 2020). Porém, é importante reforçar que estimativas da BAS incluindo os efeitos da fragmentação e áreas com diferentes gradientes de perturbação ainda são escassos (LIMA *et al.*, 2020). Assim, o contexto da estrutura da paisagem e os níveis de perturbação podem mediar a distribuição dos estoques da BAS, portanto, tanto o aumento da cobertura vegetal (através da restauração das florestas) quanto a conservação dos fragmentos restantes são necessários para preservar esses estoques (MELITO *et al.*, 2021).

O presente estudo avaliou a dinâmica da BAS através de fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual do norte do Paraná, Brasil. Somente 3% da paisagem da região é composta por florestas maduras, sendo que apenas 1.4% dos fragmentos florestais são > 100 ha, mas os últimos representam 34% da área florestal total (TOREZAN, 2003). Adicionalmente, a maioria dos fragmentos florestais da região passou, em algum grau, por extração seletiva de madeira. No presente estudo, foram selecionados e avaliados fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com e sem histórico de extração seletiva de madeira e o efeito dessa perturbação e do gradiente de tamanhos, gerado pela fragmentação, no acúmulo e manutenção da BAS. Este estudo também teve como objetivo geral estimar os estoques da BAS usando métodos de amostragens para incluir as árvores de grandes diâmetros (DAP  $\geq$  50 cm) e registrar a contribuição delas, bem como fatores que podem ameaçar e comprometer a permanência delas nesses fragmentos no futuro. Além dos efeitos na BAS, buscou-se compreender como os impactos da extração seletiva de madeira do passado e a fragmentação afetaram e ainda afetam a estrutura e dinâmica das espécies vegetais, estratos e grupos ecológicos direcionando esses padrões nos fragmentos florestais. A hipótese geral deste trabalho foi: a contribuição das AGs (diâmetro  $\geq$  50 cm) com a BAS nos fragmentos de

Floresta Estacional Semidecidual é menor em locais que sofreram extração seletiva de madeira e em fragmentos de menor tamanho e mais susceptíveis às atividades antrópicas em consequência dos efeitos mais intensos da fragmentação, especialmente o efeito de borda.

## 1.1 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, Luciana F.; VIEIRA, Simone A.; SCARANELLO, Marcos A.; CAMARGO, Plínio B.; SANTOS, Flavio A.M.; JOLY, Carlos A.; MARTINELLI, Luiz A.. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 5, p. 679-691, jul. 2010. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112710002926?via%3Dihub>. Acesso em: 20 fev. 2019.
- BARLOW, Jos; LENNOX, Gareth D.; FERREIRA, Joice; BERENGUER, Erika; LEES, Alexander C.; NALLY, Ralph Mac; THOMSON, James R.; FERRAZ, Silvio Frosini de Barros; LOUZADA, Julio; OLIVEIRA, Victor Hugo Fonseca. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144-147, 29 jun. 2016. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/nature18326>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature18326#citeas>. Acesso em: 27 mar. 2021.
- BEER, C.; REICHSTEIN, M.; TOMELLERI, E.; CIAIS, P.; JUNG, M.; CARVALHAIS, N.; RODENBECK, C.; ARAIN, M. A.; BALDOCCHI, D.; BONAN, G. B.. Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: global distribution and covariation with climate. **Science**, v. 329, n. 5993, p. 834-838, 5 jul. 2010. American Association for the Advancement of Science (AAAS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1184984>. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/329/5993/834>. Acesso em: 15 fev. 2021.
- BERENGUER, Erika; FERREIRA, Joice; GARDNER, Toby Alan; ARAGÃO, Luiz Eduardo Oliveira Cruz; CAMARGO, Plínio Barbosa de; CERRI, Carlos Eduardo; DURIGAN, Mariana; OLIVEIRA, Raimundo Cosme de; VIEIRA, Ima Célia Guimarães; BARLOW, Jos. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3713-3726, 28 maio 2014. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12627>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/gcb.12627>. Acesso em: 27 mar. 2021.
- BROWN, Sandra. **Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer**. Roma: FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1997. 55p. (FAO Forestry Paper, 134). ISBN: 92-5-103955-0.

- D'ALBERTAS, Francisco; COSTA, Karine; ROMITELLI, Isabella; BARBOSA, Jomar Magalhães; VIEIRA, Simone Aparecida; METZGER, Jean Paul. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 57-65, jan. 2018. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.042>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112717303845>. Acesso em: 12 jun. 2020.
- JOLY, Carlos A.; METZGER, Jean Paul; TABARELLI, Marcelo. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, [S.L.], v. 204, n. 3, p. 459-473, 10 set. 2014. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/nph.12989>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/nph.12989>. Acesso em: 12 jun. 2020.
- LIMA, Renato A. F. de; OLIVEIRA, Alexandre A.; PITTA, Gregory R.; GASPER, André L. de; VIBRANS, Alexander C.; CHAVE, Jérôme; STEEGE, Hans Ter; PRADO, Paulo I.. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1-16, dez. 2020. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-20217-w>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-020-20217-w.pdf?origin=ppub>. Acesso em: 26 mar. 2021.
- LINDENMAYER, D. B.; LAURANCE, W. F.; FRANKLIN, J. F.. Global Decline in Large Old Trees. **Science**, v. 338, n. 6112, p. 1305-1306, 6 dez. 2012. American Association for the Advancement of Science (AAAS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1231070>. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/338/6112/1305.summary>. Acesso em: 15 mar. 2021.
- LINDENMAYER, David B.; LAURANCE, William F.. The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1434-1458, 7 jul. 2016. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12290>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/brv.12290>. Acesso em: 23 jun. 2020.
- LUTZ, James A.; FURNISS, Tucker J.; JOHNSON, Daniel J.; DAVIES, Stuart J.; ALLEN, David; ALONSO, Alfonso; ANDERSON-TEIXEIRA, Kristina J.; ANDRADE, Ana; BALTZER, Jennifer; BECKER, Kendall M. L.. Global importance of large-diameter trees. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 7, p. 849-864, 8 maio 2018. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12747>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/geb.12747>. Acesso em: 23 jun. 2020.
- MAIA, Vinícius Andrade; SANTOS, Alisson Borges Miranda; AGUIAR-CAMPOS, Natália de; SOUZA, Cléber Rodrigo de; OLIVEIRA, Matheus Coutinho Freitas de; COELHO, Polyanne Aparecida; MOREL, Jean Daniel; COSTA, Lauana Silva da; FARRAPO, Camila Laís; FAGUNDES, Nathalle Cristine Alencar. The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. **Science Advances**, v. 6, n. 51, p. 1-11, dez. 2020. American Association for the Advancement of Science (AAAS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.abd4548>. Disponível em: <https://advances.sciencemag.org/content/6/51/eabd45487>. Acesso em: 23 jun. 2020.

- MEISTER, Kyle; ASHTON, Mark S.; CRAVEN, Dylan; GRISCOM, Heather. Carbon Dynamics of Tropical Forests. **Managing Forest Carbon in a Changing Climate**, [S.L.], p. 51-75, 5 nov. 2011. Springer Netherlands. DOI: [http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-2232-3\\_4](http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-2232-3_4). Disponível em: [https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-94-007-2232-3\\_4](https://link.springer.com/chapter/10.1007%2F978-94-007-2232-3_4). Acesso em: 29 out. 2020.
- MELITO, Melina; ARROYO-RODRÍGUEZ, Víctor; METZGER, Jean Paul; CAZETTA, Eliana; ROCHA-SANTOS, Larissa; MELO, Felipe P. L.; SANTOS, Bráulio A.; MAGNAGO, Luiz F. S.; HERNÁNDEZ-RUEDAS, Manuel A.; FARIA, Deborah. Landscape forest loss decreases aboveground biomass of Neotropical forests patches in moderately disturbed regions. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 2, p. 439-453, 2 jan. 2021. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10980-020-01166-7>. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/346007300\\_Landscape\\_forest\\_loss\\_decreases\\_aboveground\\_biomass\\_of\\_Neotropical\\_forests\\_patches\\_in\\_moderately\\_disturbed\\_regions](https://www.researchgate.net/publication/346007300_Landscape_forest_loss_decreases_aboveground_biomass_of_Neotropical_forests_patches_in_moderately_disturbed_regions). Acesso em: 29 out. 2020.
- PAN, Yude; BIRDSEY, Richard A.; PHILLIPS, Oliver L.; JACKSON, Robert B.. The Structure, Distribution, and Biomass of the World's Forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, And Systematics**, v. 44, n. 1, p. 593-622, 23 nov. 2013. Annual Reviews. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914>. Acesso em: 15 mar. 2021.
- PINHO, Bruno X.; PERES, Carlos A.; LEAL, Inara R.; TABARELLI, Marcelo. Critical role and collapse of tropical mega-trees: a key global resource. **Advances in Ecological Research**, p. 253-294, 2020. Elsevier. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.01.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S006525042030009X>. Acesso em: 20 mar. 2021.
- PÜTZ, Sandro; GROENEVELD, Jürgen; HENLE, Klaus; KNOGGE, Christoph; MARTENSEN, Alexandre Camargo; METZ, Markus; METZGER, Jean Paul; RIBEIRO, Milton Cezar; PAULA, Mateus Dantas de; HUTH, Andreas. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, v. 5, n. 1, p. 1-8, 7 out. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms6037>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms6037>. Acesso em: 15 mar. 2021.
- REZENDE, C.L.; SCARANO, F.R.; ASSAD, E.D.; JOLY, C.A.; METZGER, J.P.; STRASSBURG, B.B.N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G.A.; MITTERMEIER, R.A.. From hotspot to hopespot: an opportunity for the brazilian atlantic forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, out. 2018. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2530064418301317>. Acesso em: 20 mar. 2021.

- RIBEIRO, Milton Cezar; METZGER, Jean Paul; MARTENSEN, Alexandre Camargo; PONZONI, Flávio Jorge; HIROTA, Márcia Makiko. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320709000974?via%3Dihub>. Acesso em: 20 mar. 2021.
- SLIK, J. W. Ferry; PAOLI, Gary; MCGUIRE, Krista; AMARAL, Ieda; BARROSO, Jorcely; BASTIAN, Meredith; BLANC, Lilian; BONGERS, Frans; BOUNDJA, Patrick; CLARK, Connie. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 12, p. 1261-1271, 9 jul. 2013. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12092>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/geb.12092>. Acesso em: 02 fev. 2021.
- STEPHENSON, N. L.; DAS, A. J.; CONDIT, R.; RUSSO, S. E.; BAKER, P. J.; BECKMAN, N. G.; COOMES, D. A.; LINES, E. R.; MORRIS, W. K.; RÜGER, N.. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. **Nature**, v. 507, n. 7490, p. 90-93, 15 jan. 2014. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/nature12914>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nature12914#citeas>. Acesso em: 29 mar. 2021.
- TOREZAN, José Marcelo. **Fragmentação florestal e prioridades para conservação da biodiversidade**. 2003. 106f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS GERAL

### 2.1 SÍTIOS DE ESTUDO

Os sítios avaliados no presente estudo estão localizados através de seis municípios (Alvorada do Sul, Arapongas, Centenário do Sul, Londrina, Rancho Alegre e Sertaneja) no norte do Paraná, Brasil. Eles estão inseridos dentro do polígono do sítio de Pesquisa Ecológica de Longa Duração Mata Atlântica do Norte do Paraná (PELD MANP). Foram avaliados seis fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual, um dos oito subtipos de floresta da Mata Atlântica. Quatro fragmentos estão inseridos em propriedades particulares e são áreas de Reserva Legal (RL), e dois estão inseridos em Unidades de Conservação (UC) da esfera estadual. As RL correspondem aos 20% dos remanescentes da vegetação nativa, proporcionais à área total de cada propriedade rural, prevista em legislação vigente (BRASIL, 2012) para o domínio da Mata Atlântica. Assim, pelas RL estarem inseridas em propriedades particulares foi concedida a autorização dos proprietários para o desenvolvimento desta pesquisa. Os fragmentos florestais de RL pertencem às propriedades rurais fazenda Santo Antônio (SAN), Alvorada (ALV), Congonhas (CGH) e Bule (BUL). Os fragmentos inseridos em UC estão nos domínios dos Parques Estaduais Mata dos Godoy (PEMG) e Ibicatu (IBI) (Figura 1). A temperatura média anual para a região varia de 20.6°C a 21.4°C e a precipitação média anual de 1529 mm a 1637 mm (IAPAR, 2019). O clima é classificado como subtropical úmido (Cfa, pela classificação climática de Köppen), caracterizado por verões quentes e geadas pouco frequentes, sem estação seca definida (NITCHE *et al.*, 2019).

Devido ao intenso processo de fragmentação e desmatamento ao qual as florestas da região norte do Paraná foram e ainda estão submetidas, a paisagem é formada por um mosaico contendo diversos fragmentos de diferentes formatos e tamanhos imersos em uma matriz agrícola (TOREZAN, 2002). Consequentemente, os sítios de estudo apresentam histórico e intensidade de distúrbios de origem antrópica, bem como tamanho e formato variados (Tabela 1). Todas as áreas de RL e o IBI, por exemplo, apresentam registros de extração seletiva de madeira. Esses registros foram confirmados através de observações prévias, em campo, com base, por exemplo, na presença de cepos e confirmada pelos atuais proprietários rurais. Para o IBI, essa informação consta no Plano de Manejo do Parque e ocorreu até o final da década de 1980, antes dele se tornar uma UC, em 1982 (IAT, 2015).

**Figura 1** – Localização geográfica dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual avaliados no presente estudo no norte do Paraná, Brasil.



Fonte: Própria autora

**Tabela 1-** Caracterização dos seis fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual avaliados neste estudo no norte do Paraná, Brasil. m a. n.m = metros acima do nível do mar; UC = Unidade de Conservação e RL = Reserva Legal.

Sítio	Código do sítio	altitude (m a.n.m)	Área (ha)	Extração de madeira?	Matriz
Parque Estadual Mata dos Godoy	PEMG	600	670*	Não	Grãos
Parque Estadual Ibicatu	IBI	400	103*	Sim	Cana
Fazenda Bule	BUL	650	288	Na borda	Grãos
Fazenda Alvorada	ALV	340	122	Sim	Grãos
Fazenda Congonhas	CGH	350	108	Sim	Grãos
Fazendo Santo Antônio	SAN	350	34	Sim	Grãos

\*Nota: O PEMG conta com uma área total de 2800 ha e o IBI de 302 ha quando incluídos outros fragmentos e capoeiras ao redor

A extração seletiva de madeira ocorreu nas áreas de RL até meados das décadas de 1970-1980 (há cerca de 40-50 anos). À exceção de um dos fragmentos, onde houve um registro recente (2016), as datas e o número de vezes que a exploração ocorreu são desconhecidos. A RL BUL, embora também apresente histórico de extração seletiva de madeira, ele ocorreu apenas na borda do fragmento (até 150-200 m da distância da borda), não afetando a integridade e as espécies do interior, a área apresenta um alto índice de integridade ecológica (MEDEIROS *et al.*, 2015). Assim, neste estudo, o fragmento florestal BUL foi considerado não explorado quando as amostragens foram realizadas no seu interior, mas explorado quando as amostragens foram feitas na borda.

Entre as espécies colhidas durante a extração seletiva de madeira na região está, principalmente, *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. (peroba-rosa). Essa é uma espécie rara, mas que ocorre em alta abundância no norte do Paraná. Ela é considerada em perigo e apresenta potencial econômico (madeira de lei) (CNCFlora, 2012). Dessa forma, na maioria dos sítios onde existe registro de exploração essa espécie ocorre em baixa densidade, especialmente entre classes de tamanho maiores (diâmetros maiores do que 30-50 cm, por exemplo), sendo também a ausência dela um dos indicadores de exploração do passado.

## 2.2 INVENTÁRIOS FLORESTAIS

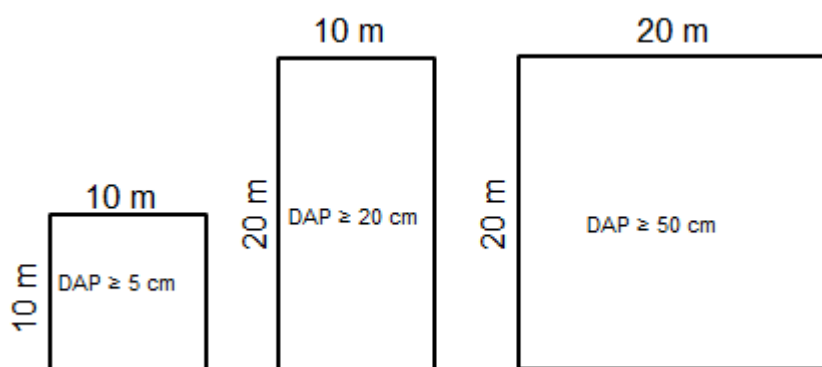
Para a coleta de dados dos capítulos 1, 2 e 3 foram realizados inventários florestais. Foram amostrados para os capítulos 1 e 2 todos os indivíduos lenhosos (arbustos, árvores e palmeiras) com DAP (diâmetro medido a 1.30 m do nível do solo)  $\geq 5$  cm (com 15.7 cm de circunferência ou mais), em seis fragmentos florestais (ALV, BUL, CGH, IBI, PEMG e SAN). Para o capítulo 3 foram amostradas todas as árvores com DAP  $\geq 50$  cm (com 157 cm de circunferência ou mais) vivas ou mortas em pé, em cinco fragmentos florestais (ALV, BUL, CGH, PEMG e SAN). Em ambos os inventários, as amostragens foram realizadas de acordo com o protocolo para inventários florestais visando medidas de estoque de carbono de Pearson, Walker e Brown (2005). As medidas de DAP a 1.30 do solo foram realizadas com auxílio de um bastão graduado e foram coletadas respeitando as inclinações do terreno e o isolamento das raízes tabulares a fim de minimizar o viés na estimativa final da biomassa.

Para os três capítulos, também foi medida/estimada a altura total de cada indivíduo lenhoso. As medidas de altura foram feitas usando um clinômetro florestal eletrônico. Para as árvores mais baixas foi usado um bastão graduado de 10 m de altura para realizar essas

estimativas. Para cada indivíduo amostrado a amostra de um espécime foi coletada para registro no herbário da Universidade Estadual de Londrina (FUEL). Além disso, todas as árvores grandes (que apresentaram  $DAP \geq 50$  cm) amostradas para os dados dos três capítulos foram georreferenciadas para o monitoramento.

A coleta de dados para os capítulos 1 e 2 foi realizada de abril de 2018 a dezembro de 2019. As amostragens foram conduzidas em parcelas permanentes. Essas parcelas apresentam 20 x 20 m (400 m<sup>2</sup>; n=10 em cada fragmento), nas quais todas as árvores com  $DAP \geq 50$  cm foram amostradas. Em cada parcela, foram amostradas também duas subparcelas: uma de 10 x 20 m (200 m<sup>2</sup>), onde todas as árvores com  $DAP \geq 20$  cm foram amostradas e outra de 10 x 10 m (100 m<sup>2</sup>), onde todas as árvores com  $DAP \geq 5$  cm foram amostradas (Figura 2). As parcelas foram alocadas no interior de cada fragmento florestal, a fim de minimizar o efeito de borda (Apêndice 1). Elas foram distribuídas, quando o tamanho e o formato do fragmento permitiu, ao longo de 1 Km no interior de cada sítio, ou cinco parcelas, ao longo de cada 500 m<sup>2</sup>, em dois locais do fragmento, quando o tamanho e o formato do fragmento não permitia o primeiro método (Apêndice 1). Sempre que possível, foram evitadas variações no tipo do solo e terrenos íngremes. Foi mantida uma distância mínima de cerca de 90 m entre cada parcela de 400 m<sup>2</sup>.

**Figura 2** - Modelo de parcelas (20 x 20 m) e subparcelas instaladas (10 x 10 m e 10 x 20 m) e amostradas para coleta de dados dos capítulos 1 e 2 do presente trabalho na Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. DAP: diâmetro medido a 1.30 m do solo.



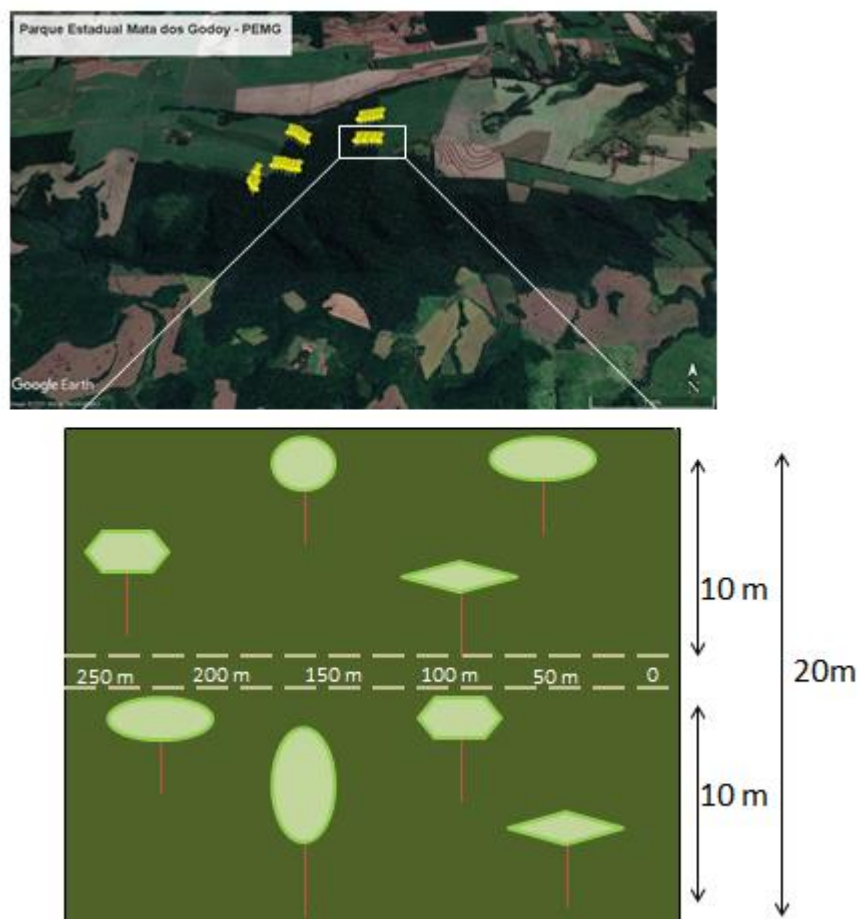
A coleta de dados do capítulo 3 foi conduzida em parcelas permanentes instaladas em 13 transectos de 250 m de janeiro a maio de 2019. Os inventários florestais foram realizados

da borda (0 m) para o interior de cada fragmento florestal (250 m; Figura 3), cada amostragem foi realizada apenas uma vez. O comprimento do transecto foi escolhido com base nos registros do efeito de borda na Mata Atlântica atingirem até os primeiros 100 m de borda, portanto, o comprimento adotado excede a região afetada pela borda em 150%.

A quantidade de transectos distribuída em cada fragmento foi adotada de acordo com o tamanho do fragmento florestal, seguindo um delineamento amostral similar ao que tem sido utilizado em outros estudos de abundância e biomassa do estrato arbóreo em áreas de tamanhos diferentes (WEKESA *et al.*, 2019). Devido à diferença no formato dos fragmentos, os transectos foram instalados principalmente em regiões mais retas da borda em ângulos côncavos, evitando a proximidade com regiões convexas, onde o efeito de borda poderia aumentar devido ao efeito aditivo de borda nessas regiões. Todos os transectos foram instalados em bordas adjacentes a plantações de soja, evitando-se também a aproximação de outros tipos de usos da terra.

A amostragem foi realizada dentro de 20 metros da linha central do transecto, resultando em uma amostragem de 5.000 m<sup>2</sup> (0.5 ha) por transecto (Figura 3). Para a análise dos dados, os transectos foram divididos em cinco segmentos de 1000 m<sup>2</sup> ou em cinco parcelas de 50 x 20 m (0-50, 50-100, 100-150, 150-200, 200-250 m), resultando em 65 parcelas.

**Figura 3** - Distribuição dos transectos no PEMG, um dos fragmentos florestais avaliados no presente estudo, e modelo do delineamento amostral adotado. Ao longo de cada transecto (total de 250 m) foram amostradas todas as árvores com diâmetro  $\geq 50$  cm vivas e mortas em pé que estavam dentro de 10 m à direita ou à esquerda da trilha, totalizando 20 m. O mesmo método foi reproduzido nos transectos para os outros 4 fragmentos florestais (ALV, BUL, CGH e SAN).



### 2.2.1 Estimativas da biomassa acima do solo

Foram aplicados dois métodos para calcular a BAS, de acordo com a forma de vida dos indivíduos lenhosos amostrados. Para a BAS (Kg) das árvores e arbustos nos Capítulos 1 e 2 foi usado o modelo pantropical sugerido por CHAVE *et al.* (2014) (Equação 1). No capítulo 3, foi usada a equação para florestas secas sugerida também por Chave *et al.* (2005) (Equação 2). Ambas utilizam para calcular a biomassa seca acima do solo (Kg) as métricas de DAP (cm), altura total (m) e densidade espécie específica da madeira ( $d$ ). Devido ao formato particular, a BAS das palmeiras foi calculada pelo volume do cilindro e multiplicada pela

densidade espécie específica da madeira (Equação 3).

**Equação 1:** Biomassa da árvore ou arbusto (Kg) =  $(0.0559 \times (d \times \text{DAP}^2 \times H))$

**Equação 2:** Biomassa da árvore (Kg) =  $\exp(-2.187 + 0.916 \times \ln(d \times \text{DAP}^2 \times H))$

**Equação 3:** Volume =  $(\text{DAP}/2)^2 \times 3.1416 \times H \times ft \times d$

Onde nas três equações  $d$  é a densidade espécie específica da madeira, DAP (cm) o diâmetro medido a 1.30 m do solo, que representa o CAP (circunferência medida a 1.30 m do nível do solo)/3.1416 e H (m) é a altura total da árvore, arbusto ou palmeira. Na equação 2  $\exp$  é constante  $e$  (aproximadamente 2.7183) e  $\ln$  o logaritmo natural. Na equação 3  $ft$  é o fator forma que para as palmeiras que têm tronco cilíndrico e pode variar entre 0.8 e 0.9.

A densidade da madeira das espécies foi compilada da base de dados produzida em um estudo anterior do PELD-MANP (ARCANJO, 2017) que utilizou amostras de cilindros de madeira para calcular a densidade espécie específica de acordo com o procedimento sugerido por CHAVE *et al.* (2006). Para as espécies não presentes no banco de dados local, foram usados os dados do *Global Wood Density Database*. Para as espécies não identificadas, foi considerada a média para o nível do gênero ou família, ou a  $d$  média das espécies do sítio de estudo onde ocorreu o registro da espécie indefinida.

### 2.3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ARCANJO, Fátima Aparecida. **Biomassa arbórea em sítios de restauração e remanescentes de Mata Atlântica do Sul do Brasil**. 2017. 84 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biológicas, Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

BRASIL. **Lei nº 12651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm). Acesso em: 25 nov. 2020.

- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, 22 jun. 2005. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-005-0100-x>. Acesso em: 20 fev. 2019.
- CHAVE, Jerome; COOMES, David; JANSEN, Steven; LEWIS, Simon L.; SWENSON, Nathan G.; ZANNE, Amy E.. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351-366, abr. 2009. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>. Acesso em: 10 dez. 2018.
- CHAVE, Jérôme; MULLER-LANDAU, Helene C.; BAKER, Timothy R.; EASDALE, Tomás A.; STEEGE, Hans Ter; WEBB, Campbell o. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, v. 16, n. 6, p. 2356-2367, dez. 2006. Wiley. DOI: [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2356:rapvow\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2356:rapvow]2.0.co;2). Disponível em: [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2356:RAPVOW\]2.0.CO;2](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761(2006)016[2356:RAPVOW]2.0.CO;2). Acesso em: 10 dez. 2018.
- CHAVE, Jérôme; RÉJOU-MÉCHAIN, Maxime; BÖRQUEZ, Alberto; CHIDUMAYO, Emmanuel; COLGAN, Matthew S.; DELITTI, Wellington B.C.; DUQUE, Alvaro; EID, Tron; FEARNSTIDE, Philip M.; GOODMAN, Rosa C.. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 21 jun. 2014. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12629>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.12629>. Acesso em: 20 fev. 2019.
- CNCFlora. **Centro Nacional de Conservação da Flora**. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/profile/Aspidosperma%20polyneuron>. Acesso em: 20 nov. 2020.
- IAPAR. **Instituto de desenvolvimento rural do Paraná-IAPAR-EMATER**. Londrina, 2019. Disponível em: <http://www.editora.com.br>. Acesso em: 03 jun. 2020.
- IAT. **Instituto da água e da terra: Planos de Manejo**. Disponível em: [http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos\\_restritos/files/documento/2020-07/plano\\_de\\_manejo\\_pe\\_ibicatu\\_2015.pdf](http://www.iat.pr.gov.br/sites/agua-terra/arquivos_restritos/files/documento/2020-07/plano_de_manejo_pe_ibicatu_2015.pdf). Acesso em: 23 jun. 2020.
- MEDEIROS, Hugo Reis; BOCHIO, Gabriela Menezes; RIBEIRO, Milton Cezar; TOREZAN, José Marcelo; ANJOS, Luiz dos. Combining plant and bird data increases the accuracy of an Index of Biotic Integrity to assess conservation levels of tropical forest fragments. **Journal for Nature Conservation**, v. 25, p. 1-7, maio 2015. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2015.01.008>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1617138115000096>. Acesso em: 08 jan. 2021.

NITSCHÉ, Pablo Ricardo; CARAMORI, Paulo Henrique; RICCE, Wilian da Silva; PINTO, Larissa Fernandes Dias. **Atlas Climático do Estado do Paraná**. Londrina, PR: IAPAR, 2019.

PEARSON, Timothy.; WALKER, Sarah.; BROWN, Sandra. **Sourcebook for Land Use, Land-Use Change and Forestry Projects**. Washington, DC, 2004. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/16491>. Acesso em: 04 fev. 2019.

TOREZAN, José Marcelo. Nota sobre a vegetação da bacia do rio Tibagi. *In*: MEDRI, Moacyr; BIANCHINI Edmilson, SHIBATTA Oscar, PIMENTA José Antônio. **A Bacia do Rio Tibagi**. Londrina: Câmara brasileira do livro, 2002. p. 103-107.

ZANNE, Amy E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, DAVID, A.; ILIC, Jugo.; JANSEN, Steven.; LEWIS, Simon L.; MILLER, Regis B.; SWENSON, Nathan G.; WIEMANN, Michael C.; CHAVE, Jerome. Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum, **Dryad**, 4 fev. 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12629>. Disponível em: <https://datadryad.org/stash/dataset/doi:10.5061/dryad.234>. Acesso em: 20 fev. 2019.

### 3 CAPÍTULO 1: IMPACTOS DA EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA SOBRE A BIOMASSA E A ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA ARBÓREA DE FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL.

#### RESUMO

A maioria das florestas tropicais do mundo passou ou ainda passa por extração seletiva de madeira. Esse tipo de perturbação antrópica é um dos que mais afeta a dinâmica dos estoques de carbono das florestas tropicais e também a estrutura da sua vegetação, riqueza e composição de espécies. Uma das abordagens mais usadas para entender as respostas das florestas tropicais a extração seletiva de madeira tem sido comparar florestas que passaram por essa perturbação humana com as que não passaram, dentro de uma mesma região. O objetivo deste capítulo foi medir os possíveis efeitos do histórico de extração seletiva de madeira na dinâmica dos estoques de carbono, estrutura, riqueza e composição de espécies em fragmentos da Mata Atlântica, usados como ecossistemas de referência em programas de restauração ecológica. A biomassa acima do solo (BAS), densidade de indivíduos lenhosos, composição das espécies e a densidade de indivíduos de espécies tolerantes e intolerantes à sombra foi comparada entre fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual (um dos subtipos da Mata Atlântica) com (n=4) e sem (n=2) histórico de extração seletiva de madeira nas décadas de 1970-1980. Em cada fragmento foram medidos e avaliados todos os indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) com DAP (diâmetro medido a 1.30 m de altura do nível do solo)  $\geq 5$  cm. Em média a BAS nas áreas com exploração foi 40 % menor e a densidade de indivíduos 14% menor nas áreas com exploração em relação às áreas sem esse histórico. A densidade de indivíduos tolerantes e intolerantes à sombra devido a alteração na composição das espécies parecem responder por décadas à exploração, conduzindo a menores estoques de BAS e densidade de indivíduos nas áreas exploradas. Isso ocorreu, principalmente, devido a retirada dos indivíduos grandes com alta densidade da madeira que demoram séculos para atingir grandes tamanhos (árvores com diâmetro  $\geq 50$  cm). Aqui, indivíduos de grande porte com alta densidade da madeira (madeira de lei) ocorreram em baixa densidade nas áreas exploradas em relação às sem exploração. Esses resultados sugerem que fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual que passaram por extração seletiva de madeira podem apresentar redução da BAS, estrutura e diversidade funcional diferentes do padrão esperado para uma floresta madura da mesma região. Assim, quando usados como modelo de uma floresta madura como ecossistemas de referência, em programas de restauração ecológica, isso deve ser feito com ressalvas. Também é necessário olhar para esses fragmentos como florestas em processo constante de mudança, de modo que os seus estoques de carbono e a dinâmica da vegetação podem mudar com mais frequência afetando esses padrões.

**Palavras-chave:** estoque de carbono; árvores grandes; perturbações antrópicas; tolerância e intolerância à sombra; Mata Atlântica.

### 3.1 INTRODUÇÃO

Das formas de degradação/perturbação antrópicas, a extração seletiva de madeira é a mais forte e afeta substancialmente as florestas (BERENGUER *et al.*, 2014; PEARSON; BROWN; CASARIM, 2014). A maioria das florestas tropicais do mundo passou por extração seletiva de madeira, algumas, diversas vezes (BOUSFIELD *et al.*, 2020; SURENDRA; OSURI; RATNAM, 2021). Além do desmatamento, as perturbações de origem antrópica, como a extração seletiva de madeira, podem levar a perdas adicionais de carbono, mudanças na composição florística, na riqueza de espécies e afetar a distribuição das árvores entre classes de tamanho nas florestas tropicais (LAURANCE *et al.*, 2006; SIST *et al.*, 2014; BACCINI *et al.*, 2017). Nos trópicos, em 2015, somente a extração seletiva de madeira foi responsável por 6% das emissões de gases do efeito estufa (GEE; ELLIS *et al.*, 2019). Além dos impactos da exploração nos estoques de carbono, essa atividade pode afetar também a dinâmica das espécies e a estrutura florestal, no entanto, por quanto tempo as florestas permanecem respondendo a esses impactos ainda não é um consenso (GATTI *et al.*, 2014; PYLES *et al.*, 2018; BOUSFIELD *et al.*, 2020).

No Brasil, muitas espécies de árvores ameaçadas de extinção estão no topo da lista de volume de madeira transportado no interior do território nacional, porém os impactos disso nos fragmentos de florestas maduras, sob diversos aspectos, estão longe de serem esclarecidos (BRANDES *et al.*, 2020). A Mata Atlântica foi e está submetida por décadas a diversos tipos de perturbações de origem antrópica, entre elas, a extração seletiva de madeira (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014). A indústria madeireira foi muito presente nela desde o século XIX e permaneceu intensa até meados do século XX (CABRAL; CESCO, 2008). Assim, fragmentos florestais que passaram por extração seletiva, na Mata Atlântica, podem apresentar estoques de biomassa acima do solo (BAS) reduzidos quando comparados a fragmentos que não passaram por esse tipo de perturbação (PYLES *et al.*, 2018).

Adicionalmente, a exploração também pode afetar por décadas as populações de árvores de grande porte (VILLELA *et al.*, 2006). Em florestas tropicais exploradas, o aumento da frequência na abertura de clareiras, devido à retirada das árvores de grande porte de madeira dura, mais visadas para a comercialização, pode favorecer a regeneração de espécies pioneiras de crescimento rápido e de madeira mole (BERENGUER *et al.*, 2014; PYLES *et al.*, 2018). Dessa forma, as espécies pioneiras e de sucessão inicial passam a substituir as espécies tardias de madeira dura, retiradas durante a extração seletiva de madeira (BERENGUER *et*

*al.*, 2014). Essa substituição das espécies tardias e de madeira dura por espécies de sucessão inicial e madeira mole pode compensar os atributos estruturais nas florestas exploradas (VILLELA *et al.*, 2006; JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; PYLES *et al.*, 2018; LIEBSCH *et al.*, 2021). Essa compensação, no entanto, pode implicar em mudanças na composição florística, devido a alterar a frequência e abundância das espécies (SHIMA *et al.*, 2018). Por consequência, devido às espécies de sucessão inicial apresentarem geralmente madeira mole, elas acumulam menos biomassa ao longo do seu ciclo de vida, quando predominantes, podem reduzir a BAS das florestas exploradas tornando o estoque de carbono delas reduzido, distante do esperado para uma floresta madura não perturbada (VILLELA *et al.*, 2006; BERENQUER *et al.*, 2014; PYLES *et al.*, 2018; BOUSFIELD *et al.*, 2020).

Na Mata Atlântica, no entanto, a dinâmica dos grupos ecológicos e da BAS em florestas exploradas seletivamente apresenta muitas incertezas (VILLELA *et al.*, 2006; PYLES *et al.*, 2018). Uma das principais dificuldades é devido à intensidade da exploração e distúrbios de origem antrópica influenciar diretamente a resposta das florestas tropicais a essa perturbação (GATTI *et al.*, 2014). O acesso a esse tipo de informação para Mata Atlântica, especialmente em florestas que não estão inseridas em Unidades de Conservação, é de difícil acesso e confirmação (LIMA *et al.*, 2020). Em outras palavras, os registros de extração seletiva de madeira e a intensidade desse tipo de atividade, devido ao processo histórico da Mata Atlântica, são de difícil obtenção ou confirmação. Porém, é fundamental compreender o estado de conservação dos fragmentos da Mata Atlântica, incluindo a contribuição das suas diferentes fitofisionomias como reservatórios de carbono, que é pouco esclarecida quando comparada a das florestas brasileiras amazônicas (MAIA *et al.*, 2020). As respostas dos fragmentos da Mata Atlântica aos efeitos do histórico de extração seletiva de madeira e a intensa fragmentação podem contribuir com previsões dos impactos que essas perturbações podem gerar e com a decisão de medidas para evitar perdas adicionais de carbono em outras florestas tropicais (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

Uma das estratégias para entender o estado de conservação das florestas tropicais é comparar florestas que passaram por um tipo de perturbação com florestas maduras não perturbadas (BERENQUER *et al.*, 2014), ou menos perturbadas, quando o contexto da paisagem permite. A fim de compreender como o histórico de extração seletiva de madeira pode influenciar a dinâmica da vegetação em fragmentos da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual), neste estudo, foram avaliadas 60 parcelas através de fragmentos

com (n= 40 parcelas) e sem (n=20 parcelas) histórico de exploração. Os registros de extração seletiva de madeira ocorreram nas décadas de 1970-1980 (há cerca de 40-50 anos atrás). A hipótese geral testada neste capítulo foi de que os fragmentos com histórico de extração seletiva de madeira apresentam BAS, atributos estruturais, riqueza e composição de espécies diferente dos fragmentos sem histórico de exploração. Adicionalmente, foi discutida a alteração na composição das espécies e a sua influência nos estoques de BAS. Especificamente, este capítulo foi direcionado a responder às seguintes perguntas *i)* áreas que tiveram extração seletiva de madeira armazenam menos BAS, tem menor média ponderada da densidade da madeira (grupos funcionais) e menor densidade de indivíduos lenhosos entre classes de tamanho? *ii)* a extração seletiva de madeira teve efeito na BAS e densidade de indivíduos lenhosos entre grupo ecológico (espécies tolerantes e intolerantes à sombra)? *iii)* a composição das espécies foi afetada pela extração seletiva de madeira? Devido a grande influência da extração seletiva de madeira na dinâmica das florestas tropicais, especialmente nos estoques de carbono, e as metas assumidas pelo Brasil em conter as emissões de CO<sub>2</sub> até 2030, o conhecimento das respostas das florestas tropicais ao histórico antigo de perturbações humanas é essencial (BERENGUER *et al.*, 2014). Além da manutenção desses reservatórios de carbono, que pouco conhecemos, além da Amazônia, esses são os últimos remanescentes da Mata Atlântica de muitas regiões, portanto, os últimos ecossistemas de referência para base em programas de restauração ecológica, que o Brasil também possui como meta.

### 3.1.1 Objetivos

- (i) Avaliar os impactos da extração seletiva de madeira que ocorreu nas décadas de 1970-1980 nos estoques de BAS e na composição de espécies vegetais em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual.
- (ii) Medir os impactos da extração seletiva de madeira na estrutura da vegetação, na BAS e composição de espécies a fim de compreender as respostas dos fragmentos florestais e as consequências desse histórico de perturbação humana.
- (iii) Comparar fragmentos florestais com histórico de extração seletiva de madeira e fragmentos sem esse histórico a fim de compreender o estado atual de conservação deles e o seu papel como ecossistemas de referência em programas de restauração ecológica da Floresta Estacional Semidecidual.

### 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo foram avaliados seis fragmentos florestais (ALV, BUL, CGH, IBI, PEMG e SAN). Eles foram divididos em duas categorias: com (ALV, CGH, IBI e SAN) e sem (BUL e PEMG) histórico de extração seletiva de madeira (ver Método Geral).

*Análise dos dados:* A BAS, densidade de indivíduos lenhosos e a média ponderada da densidade da madeira (variáveis respostas) foram modeladas entre classes de tamanho entre áreas com e sem extração seletiva de madeira (variável preditora) usando modelos lineares generalizados (GLM). Os modelos incluindo a ocorrência ou não da exploração e altitude áreas (devido a amplitude entre áreas com e sem exploração) foram ajustados e ranqueados usando o critério de informação de Akaike com correção para amostras pequenas ( $AICc \leq 2$ ) (ZUUR *et al.*, 2009). O tipo de floresta (com e sem exploração) e altitude foram usados como variáveis preditoras em modelos incluindo todas elas e separadamente (Apêndice 4). Foram ajustados e ranqueados 3 modelos para cada variável resposta, totalizando 9 modelos. O efeito da extração seletiva de madeira na BAS, densidade de indivíduos e na média ponderada da densidade da madeira foi considerado sempre que os modelos incluindo somente o tipo de floresta apresentaram  $AICc \leq 2$  e razão de evidência menor do que 2,7 em relação ao modelo mais plausível, indicando que eles tinham pesos iguais (MAZEROLLE, 2004; ZUUR *et al.*, 2009; Apêndice 5).

Para modelar a BAS e média ponderada da densidade da madeira entre classes de tamanho foi considerada a distribuição de erro de Gaussian e para densidade de indivíduos lenhosos a distribuição de erro de Poisson. Para a densidade de indivíduos foi também realizada a análise de desvio seguida pela análise de sobredispersão (ZUUR *et al.*, 2009). Alternativamente, quando os modelos de Poisson apresentaram sobredispersão, foi usada a distribuição binomial negativa para a densidade de indivíduos. Finalmente, para avaliar a BAS, média ponderada da madeira e a densidade de indivíduos lenhosos foi montado um modelo para cada classe de tamanho (DAP 5-19,9 cm, 20-34,9 cm, 35-49,9 cm e 50 cm ou +).

A relação entre a extração seletiva de madeira, densidade de indivíduos de espécies tolerantes e intolerantes à sombra e média ponderada da densidade da madeira foi realizada usando Análise de Componentes Principais (PCA). A classificação das espécies em tolerante ou intolerante à sombra foi feita com base em estudos prévios das espécies da região (SILVA; SOARES-SILVA, 2000; BIANCHINI *et al.*, 2003; DURIGAN *et al.*, 2004; BIANCHINI *et*

*al.*, 2010). Adicionalmente, foram incluídas no agrupamento da PCA a altitude e a proporção de argila no solo.

Para analisar se a extração seletiva de madeira teve influência na composição das espécies entre as áreas exploradas ou não foi usado Escalonamento multidimensional métrico (PCoA). Devido às variações na altitude entre as áreas com e sem exploração, para confirmar se o agrupamento das espécies era realmente devido ao impacto da exploração foram realizados também agrupamentos para altitude. Os dois agrupamentos (da exploração e altitude) foram gerados por uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis após padronização dos dados (OKSANEN *et al.*, 2019). Por fim, para testar se havia diferenças na composição das espécies entre áreas pela extração seletiva de madeira, ou se essa diferença era somente pela altitude foi usada PERMANOVA ( $\alpha=0,05$ ). Adicionalmente, foi aplicado o método do valor indicador para identificar quais espécies eram mais características através das parcelas das áreas com e sem histórico de exploração (DUFRENE; LEGENDRE, 1997). O método do valor indicador combina a abundância relativa de uma espécie com a sua frequência relativa de ocorrência, num determinado tipo de habitat, para obter o valor indicador (Indval). O valor indicador de espécies é o valor máximo do indicador sobre todos os tipos de habitat (aqui, florestas com ou sem exploração) (DUFRENE; LEGENDRE, 1997).

As análises foram realizadas no programa R versão 4.0.3. Para o ajuste dos modelos lineares foi usado o comando *glm* do pacote *MASS* (VENABLES; RIPLEY, 2002). Para analisar a sobredispersão dos dados para os modelos de Poisson foi usado o comando *dispersiontest* do pacote *AER* (KLEIBER; ZEILEIS, 2008). Para a PCA e PCoA foi usado o pacote *vegan* (OKSANEN *et al.*, 2019) e para o método do valor indicador foi usado o comando *indval* do pacote *labdsv* (ROBERTS, 2019).

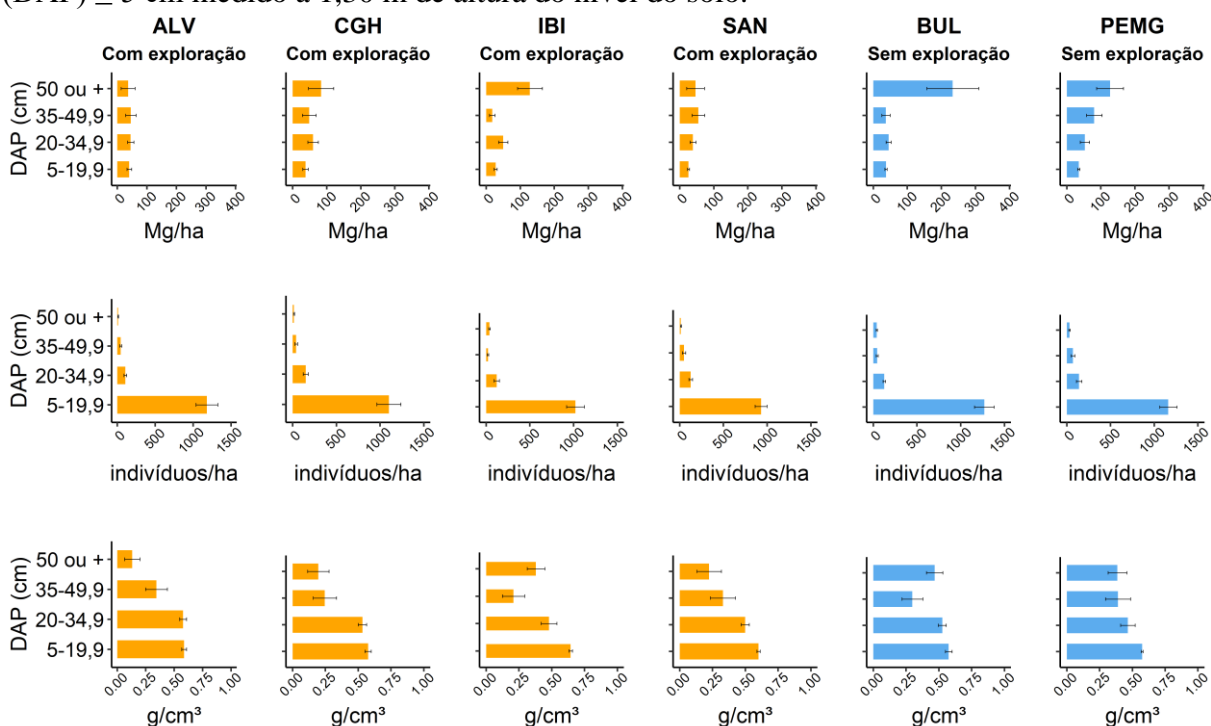
### 3.3 RESULTADOS

Nos seis fragmentos florestais (4 com e 2 sem exploração), foram amostrados 931 indivíduos lenhosos com DAP  $\geq 5$  cm. As árvores foram a forma de vida predominante (94% dos indivíduos), seguida pelas palmeiras (4% dos indivíduos) e arbustos (2% dos indivíduos). No total, foram identificadas 126 espécies pertencentes a 47 famílias. Para três indivíduos (morfoespécies), não foi possível fazer a identificação em nenhum nível taxonômico, três foram identificados em nível de família e seis em nível de gênero (Apêndice 3). As famílias com maior abundância de indivíduos observados nos fragmentos com exploração foram

Fabaceae, Phytolaccaceae e Anacardiaceae, e nos sem exploração Meliaceae, Euphorbiaceae e Lauraceae (Apêndice 3).

A BAS e a densidade de indivíduos lenhosos foram menores nas áreas com histórico de extração seletiva de madeira (ALV, CGH, SAN e IBI) do que nas sem (PEMG e BUL; Tabela 2). Entre as classes de tamanho, a BAS e a média ponderada da densidade da madeira foram menores (Figura 4) para árvores grandes (DAP  $\geq 50$  cm) nas áreas com exploração (Tabela 2). Enquanto a densidade de indivíduos foi menor (Figura 4) para árvores médias e grandes (DAP  $\geq 35$ -49,9 cm e DAP  $\geq 50$  cm; Tabela 2).

**Figura 4** - Biomassa acima do solo (BAS), densidade de indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) e média ponderada da densidade da madeira em quatro intervalos de tamanho em 6 fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com (n=4) e sem (n=2) histórico de extração seletiva de madeira, Paraná, Brasil. Dados para indivíduos com diâmetro (DAP)  $\geq 5$  cm medido a 1,30 m de altura do nível do solo.

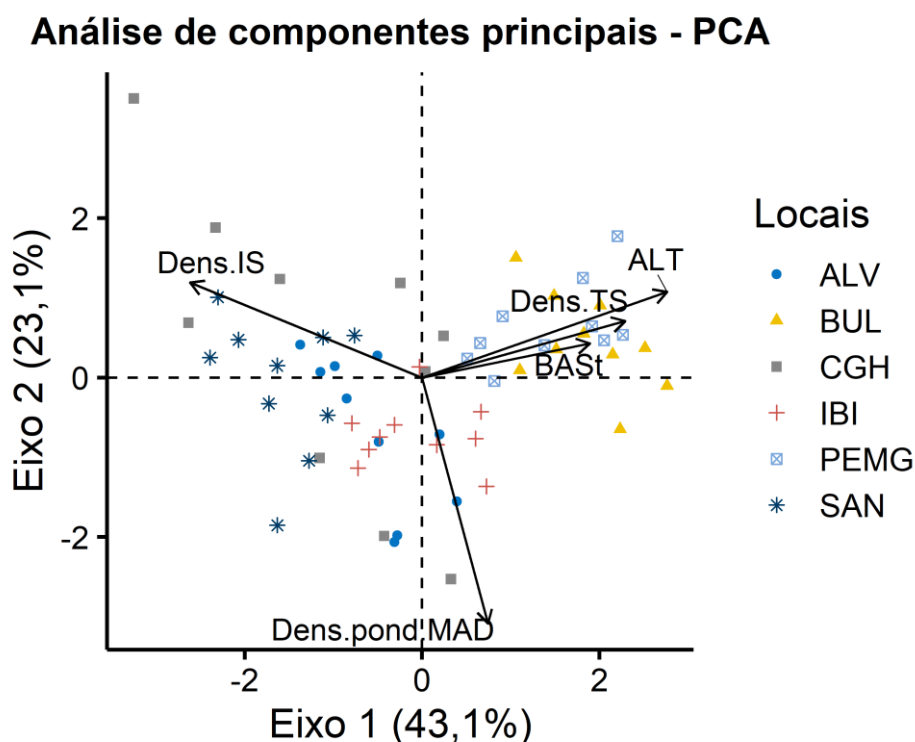


**Tabela 2** - Biomassa acima do solo (BAS), densidade de indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) e densidade média ponderada da madeira em cada classe de tamanho e para todas as classes juntas (total) em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil, com e sem histórico de extração seletiva de madeira seguidos pelos parâmetros de comparação entre áreas com (ALV, CH, IBI e SAN) e sem exploração (BUL e PEMG). Intervalos de diâmetro (DAP  $\geq$  5 cm) medido a 1,30 m de altura do nível do solo.

Variável resposta/Classe de DAP		Média $\pm$ Erro padrão						Estimate	Erro padrão	t/z-valor	p-valor
		Com Exploração				Sem Exploração					
		ALV	CGH	IBI	SAN	PEMG	BUL				
Histórico ~	Biomassa acima do solo (Mg/ha)										
	DAP 5-19,9 cm	40 $\pm$ 8	38 $\pm$ 8	28 $\pm$ 4	26 $\pm$ 3	35 $\pm$ 3	37 $\pm$ 3	3,3	4,7	0,7	0,49
	DAP 20-34,9 cm	45 $\pm$ 11	60 $\pm$ 15	50 $\pm$ 14	39 $\pm$ 8	53 $\pm$ 13	45 $\pm$ 8	0,6	10,1	0,05	0,96
	DAP 35-49,9 cm	46 $\pm$ 18	48 $\pm$ 20	18 $\pm$ 8	55 $\pm$ 19	80 $\pm$ 23	37 $\pm$ 12	17,1	15,2	1,1	0,27
	DAP 50 cm ou +	37 $\pm$ 23	83 $\pm$ 37	128 $\pm$ 37	46 $\pm$ 26	127 $\pm$ 39	233 $\pm$ 76	106,5	38,1	2,8	<b>0,007</b>
	Total	168 $\pm$ 29	229 $\pm$ 40	223 $\pm$ 31	165 $\pm$ 34	297 $\pm$ 44	353 $\pm$ 78	128,2	39	3,3	<b>0,002</b>
Histórico ~	Densidade de indivíduos (indivíduos/ha)										
	DAP 5-19,9 cm	1180 $\pm$ 144	1100 $\pm$ 138	1020 $\pm$ 102	930 $\pm$ 98	1160 $\pm$ 98	1270 $\pm$ 112	0,14	0,08	1,6	0,10
	DAP 20-34,9 cm	105 $\pm$ 17	150 $\pm$ 29	120 $\pm$ 30	125 $\pm$ 20	140 $\pm$ 31	125 $\pm$ 13	0,06	0,20	0,3	0,77
	DAP 35-49,9 cm	45 $\pm$ 14	40 $\pm$ 15	20 $\pm$ 8	50 $\pm$ 18	70 $\pm$ 20	45 $\pm$ 12	0,39	0,04	10,1	<b>&lt;0,001</b>
	DAP 50 cm ou +	10 $\pm$ 6	40 $\pm$ 7	15 $\pm$ 7	38 $\pm$ 9	30 $\pm$ 7	13 $\pm$ 6	0,62	0,05	11,9	<b>&lt;0,001</b>
	Total	1340 $\pm$ 146	1305 $\pm$ 129	1198 $\pm$ 110	1117 $\pm$ 83	1400 $\pm$ 101	1480 $\pm$ 106	0,15	0,07	2,0	<b>0,04</b>
Histórico ~	Densidade média ponderada da madeira (g/cm <sup>3</sup> )										
	DAP 5-19,9 cm	0,59 $\pm$ 0,02	0,58 $\pm$ 0,02	0,64 $\pm$ 0,01	0,60 $\pm$ 0,01	0,57 $\pm$ 0,01	0,58 $\pm$ 0,03	-0,03	0,02	-1,63	0,11
	DAP 20-34,9 cm	0,58 $\pm$ 0,03	0,53 $\pm$ 0,03	0,48 $\pm$ 0,03	0,50 $\pm$ 0,03	0,47 $\pm$ 0,03	0,53 $\pm$ 0,03	-0,03	0,04	-0,73	0,47
	DAP 35-49,9 cm	0,34 $\pm$ 0,10	0,25 $\pm$ 0,09	0,21 $\pm$ 0,09	0,33 $\pm$ 0,09	0,39 $\pm$ 0,09	0,30 $\pm$ 0,08	0,06	0,08	0,82	0,42
	DAP 50 cm ou +	0,13 $\pm$ 0,07	0,20 $\pm$ 0,08	0,38 $\pm$ 0,07	0,22 $\pm$ 0,09	0,39 $\pm$ 0,07	0,47 $\pm$ 0,06	0,19	0,07	2,95	<b>0,005</b>
	Total	0,59 $\pm$ 0,01	0,59 $\pm$ 0,03	0,54 $\pm$ 0,06	0,57 $\pm$ 0,01	0,56 $\pm$ 0,005	0,58 $\pm$ 0,008	0,00	0,02	-0,15	0,88

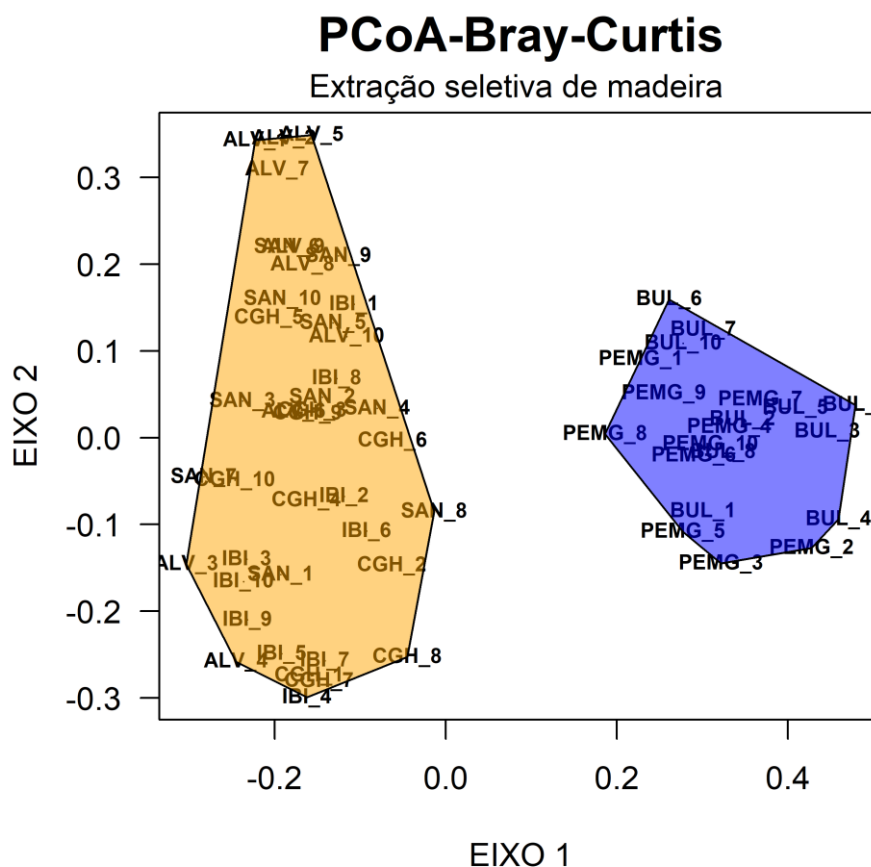
A maior parte da variância (66,2%) entre as áreas de estudo foi explicada pela altitude e densidade de indivíduos tolerantes (43,1%) e intolerantes à sombra (23,1%). À exceção do fragmento IBI, que foi explorado, mas apresentou padrão diferente das áreas exploradas e das não exploradas, as demais áreas com exploração (ALV, CGH e SAN) apresentaram maior densidade de indivíduos intolerantes à sombra e menor densidade de indivíduos tolerantes à sombra do que as áreas sem exploração (PEMG e BUL; Figura 5; Apêndice 6). Os maiores valores para BAS nas áreas sem exploração (PEMG e BUL) foram correlacionados principalmente com a altitude (*loading* = 0,56) e com a maior densidade de indivíduos tolerantes à sombra (*loading* = 0,47; Figura 5; Apêndice 6).

**Figura 5** – Biplot dos dois primeiros dois eixos da PCA incluindo as características de cada área de estudo ALT = altitude (m), Dens.TS= densidade de indivíduos tolerantes à sombra, Dens.IS= densidade de indivíduos intolerantes à sombra, BAST= biomassa total acima do solo e Dens.pond.MAD= média ponderada da densidade da madeira das espécies. ALV, CGH, IBI e SAN são áreas com e BUL e PEMG áreas sem histórico de extração seletiva de madeira da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil.



As diferenças na composição das espécies entre as áreas foi explicada pela extração seletiva de madeira (Figura 6; PERMANOVA;  $p < 0,001$ ). A altitude não influenciou a composição das espécies (PERMANOVA;  $p = 0,05$ ; Apêndice 7 e 8). Adicionalmente, foram observadas 11 espécies indicadoras para áreas com exploração e 8 para as sem exploração (Tabela 3). As espécies que contribuíram com mais de 40% da BAS também apresentaram proporção diferente desse acúmulo em áreas com e sem exploração (Tabela 4).

**Figura 6** – Escalonamento multidimensional métrico (PCoA) gerado por uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis ilustrando a variação na composição florística entre 6 fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual (n=60 parcelas), Paraná, Brasil, com (ALV, CGH, IBI e SAN; n=4) e sem (BUL e PEMG; n=2) histórico de extração seletiva de madeira. Dados para indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) com diâmetro ( $DAP \geq 5$  cm) medido a 1.30 m de altura do nível do solo.



**Tabela 3** – Lista de espécies indicadoras em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com (n=4) e sem (n=2) histórico de extração seletiva de madeira, Paraná, Brasil, com a proporção do seu Indval e *p*-valor. DM: densidade espécie específica da madeira; TS: tolerante e IS intolerante à sombra. Dados para indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) com diâmetro (DAP $\geq$  5 cm) medido a 1,30 m de altura do nível do solo.

Espécies indicadoras	Histórico	Valor indicador	<i>p</i> -valor	Grupo Ecológico	DM (g/cm <sup>3</sup> )	Estrato	Número de indivíduos observados	
							Com exploração	Sem exploração
<i>Gallesia integrifolia</i>	Com exploração	0,78	0,001	IS	0,49	Emergente	67	1
<i>Astronium graveolens</i>	Com exploração	0,59	0,002	TS/IS	0,65	Emergente	62	5
<i>Metrodorea nigra</i>	Com exploração	0,48	0,001	TS	0,68	Sub-bosque	42	0
<i>Eugenia longipedunculata</i>	Com exploração	0,43	0,004	TS	0,76	Dossel	12	1
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Com exploração	0,40	0,01	TS	0,63	Emergente	12	1
<i>Trichilia pallida</i>	Com exploração	0,40	0,01	TS	0,49	Sub-bosque	15	1
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Com exploração	0,33	0,01	IS	0,56	Dossel	17	0
<i>Eugenia handroi</i>	Com exploração	0,30	0,01	TS	0,76	Dossel	6	0
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	Com exploração	0,28	0,02	TS	0,59	Dossel	9	0
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Com exploração	0,25	0,03	IS	0,61	Emergente	9	0
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i>	Com exploração	0,23	0,04	IS	0,52	Emergente	5	0
<i>Trichilia clauseni</i>	Sem exploração	0,85	0,001	TS	0,64	Sub-bosque	0	44
<i>Cabralea canjerana</i>	Sem exploração	0,83	0,001	TS/IS	0,43	Dossel	1	25
<i>Guarea kunthiana</i>	Sem exploração	0,65	0,001	TS	0,47	Sub-bosque	4	25
<i>Euterpe edulis</i>	Sem exploração	0,50	0,001	TS	0,41	Dossel	0	12
<i>Mollinedia clavigera</i>	Sem exploração	0,50	0,001	TS	0,49	Sub-bosque	0	7
<i>Croton floribundus</i>	Sem exploração	0,39	0,002	IS	0,42	Dossel	3	9
<i>Eugenia neoverrucosa</i>	Sem exploração	0,35	0,01	TS	0,78	Sub-bosque	1	2
<i>Alchornea glandulosa</i>	Sem exploração	0,26	0,01	IS	0,35	Dossel	5	7

**Tabela 4** – Contribuição média (%) das espécies observadas com a biomassa acima do solo em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com e sem histórico de extração seletiva de madeira, Paraná, Brasil. Em: emergente; Do: dossel. IS: intolerante à sombra; TS: tolerante à sombra; R: rápido; M: médio; L: lento; DM: densidade da madeira.

Espécies	Estrato	Tolerância à sombra	Ritmo de crescimento	DM (g/cm <sup>3</sup> )	Contribuição com a biomassa (%)	
					Com exploração	Sem exploração
<i>Gallesia integrifolia</i>	Em	IS	R	0,49	26	1
<i>Astronium graveolens</i>	Em	IS	M	0,65	15	3
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Em	TS	L	0,71	9	29
<i>Ficus</i> spp.	Do/Em	TS/IS	R	0,38/ 0,41	5	4
<i>Holocalyx balansae</i>	Do	TS	L	0,71	0,5	9
<i>Cabralea canjerana</i>	Do	TS	M	0,43	0,005	9
Outras espécies	-	-	-	-	44	45
Total	-	-	-	-	100 %	100%

### 3.4 DISCUSSÃO

Neste capítulo, foi testado o efeito da extração seletiva de madeira, comum e intenso até meados do século XX na região norte do Paraná, Brasil (CABRAL; CESCO, 2008), sob os estoques de BAS, grupo ecológico, estrutura da vegetação e composição de espécies dos fragmentos florestais. Os resultados mostraram que fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com histórico de extração seletiva de madeira podem apresentar estoques de carbono reduzidos e comprometimento da estrutura da vegetação, aqui, indicados pela menor densidade de indivíduos lenhosos em relação a fragmentos que não passaram por essa perturbação. As alterações na composição das espécies e na frequência de alguns grupos ecológicos geradas pela exploração podem ser o fio condutor da redução da BAS. Isso, por retirar dos ecossistemas espécies de madeira dura que acumulam mais biomassa em longo prazo, levando à permanência e regeneração das espécies de madeira mole, que se tornam mais abundantes, mas acumulam menos biomassa (BERENGUER *et al.*, 2014; PYLES *et al.*, 2018). Existe uma urgência em compreender como perturbações antrópicas, como a extração seletiva de madeira, afetam os estoques de carbono e a estrutura da vegetação das florestas tropicais em comparação às florestas não perturbadas (BERENGUER *et al.*, 2014). Assim, devido à importância dos grupos ecológicos no processo de sucessão ecológica é importante considerar a composição das espécies e dos grupos funcionais (indicados aqui pela densidade da madeira) em estudos que visam estimativas dos estoques de carbono em florestas tropicais

(SHIMA *et al.*, 2018; GAUI *et al.*, 2019; PHILLIPS *et al.*, 2019).

As áreas com exploração apresentaram menos BAS do que áreas sem exploração. As mudanças na densidade de indivíduos das espécies tolerantes e intolerantes à sombra somada à redução de indivíduos de grande porte ( $DAP \geq 50$  cm), com alta densidade da madeira, parecem direcionar o acúmulo da BAS nas áreas que foram exploradas. Embora os impactos da extração seletiva de madeira nas florestas tropicais sejam bem documentados (GAUI *et al.*, 2019; BOUSFIELD *et al.*, 2020), como e em qual extensão essa perturbação afeta a composição florística ainda não é um processo bem esclarecido (SHIMA *et al.*, 2018; GAUI *et al.*, 2019). As alterações na composição florística, contudo, podem ter consequências na dinâmica dos grupos ecológicos e estão diretamente relacionadas a alterações nos padrões da BAS (SHIMA *et al.*, 2018). Para espécies que atingem grandes diâmetros o efeito da exploração na diversidade pode ser ainda mais grave. Isso, porque o número de espécies que chega a atingir 50 cm de diâmetro ou mais é menor nessas florestas. Além disso, o grupo de espécies que atinge essa faixa de diâmetro é o mais visado no processo de exploração (principalmente as espécies de madeira dura), devido ao maior rendimento da madeira (BOUSFIELD *et al.*, 2020), mas também é o grupo que pode acumular ao menos metade da BAS das florestas tropicais (SLIK *et al.*, 2013; PINHO *et al.*, 2020). Por apresentar maior densidade da madeira algumas espécies que acumulam mais biomassa em longo prazo e atingem grande porte demoram mais para crescer (SHIMAMOTO *et al.*, 2014). No norte do Paraná, essas espécies foram retiradas de forma devastadora de algumas florestas nas décadas de 1970-1980, quando a extração seletiva era permitida (CABRAL; CESCO, 2008). Atualmente, embora elas ocorram em estratos menores (Apêndice 9) ainda não atingiram tamanhos expressivos como nas áreas sem exploração, onde acumulam quase metade da BAS devido aos grandes diâmetros.

Algumas espécies podem se favorecer das condições ambientais resultantes da exploração seletiva passando a predominar nas áreas exploradas (RODRIGUES *et al.*, 2019). Por exemplo, espécies mais adaptadas às alterações de luminosidade, mas que acumulam menos biomassa. No presente estudo, essas alterações foram mostradas pela densidade de indivíduos tolerantes e intolerantes à sombra. A densidade de indivíduos tolerantes à sombra é maior nas áreas sem exploração. Indivíduos tolerantes à sombra têm geralmente densidade da madeira maior e acumulam mais biomassa em longo prazo (SHIMAMOTO *et al.*, 2014), mas também são menos tolerantes às alterações de luminosidade causadas pela exploração

(RODRIGUES *et al.*, 2019). Assim, indivíduos tolerantes à sombra foram menos abundantes nas áreas exploradas sendo um dos fatores que pode ter levado a menor BAS acumulada nas áreas com exploração.

Aqui, indivíduos de espécies que apresentam maior densidade da madeira e acumulam mais biomassa como *A. polyneuron* (0,71 g/cm<sup>3</sup>) foram substituídos por indivíduos de espécies como *G. integrifolia* (0,49 g/cm<sup>3</sup>), que acumulam menos biomassa. Além dessas duas espécies, que ocupam o estrato emergente, portanto, atingem grandes diâmetros, a abundância e ocorrência das espécies que permanecem em estratos menores também foi alterada. *T. claussoni* (catiguá) e *G. kunthiana* (marinheiro) espécies do sub-bosque e tolerantes à sombra, apresentam abundância muito menor nas áreas com exploração. Isso indica que o impacto da extração seletiva de madeira afeta também as espécies do sub-bosque, possivelmente devido às alterações de luminosidade causadas pelas clareiras resultantes da retirada de árvores grandes durante a exploração (RODRIGUES *et al.*, 2019). As espécies mais exigentes à sombra podem ter a sua regeneração comprometida passando a apresentar menor abundância em locais explorados. Por outro lado, espécies também tolerantes à sombra, mas que apresentam maior flexibilidade a alterações da intensidade luminosa tornam-se mais abundantes em áreas exploradas. Esse padrão pode ser reforçado pelo fato da *T. pallida* (catiguá), espécie que foi indicadora de ambientes explorados, ser mais adaptada a ambientes com maior intensidade luminosa do que *T. claussoni* (catiguá), a qual é menos tolerante a mudanças na interceptação de luz (HERTEL, 2014). Essas duas espécies pertencem à família Meliaceae, que também foi pouco abundante nas áreas com exploração em comparação às não exploradas. Portanto, a extração seletiva de madeira pode afetar não apenas os serviços ecossistêmicos através da retirada das espécies de madeira dura e a estrutura, como também a diversidade das florestas pode responder por mais de 45 anos (SHIMA *et al.*, 2018).

Existem dois fatores que precisam ser considerados aqui. Em primeiro lugar, neste estudo, não foi possível confirmar a quantidade de vezes que cada fragmento passou por exploração, portanto, também não é possível afirmar o quanto a intensidade da exploração está afetando ainda a BAS, densidade de indivíduos, grupos ecológicos e a composição de espécies das áreas exploradas em relação às não exploradas, que representam o padrão mais próximo para florestas maduras sem esse impacto. Sabe-se que a exploração intensa foi cessada ou reduzida há cerca de 40-50 anos. Florestas tropicais exploradas seletivamente em alta e baixa intensidade costumam apresentar respostas mais duradoras ou mais curtas aos

impactos da exploração dependendo do contexto da paisagem (GATTI *et al.*, 2014; SURENDRA; OSURI; RATNAM, 2021). Conseqüentemente, e em segundo lugar, o contexto da paisagem (altamente fragmentada) pode estar contribuindo com uma resposta mais duradoura aos efeitos negativos da exploração que podem permanecer afetando essas florestas por mais tempo, como sugerem estudos em outras florestas tropicais (BERENGUER *et al.*, 2014) e na própria Mata Atlântica (PYLES *et al.*, 2018).

Adicionalmente, outra espécie indicadora dos fragmentos sem exploração, *C. canjerana* (canjarana), que também pertence à família Meliaceae e foi comercialmente explorada na região contribuiu expressivamente menos (0,005%) com a BAS nos fragmentos com do que nos sem histórico de exploração (9%). Nem sempre as espécies que atingem grande porte e que contribuíram mais ou menos com a BAS através das parcelas foram indicadoras. Algumas espécies, como *A. polyneuron* (peroba-rosa) e *H. balansae* (alecrim-de-campinas) contribuíram mais com a BAS nas áreas sem exploração, mas não foram espécies indicadoras. Uma explicação para isso é que essas duas espécies foram bastante abundantes entre classes de tamanho menores nos fragmentos com exploração, especialmente para DAP  $\geq$  5-19,9 cm, apresentando, no total, abundância próxima a dos sem exploração (Apêndice 9). Isso sugere que elas podem atingir diâmetros maiores futuramente passando a contribuir, em longo prazo, com a BAS, como ocorre nos fragmentos sem exploração. Por outro lado, *C. canjerana* (canjarana) parece não apresentar a mesma facilidade para regeneração, quase não ocorrendo nas áreas com exploração e pode demorar mais para que indivíduos dessa espécie alcancem esse padrão. Assim, fatores relacionados às condições específicas de cada área explorada e das espécies colhidas podem afetar a dinâmica da regeneração e manutenção delas, até que alcancem diâmetros grandes nas próximas décadas. Assim, o reestabelecimento dessas espécies e o padrão do acúmulo da BAS próximo ao de antes da exploração (refletido aqui pelos fragmentos sem esse histórico) poderão ser confirmados apenas com o monitoramento em longo prazo.

Neste estudo, não só as diferenças encontradas entre os fragmentos com e sem exploração, mas também a semelhança que os explorados têm entre eles, em relação à composição de espécies, sugerem que os efeitos da extração seletiva de madeira na biodiversidade ainda permanecem após algumas décadas. Essa semelhança indica a expansão de uma ou algumas espécies em detrimento da regeneração de outras, processo observado, por exemplo, em florestas de araucária da Mata Atlântica que foram exploradas (LIEBSCH *et al.*,

2021). Isso pode afetar a riqueza das espécies vegetais e, conseqüentemente, os estoques de BAS e carbono dessas florestas por mais tempo (SHIMA *et al.*, 2018). O Brasil possui metas para cessar as emissões de gases do efeito estufa (GEE), principalmente do CO<sub>2</sub>, através da manutenção e conservação das florestas maduras e pela restauração de áreas completamente degradadas até 2030. No país, o desmatamento é a principal fonte das emissões de CO<sub>2</sub>, e, adicionalmente, a fragmentação e outras perturbações humanas, como a extração seletiva de madeira, têm contribuído expressivamente com o aumento dessas emissões (PÜTZ *et al.*, 2014; BERENQUER *et al.*, 2014). Os efeitos da extração seletiva de madeira podem ter impacto por décadas na dinâmica da vegetação das florestas tropicais, em diversos aspectos, incluindo os seus reservatórios de carbono (BOUSFIELD *et al.*, 2020).

As florestas tropicais remanescentes são ecossistemas de referência para metas em programas de restauração ecológica. Neste estudo, foi possível observar que florestas maduras sem histórico de extração seletiva de madeira apresentam árvores longevas de grandes diâmetros e madeira dura, que simbolizam a manutenção de ao menos metade do reservatório de carbono delas, armazenado em longo prazo (séculos). Esses imensos estoques de carbono podem, no entanto, estar comprometidos em florestas que passaram por extração seletiva de madeira por no mínimo 45 anos, principalmente, devido a mudanças na composição das espécies reduzindo a densidade de indivíduos de espécies de madeira dura com maior massa. Aparentemente, mesmo que os processos mais intensos da exploração tenham ocorrido há cerca de 40-50 anos, essas florestas seguem respondendo aos impactos dessa perturbação, levando à conclusão que eles podem ser mais duradouros do que o previsto. Assim, é preciso considerar, com ressalvas, florestas que passaram por extração seletiva de madeira como ecossistemas de referência em programas de restauração ecológica, bem como repensar medidas para conservar e manter os seus estoques de carbono e biodiversidade em longo prazo. Isso, até que possam voltar a apresentar os padrões esperados ou próximos para uma floresta madura da mesma região, aqui, como observado em florestas maduras sem exploração.

## 3.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, Luciana F.; VIEIRA, Simone A.; SCARANELLO, Marcos A.; CAMARGO, Plinio B.; SANTOS, Flavio A.M.; JOLY, Carlos A.; MARTINELLI, Luiz A.. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 5, p. 679-691, jul. 2010. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112710002926?via%3Dihub>. Acesso em: 20 fev. 2019.
- BACCINI, A.; WALKER, W.; CARVALHO, L.; FARINA, M.; SULLA-MENASHE, D.; HOUGHTON, R. A.. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230-234, 28 set. 2017. American Association for the Advancement of Science (AAAS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.aam5962>. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/358/6360/230>. Acesso em: 23 fev. 2021.
- BATES, Douglas; MÄCHLER, Martin; BOLKER, Ben; WALKER, Steve. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015. Foundation for Open Access Statistics. <http://dx.doi.org/10.18637/jss.v067.i01>. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/article/view/v067i01>. Acesso em: 08 jun. 2021.
- BERENGUER, Erika; FERREIRA, Joice; GARDNER, Toby Alan; ARAGÃO, Luiz Eduardo Oliveira Cruz; CAMARGO, Plínio Barbosa de; CERRI, Carlos Eduardo; DURIGAN, Mariana; OLIVEIRA, Raimundo Cosme de; VIEIRA, Ima Célia Guimarães; BARLOW, Jos. A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3713-3726, 28 maio 2014. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12627>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/gcb.12627>. Acesso em: 27 mar. 2021.
- BIANCHINI, Edmilson; GARCIA, Cristina C.; PIMENTA, José A.; TOREZAN, José M.D.. Slope variation and population structure of tree species from different ecological groups in South Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 3, p. 643-652, set. 2010. Fap UNIFESP (SciELO). DOI: <https://doi.org/10.1590/S0001-37652010000300012>. Disponível em: [https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0001-37652010000300012&script=sci\\_abstract](https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0001-37652010000300012&script=sci_abstract). Acesso em: 02 mar. 2021.
- BIANCHINI, Edmilson; POPOLO, Raquel Silveira; DIAS, Marilda Carvalho; PIMENTA, José Antonio. Diversidade e estrutura de espécies arbóreas em área alagável do município de Londrina, Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, n. 3, p. 405-419, set. 2003. Fap UNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-33062003000300008>. Disponível em: [https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0102-33062003000300008](https://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-33062003000300008). Acesso em: 26 mar. 2021.

- BONNELL, Tyler R.; REYNA-HURTADO, Rafael; CHAPMAN, Colin A.. Post-logging recovery time is longer than expected in an East African tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 4, p. 855-864, fev. 2011. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.12.016>. Disponível em: [https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811271000719X?casa\\_token=ujdDn04ss4YAAAAA:z4jl8BRiq2O\\_rxodQcSp8gEldLb9ZChqoHob5bSu8tBwOgbedi-RFTFaX7mSUOEG8D0sVuTiow](https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811271000719X?casa_token=ujdDn04ss4YAAAAA:z4jl8BRiq2O_rxodQcSp8gEldLb9ZChqoHob5bSu8tBwOgbedi-RFTFaX7mSUOEG8D0sVuTiow). Acesso em: 12 mar. 2020.
- BOUSFIELD, Christopher G.; CERULLO, Gianluca R.; MASSAM, Mike R.; EDWARDS, David P.. Protecting environmental and socio-economic values of selectively logged tropical forests in the Anthropocene. **Advances in Ecological Research**, p. 1-52, 2020. Elsevier. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.01.006>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065250420300064>. Acesso em: 12 mar. 2020.
- BRANDES, Arno Fritz das Neves; NOVELLO, Bruno Quiroga; DOMINGUES, Gustavo de Assis Forés; BARROS, Claudia Franca; TAMAIO, Neusa. Endangered species account for 10% of Brazil's documented timber trade. **Journal for Nature Conservation**, [S.L.], v. 55, p. 1-6, jun. 2020. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125821>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1617138120300674?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mar. 2021.
- CABRAL, Diogo de Carvalho; CESCO, Susana. Notas para uma história da exploração madeireira na Mata Atlântica do sul-sudeste. **Ambiente & Sociedade**, v. 11, n. 1, p. 33-48, jun. 2008. FapUNIFESP (SciELO). DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s1414-753x2008000100004>. Disponível em: [https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1414-753X2008000100004&script=sci\\_abstract&tlng=pt](https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1414-753X2008000100004&script=sci_abstract&tlng=pt). Acesso em: 20 nov. 2020.
- DUFRENE, Marc; LEGENDRE, Pierre. Species Assemblages and Indicator Species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, v. 67, n. 3, p. 345-366, ago. 1997. Wiley. <http://dx.doi.org/10.2307/2963459>. DOI: 10.2307/2963459. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/224434552\\_Species\\_Assemblages\\_and\\_Indicator\\_Species\\_The\\_Need\\_for\\_a\\_Flexible\\_Asymmetrical\\_Approach](https://www.researchgate.net/publication/224434552_Species_Assemblages_and_Indicator_Species_The_Need_for_a_Flexible_Asymmetrical_Approach). Acesso em: 15 jun. 2021.
- DURIGAN, Giselda; SIQUEIRA, Marinez F. de; FRANCO, Geraldo A. D. C.; CONTIERI, Wilson Aparecido. A flora arbustivo-arbórea do Médio Paranapanema: Base para a restauração dos ecossistemas naturais. In: BÔAS, Osmar Vilas; DURIGAN, Giselda (org.). **Pesquisas em Conservação e Recuperação Ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2004. p. 199-239.

- ELLIS, Peter W.; GOPALAKRISHNA, Trisha; GOODMAN, Rosa C.; PUTZ, Francis E.; ROOPSIND, Anand; UMUNAY, Peter M.; ZALMAN, Joey; ELLIS, Edward A.; MO, Karen; GREGOIRE, Timothy G.. Reduced-impact logging for climate change mitigation (RIL-C) can halve selective logging emissions from tropical forests. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 255-266, abr. 2019. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.004>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112718322126?via%3Dihub>. Acesso em: 27 mar. 2021.
- FOX, John; WEISBERG, Sanford. **An {R} Companion to Applied Regression**, Third Edition. Thousand Oaks, CA, 2019: Disponível em: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>. Acesso em: 15 nov. 2020.
- GATTI, Roberto Cazzolla; CASTALDI, Simona; LINDSELL, Jeremy A.; COOMES, David A.; MARCHETTI, Marco; MAESANO, Mauro; PAOLA, Arianna di; PAPARELLA, Francesco; VALENTINI, Riccardo. The impact of selective logging and clearcutting on forest structure, tree diversity and above-ground biomass of African tropical forests. **Ecological Research**, v. 30, n. 1, p. 119-132, 9 dez. 2014. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11284-014-1217-3>. Disponível em: <https://esj-journals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1007/s11284-014-1217-3>. Acesso em: 20 mar. 2020.
- GAUI, Tatiana Dias; COSTA, Flávia Regina Capellotto; SOUZA, Fernanda Coelho de; AMARAL, Márcio Rogério Mota; CARVALHO, Daniel Costa de; REIS, Francisco Quintiliano; HIGUCHI, Niro. Long-term effect of selective logging on floristic composition: a 25-year experiment in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 440, p. 258-266, maio 2019. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.033>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112718323272?via%3Dihub>. Acesso em: 12 jun. 2021.
- HERTEL, Mariana Fernandes. **Arquitetura de espécies de subosque de Meliaceae em Floresta Estacional Semidecidual Submontana do Sul do Brasil**. 2014. 62 f. Dissertação (Mestrado) – Curso Ciências Biológicas, Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.
- HU, Jing; HERBOHN, John; CHAZDON, Robin L.; BAYNES, Jack; VANCLAY, Jerome K.. Above-ground biomass recovery following logging and thinning over 46 years in an Australian tropical forest. **Science of the Total Environment**, v. 734, p. 1-9, set. 2020. Elsevier BV. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139098>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969720326152>. Acesso em: 12 mar. 2020.
- JOLY, Carlos A.; METZGER, Jean Paul; TABARELLI, Marcelo. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 10 set. 2014. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/nph.12989>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/nph.12989>. Acesso em: 12 jun. 2020.

- KAUSHAL, Siddhartha; BAISHYA, Ratul. Stand structure and species diversity regulate biomass carbon stock under major Central Himalayan forest types of India. **Ecological Processes**, v. 10, n. 1, p. 2-18, 20 fev. 2021. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1186/s13717-021-00283-8>. Disponível em: <https://ecologicalprocesses.springeropen.com/articles/10.1186/s13717-021-00283-8>. Acesso em: 15 mar. 2021.
- KLEIBER, Christian; ZEILEIS, Achim. **Applied Econometrics with R**. New York: Springer-Verlag Editora, 2008. *E-book*. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/AER/vignettes/AER.pdf>
- LAURANCE, W. F.; NASCIMENTO, H. E. M.; LAURANCE, S. G.; ANDRADE, A.; RIBEIRO, J. E. L. S.; GIRALDO, J. P.; LOVEJOY, T. E.; CONDIT, R.; CHAVE, J.; HARMS, K. E.. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of The National Academy of Sciences**, v. 103, n. 50, p. 19010-19014, 5 dez. 2006. Proceedings of the National Academy of Sciences. DOI: <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0609048103>.. Disponível em: <https://www.pnas.org/content/103/50/19010>. Acesso em: 23 fev. 2021.
- LIEBSCH, Dieter; VELAZCO, Santiago José Elías; MIKICH, Sandra Bos; MARQUES, Marcia C.M.; GALVÃO, Franklin. Effects of selective logging, fragmentation, and dominance of bamboos on the structure and diversity of Araucaria Forest fragments. **Forest Ecology And Management**, v. 487, p. 1-9, maio 2021. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118961>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112721000505?via%3Dihubx>. Acesso em: 12 jun. 2020.
- LIMA, Renato A. F. de; OLIVEIRA, Alexandre A.; PITTA, Gregory R.; GASPER, André L. de; VIBRANS, Alexander C.; CHAVE, Jérôme; STEEGE, Hans Ter; PRADO, Paulo I.. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1-16, dez. 2020. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-20217-w>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-020-20217-w.pdf?origin=ppub>. Acesso em: 26 mar. 2021.
- LINDENMAYER, David B.; LAURANCE, William F.. The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1434-1458, 7 jul. 2016. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12290>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/brv.12290>. Acesso em: 23 jun. 2020.
- LINDNER, André. Biomass storage and stand structure in a conservation unit in the Atlantic Rainforest—The role of big trees. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 12, p. 1769-1773, dez. 2010. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.07.017>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857410002259?via%3Dihub>. Acesso em: Acesso em: 10 dez. 2020.

- MAIOLI, Veronica; BELHARTE, Stefanie; KROPF, Marcela Stuker; CALLADO, Catia Henriques. Timber Exploitation in Colonial Brazil: a historical perspective of the atlantic forest. *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (Halac) Revista de La Solcha*, v. 10, n. 2, p. 46-73, 31 ago. 2020. *Historia Ambiental Latinoamericana y Caribena - HALAC*. DOI: <http://dx.doi.org/10.32991/2237-2717.2020v10i2.p74-101>. Disponível em: <https://www.halacsolcha.org/index.php/halac/article/view/422>. Acesso em: 26 mar. 2020.
- MAZEROLLE, Marc. **Making sense out of Akaike's Information Criterion (AIC): its use and interpretation in model selection and inference from ecological data**. 2004. 190 f. Tese (doutorado). Centre de recherche en biologie forestière, Pavillon Abitibi-Price, Faculté de Foresterie et de Géomatique, Université Laval, Québec, Québec, Canada. Disponível em: <http://www.theses.ulaval.ca/2004/21842.html>. Acesso em: 12 out. 2021.
- OKSANEN, Jari, F.; BLANCHET, Guillaume; FRIENDLY, Michael; KINDT, Roeland; LEGENDRE, Pierre; MCGLINN, MINCHIN, Dan; Peter R.; O'HARA, R. B.; SIMPSON, Gavin L.; SOLYMOS, Peter; STEVENS, M. Henry H.; SZOECS, Eduard; WAGNER, Helene. vegan: **Community Ecology Package**. Disponível em: R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>. Acesso em: 20 ago. 2020.
- OSAZUWA-PETERS, Oyomoare L.; CHAPMAN, Colin A.; ZANNE, Amy E.. Selective logging: does the imprint remain on tree structure and composition after 45 years?. **Conservation Physiology**, v. 3, n. 1, p. 1-11, 2015. Oxford University Press (OUP). <http://dx.doi.org/10.1093/conphys/cov012>. Disponível em: <https://academic.oup.com/conphys/article/3/1/cov012/2571233>. Acesso em: 20 fev. 2021.
- PEARSON, Timothy R H; BROWN, Sandra; CASARIM, Felipe M. Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 3, p. 1-11, 1 mar. 2014. IOP Publishing. DOI: <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/3/034017>. Disponível em: <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/9/3/034017/meta>. Acesso em: 27 mar. 2021.
- PHILLIPS, Oliver L.; SULLIVAN, Martin J. P.; BAKER, Tim R.; MENDOZA, Abel Montegudo; VARGAS, Percy Núñez; VÁSQUEZ, Rodolfo. Species Matter: wood density influences tropical forest biomass at multiple scales. **Surveys In Geophysics**, v. 40, n. 4, p. 913-935, 3 jun. 2019. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s10712-019-09540-0>.
- PINHO, Bruno X.; PERES, Carlos A.; LEAL, Inara R.; TABARELLI, Marcelo. Critical role and collapse of tropical mega-trees: a key global resource. **Advances in Ecological Research**, p. 253-294, 2020. Elsevier. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.01.009>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S006525042030009X>. Acesso em: 20 mar. 2021.

- POORTER, L.; SANDE, M. T. van Der; THOMPSON, J.; ARETS, E. J. M. M.; ALARCÓN, A.; ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, J.; ASCARRUNZ, N.; BALVANERA, P.; BARAJAS-GUZMÁN, G.; BOIT, A.. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 11, p. 1314-1328, 8 set. 2015. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12364>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/geb.12364>. Acesso em: 05 nov. 2020.
- PYLES, Marcela V.; PRADO-JUNIOR, Jamir A.; MAGNAGO, Luiz F. S.; PAULA, Alessandro de; MEIRA-NETO, João A. A.. Loss of biodiversity and shifts in aboveground biomass drivers in tropical rainforests with different disturbance histories. **Biodiversity and Conservation**, v. 27, n. 12, p. 3215-3231, 27 jul. 2018. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-018-1598-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10531-018-1598-7>. Acesso em: 27 mar. 2021.
- ROBERTS, David W.. labdsv: **Ordination and Multivariate Analysis for Ecology**, 2019. *E-book*. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/labdsv/labdsv.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2021.
- RODRIGUES, Diego Resende; BOVOLENTA, Yves Rafael; PIMENTA, José Antonio; BIANCHINI, Edmilson. Selective logging alters allometric relationships of five tropical tree species in seasonal semi-deciduous forests. **Journal of Forestry Research**, v. 30, n. 5, p. 1633-1639, 19 maio 2018. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11676-018-0705-7>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-018-0705-7#citeas>. Acesso em: 15 mar. 2020.
- SHIMA, Ken; YAMADA, Toshihiro; OKUDA, Toshinori; FLETCHER, Christine; KASSIM, Abdul Rahman. Dynamics of Tree Species Diversity in Unlogged and Selectively Logged Malaysian Forests. *Scientific Reports*, v. 8, n. 1, p. 1-8, 18 jan. 2018. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-19250-z>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-018-19250-z>. Acesso em: 12 jun. 2020.
- SILVA, F. das Chagas e; SOARES-SILVA, L. H.. ARBOREAL FLORA OF THE GODOY FOREST STATE PARK, LONDRINA, PR. BRAZIL. **Edinburgh Journal Of Botany**, v. 57, n. 1, p. 107-120, mar. 2000. Cambridge University Press (CUP). DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/s096042860000007x>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/edinburgh-journal-of-botany/article/abs/arboREAL-flora-of-the-godoy-forest-state-park-londrina-pr-brazil/AEF703FE9360C8041C79FB908C06CB35>. Acesso em: 26 mar. 2021.
- SIST, Plinio; MAZZEI, Lucas; BLANC, Lilian; RUTISHAUSER, Ervan. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 103-109, abr. 2014. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112714000073?via%3Dihub>. Acesso em: 26 mar. 2021.

- SLIK, J. W. Ferry; PAOLI, Gary; MCGUIRE, Krista; AMARAL, Ieda; BARROSO, Jorcely; BASTIAN, Meredith; BLANC, Lilian; BONGERS, Frans; BOUNDJA, Patrick; CLARK, Connie. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 12, p. 1261-1271, 9 jul. 2013. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12092>. . Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/geb.12092>. Acesso em: 02 fev. 2021.
- SURENDRA, Akshay; OSURI, Anand M.; RATNAM, Jayashree. Varying impacts of logging frequency on tree communities and carbon storage across evergreen and deciduous tropical forests in the Andaman Islands, India. **Forest Ecology and Management**, [S.L.], v. 481, p. 118791, fev. 2021. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118791>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112720315607>. Acesso em: 12 jun. 2021.
- VENABLES, W.N.; RIPLEY, B.D. **Modern Applied Statistics with S**. New Work: Springer Editora, 2002. *E-book*. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2F978-0-387-21706-2.pdf>
- VILLELA, Dora Maria; NASCIMENTO, Marcelo T.; ARAGAO, Luiz Eduardo O. C.; GAMA, Deborah M. da. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 506-516, mar. 2006. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x>. Acesso em: 12 jun. 2020.
- WRIGHT, S. Joseph; MULLER-LANDAU, Helene C.; CONDIT, Richard; HUBBELL, Stephen P. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3174-3185, dez. 2003. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/02-0038>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/02-0038>. Acesso em: 02 fev. 2019.
- ZUUR, A.F.; IENO, E. N.; WALKER, J. N.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, M. G.. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R, Statistics for Biology and Health**. New Work: Springer, 2009. *E-book*. DOI:10.1007/978-0-387-87458-6 2. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-0-387-87458-6>. Acesso em: 10 jun. 2021

#### 4 INFLUÊNCIA DO TAMANHO DOS FRAGMENTOS FLORESTAIS E DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL NA BIOMASSA ACIMA DO SOLO

##### RESUMO

As florestas tropicais têm apresentado perdas adicionais de carbono, além do desmatamento, devido aos diversos efeitos da fragmentação de habitat, que alteram o tamanho e o formato dos remanescentes florestais, conduzindo a efeito de borda mais intensos. Em fragmentos menores, esses efeitos podem atingir até o interior dessas florestas. Adicionalmente, a maior parte dos fragmentos florestais da Mata Atlântica está fora de áreas de proteção, sendo submetidos frequentemente aos diversos impactos da ação humana, que interferem na dinâmica da biomassa acima do solo (BAS). O objetivo deste capítulo foi quantificar a BAS no interior de fragmentos florestais, que representam um gradiente de tamanhos (34-670 ha), e investigar o papel das Unidades de Conservação em relação a áreas de Reserva Legal, inseridas em propriedades privadas, no armazenamento e perdas da BAS pela mortalidade. Para as estimativas da BAS foram inventariados, em todos os fragmentos florestais (n=6), os indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) com DAP (diâmetro medido a 1,30 m do nível do solo)  $\geq 5$  cm. O tamanho e a categoria dos fragmentos florestais, juntos, afetaram o armazenamento da BAS. Fragmentos florestais pequenos e médios (34-122 ha) apresentaram menos BAS. O efeito do tamanho na redução da BAS, no entanto, foi mais forte para as áreas médias inseridas em Reserva Legal. As áreas inseridas em Reserva Legal também apresentaram menos BAS para as árvores grandes (DAP  $\geq 50$  cm), essa redução foi associada com o tamanho e categoria. De modo que áreas inseridas em Unidades de Conservação, independentemente do tamanho, apresentaram mais BAS nas árvores grandes. Aqui, o tamanho dos fragmentos também teve influência no acúmulo da BAS em resposta às taxas de mortalidade. Fragmentos florestais menores acumularam menos BAS em resposta às taxas de mortalidade. A conservação dos fragmentos florestais tem um papel extremamente relevante na manutenção dos estoques de carbono da Mata Atlântica, podendo protegê-los de perdas adicionais de BAS, até mesmo em paisagens altamente fragmentadas como a do presente estudo.

**Palavras-chave:** estoques e perdas de carbono; conservação; Mata Atlântica; fragmentação de habitat; acúmulo de biomassa; mortalidade.

## 4.1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais têm sido desmatadas de forma ampla em todo o mundo, por consequência os fragmentos remanescentes vêm sofrendo perdas constantes de biomassa e biodiversidade, e, devido à escassez de dados, quantificar essas perdas tem sido um desafio (LIMA *et al.*, 2020; MAIA *et al.*, 2020). O histórico de fragmentação e perturbação de origem humana da Mata Atlântica é mais antigo do que o da maioria das florestas tropicais do mundo (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014), a heterogeneidade da matriz, o tamanho e formato dos fragmentos florestais que existem hoje podem influenciar na dinâmica dos estoques de carbono e biodiversidade (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014; LIMA *et al.*, 2020; D'ALBERTAS *et al.*, 2017; MELITO *et al.*, 2021). O tamanho dos fragmentos florestais apresenta, geralmente, uma relação negativa com o armazenamento de biomassa acima do solo (BAS), devido a fragmentos menores perderem mais biomassa por consequência dos efeitos de borda e mortalidade (SOONG *et al.*, 2020). Espera-se, assim, que no interior dos fragmentos, mesmo os menores, os valores de BAS sejam maiores do que nas bordas (D'ALBERTAS *et al.*, 2017).

Até 80% dos fragmentos da Mata Atlântica apresentam área menor do que 50 ha e o Brasil possui poucas florestas maduras sob proteção legal (RIBEIRO *et al.*, 2009). No entanto, mesmo em áreas protegidas legalmente (Áreas de Proteção Ambiental) onde o manejo é permitido, os estoques de biomassa e a biodiversidade podem ser afetados (LIMA *et al.*, 2020). O registro de menores estoques de carbono em fragmentos pequenos também tem sido frequentemente destacado na Mata Atlântica, especialmente para árvores grandes (D'ALBERTAS *et al.*, 2017). Porém, esses efeitos do tamanho podem ser intensificados pelo histórico de perturbações antrópicas, influência do tipo de matriz agrícola e manejo das áreas (LIMA *et al.*, 2020; MELITO *et al.*, 2021). Embora os efeitos da fragmentação da Mata Atlântica nos estoques de carbono tenham sido bastante documentados durante as últimas décadas (LIMA *et al.*, 2020), a abrangência entre as suas fitofisionomias é restrita, e, para a Floresta Estacional Semidecidual, especificamente, ainda existem muitas lacunas em relação à dinâmica do carbono a serem preenchidas (MAIA *et al.*, 2021).

De modo geral, as Unidades de Conservação apresentam maiores estoques de BAS, devido a essas áreas estarem mais protegidas da ação humana, principal motor das perdas de carbono atualmente. No entanto, poucos estudos de estimativas da BAS têm comparado áreas de proteção e áreas em propriedades privadas que estão mais susceptíveis a impactos

humanos, resultados que englobem essas diferenças podem ajudar a entender os impactos da presença humana nas perdas e no armazenamento de carbono das florestas (LIMA *et al.*, 2020; MELITO *et al.*, 2021). Neste capítulo, foi avaliado como o tamanho dos fragmentos florestais afeta a BAS estocada no interior das áreas e o papel das Unidades de Conservação (Parques Estaduais) na manutenção da BAS, em relação a fragmentos florestais inseridos em propriedades privadas (Reserva Legal).

Dessa forma, esse capítulo foi direcionado a responder às seguintes perguntas: *i)* fragmentos florestais menores acumulam menos biomassa acima do solo (BAS) mesmo no interior isolando os 100 m do efeito de borda? *ii)* a biomassa armazenada nas árvores de grande porte ( $DAP \geq 50$  cm) é menor, mesmo no interior de fragmentos florestais menores? *iii)* fragmentos florestais inseridos em unidades de conservação são mais eficazes na conservação da BAS? *iv)* fragmentos menores e menos protegidos têm maiores perdas de biomassa devido a taxas de mortalidade maiores?

#### 4.1.1 Objetivos

- (iv) Avaliar a influência do tamanho dos fragmentos florestais na manutenção e quantidade da BAS na Floresta Estacional Semidecidual.
- (v) Avaliar o papel das Unidades de Conservação no armazenamento e manutenção dos estoques de carbono da Floresta Estacional Semidecidual.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo, foram avaliados seis fragmentos florestais (SAN, IBI, CGH, ALV, BUL e PEMG) que representam um gradiente de tamanhos (34 ha, 103 ha, 108 ha, 122 ha, 288 ha e 670 ha), respectivamente.

*Taxas de mortalidade e acúmulo da biomassa acima do solo:* Para cada fragmento florestal, a taxa de mortalidade dos indivíduos lenhosos com  $DAP \geq 5$  cm foi estimada, por parcela, usando estimadores de mortalidade instantâneos obtidos pelo número inicial, o número de sobreviventes, o número de árvores mortas em cada parcela e o tempo entre os dois recenseamentos:

**Equação 4:**  $\lambda m = \frac{\log\left(\frac{N_0}{N_s}\right)}{t}$ , com  $N_s = N_0 - N_m$

Onde  $N_s$  é o número de sobreviventes por parcela,  $N_0$  é o número inicial de árvores,  $N_m$  é o número de árvores mortas por parcela e  $t$  é o tempo em anos entre os dois censos (GRAU *et al.*, 2017; SOONG *et al.*, 2020).

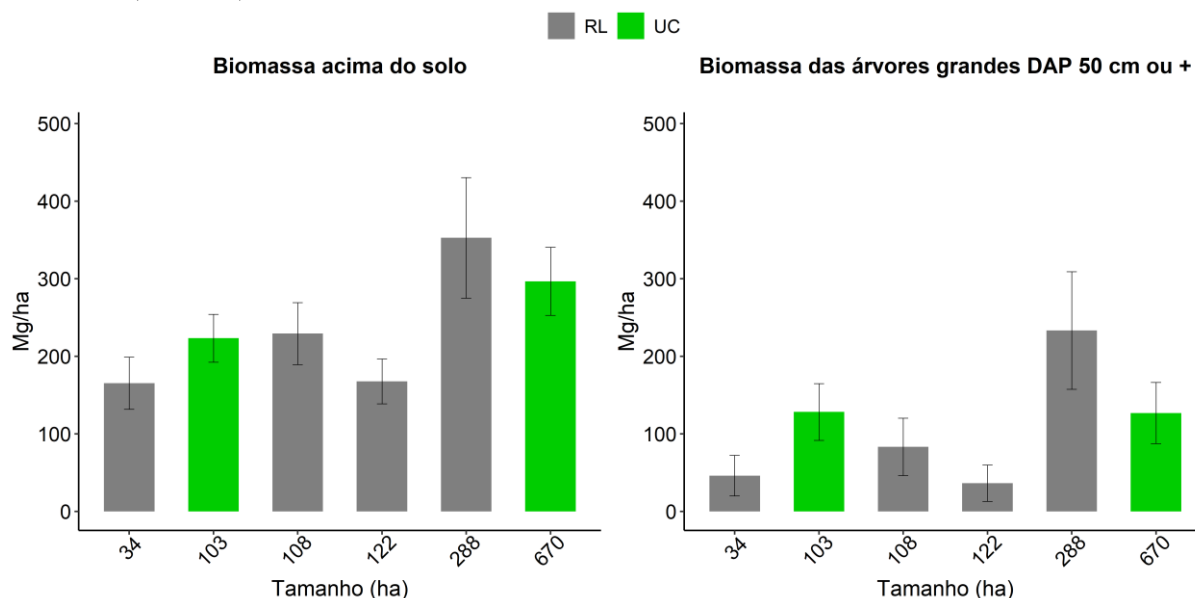
A taxa de acúmulo da BAS foi calculada por parcela ( $BAS_{\text{final}} - BAS_{\text{inicial}} / t$ ) através dos fragmentos, onde  $t$  é o tempo em anos entre os dois censos.

*Análise dos dados:* Para analisar a influência do tamanho dos fragmentos florestais e da categoria (Unidade de Conservação ou Reserva Legal) nos estoques da BAS, na BAS armazenada nas árvores grandes e a resposta do acúmulo da BAS em relação à taxa de mortalidade foram adaptados modelos lineares generalizados (GLM). Para analisar a influência do tamanho dos fragmentos florestais (ha) e da categoria na BAS e no armazenamento da BAS nas árvores grandes (variáveis respostas) foram produzidos modelos gerais considerando o tamanho dos fragmentos com interação com a categoria. Para avaliar o acúmulo da BAS (variável resposta) em relação ao tamanho dos fragmentos e a taxa de mortalidade foi produzido um modelo incluindo o acúmulo da BAS (variável resposta), a mortalidade com interação com o tamanho e categoria. Em todos os modelos foi usada a distribuição de erros de Gaussian, recomendada para variáveis contínuas (ZUUR *et al.*, 2009). Todas as análises foram conduzidas no programa R versão 4.0.3. Para produção dos modelos lineares generalizados foi usado o comando *glm* do pacote *MASS* (VENABLES; RIPLEY, 2002).

#### 4.3 RESULTADOS

O tamanho dos fragmentos florestais e a categoria em associação tiveram influência no armazenamento da BAS total (Tabela 5). Os fragmentos menores e que estão fora de UC apresentaram, no geral, menor BAS (Figura 7). Para a BAS das árvores grandes o tamanho como a categoria afetaram juntos e separadamente a BAS (Tabela 5). Os fragmentos inseridos em UC, mesmo menores como IBI (103 ha), apresentaram mais BAS para as árvores grandes do que os inseridos em áreas de RL (Figura 7).

**Figura 7** – Biomassa acima do solo (BAS; DAP  $\geq$  5 cm) e das árvores grandes (DAP  $\geq$  50 cm) em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil, com diferentes tamanhos (34-670 ha) e em fragmentos florestais inseridos em Unidades de Conservação (n=2) e em áreas de Reserva Legal (n=4). As barras pretas verticais representam o erro padrão da média (IC:95%).

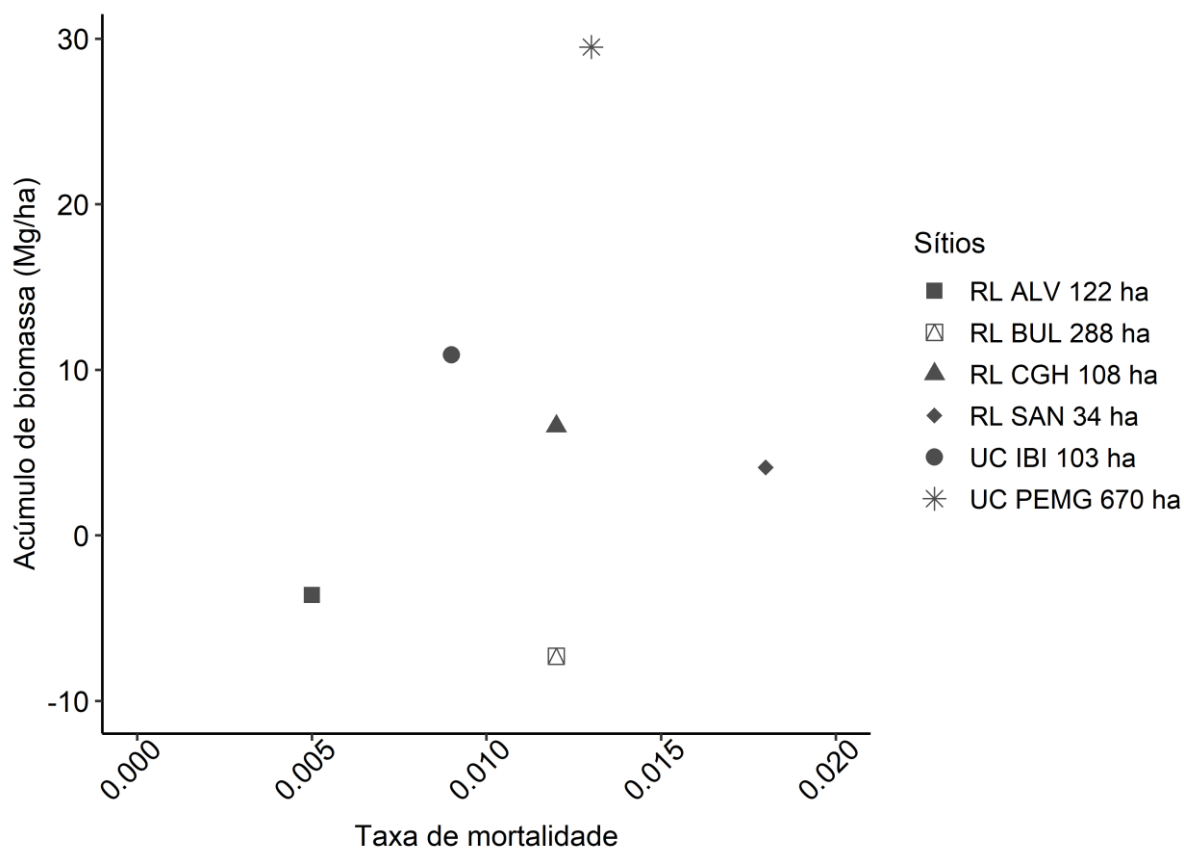


**Tabela 5** – Influência do tamanho (6 fragmentos; 34-670 ha) e da categoria, Unidades de Conservação (UC; n=2) e áreas de Reserva Legal (RL; n=4) na biomassa acima do solo (BAS; DAP  $\geq$  5 cm) e BAS das árvores grandes (DAP  $\geq$  50 cm) em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil.

<b>Total</b>	<i>Estimate</i>	<b>Erro padrão</b>	<i>t - valor</i>	<i>p-valor</i>
<b>Biomassa acima do solo (Mg/ha)</b>				
Tamanho (ha)	0.8	0.2	3.1	<b>0.003</b>
Categoria	85.9	67.9	1.3	0.21
Tamanho (ha) : Categoria	-0.6	0.3	-2.3	<b>0.02</b>
<b>Árvores grandes (DAP <math>\geq</math> 50 cm)</b>				
<b>Biomassa acima do solo (Mg/ha)</b>				
Tamanho (ha)	0.8	0.2	3.4	<b>0.001</b>
Categoria	137.2	64.7	2.1	<b>0.04</b>
Tamanho (ha) : Categoria	-0.8	0.3	-3.1	<b>0.003</b>

O acúmulo da BAS teve uma relação com o aumento da taxa de mortalidade apenas com o tamanho dos fragmentos florestais (GLM;  $p = 0,04$ ; Figura 8), mas não foi influenciado pela categoria (Apêndice 10). Quando as taxas de mortalidade foram altas, nos fragmentos florestais maiores, como PEMG, o acúmulo da BAS também foi mais alto para o mesmo período (Figura 8).

**Figura 8** – Acúmulo de biomassa acima do solo (BAS) em relação às taxas de mortalidade em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil representando um gradiente de tamanhos (34-670 ha) inseridos em Unidades de Conservação (UC; n = 2) e áreas de Reserva Legal (RL; n = 4).



#### 4.4 DISCUSSÃO

As florestas menos expostas às ações humanas têm mais eficiência na manutenção da BAS (LIMA *et al.*, 2020; MELITO *et al.*, 2021). Mesmo florestas pequenas (de 30 a 100 ha) quando estão menos submetidas às ações antrópicas podem manter valores altos de BAS (ZITER *et al.*, 2013). Neste capítulo, foi mostrada a relevância não apenas do tamanho dos fragmentos florestais, mas também a importância das Unidades de Conservação para BAS. Essa importância foi relacionada, principalmente, com o fato das Unidades de Conservação apresentarem maior BAS em árvores de grande porte ( $DAP \geq 50$  cm), mais longevas e que acumulam mais BAS em longo prazo (KÖRNER, 2017). Adicionalmente, florestas maiores e inseridas em Unidades de Conservação parecem responder de forma mais eficiente ao aumento da mortalidade, acumulando mais BAS em períodos onde as perdas pela mortalidade são altas.

Neste estudo, como em outros estudos na Mata Atlântica (PÜTZ *et al.*, 2014; MAGNAGO *et al.*, 2017; MELITO *et al.*, 2021) e em florestas subtropicais (MA *et al.*, 2017) foi observada influência do tamanho dos fragmentos florestais no armazenamento da BAS. A BAS geralmente é maior em fragmentos florestais maiores (PÜTZ *et al.*, 2014). Essa relação pode estar associada aos efeitos de borda, que podem afetar a BAS dos fragmentos florestais pequenos até mesmo no interior (D'ALBERTAS *et al.*, 2017; MAGNAGO *et al.*, 2017; MELITO *et al.*, 2021), onde ela costuma ser maior. Fragmentos florestais pequenos também podem apresentar mais indivíduos de espécies pioneiras de crescimento rápido, o que pode refletir em valores menores para BAS (MA *et al.*, 2017). Além disso, a Mata Atlântica tem um histórico de perturbação humana antigo (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014), o que pode intensificar os efeitos de borda em florestas muito pequenas, de maneira que esses efeitos penetram mais para o interior dos fragmentos, afetando, assim, a BAS (D'ALBERTAS *et al.*, 2017; MAGNAGO *et al.*, 2017).

Os fragmentos pequenos, e que estão fora de Unidades de Conservação, aqui, os inseridos em Reserva Legal, apresentam menos BAS para as árvores grandes. A categoria dos fragmentos também afeta a BAS das árvores de grande porte junto com o tamanho do fragmento. Fragmentos médios (com 100 ha), como o IBI, que está inserido em Unidade de Conservação, mesmo sendo uma área que passou por extração seletiva de madeira na década de 1970 apresenta BAS para árvores grandes similar a do PEMG (Unidade de Conservação com 670 ha). Nas áreas inseridas em Reserva Legal, no entanto, isso não ocorre. Isso sugere que a conservação dos fragmentos florestais é de extrema relevância para manutenção da BAS das árvores grandes, que acumulam ao menos metade da BAS total em áreas maiores, mas também em áreas médias, mas protegidas (D'ALBERTAS *et al.*, 2017; MELITO *et al.*, 2021). Aqui, adicionalmente, as amostragens foram realizadas no interior dos fragmentos florestais onde as árvores grandes podem estar mais protegidas (D'ALBERTAS *et al.*, 2017), na borda dos fragmentos elas podem ocorrer em menor abundância afetando a BAS (D'ALBERTAS *et al.*, 2017).

No geral, as áreas inseridas em Unidades de Conservação apresentaram mais BAS e mais BAS nas árvores grandes. O papel relevante das Unidades de Conservação na manutenção dos estoques de carbono e da biodiversidade também tem sido destacado em outros estudos (RIBEIRO *et al.*, 2009; SCHARLEMANN *et al.*, 2010; LIMA *et al.*, 2020). Além disso, as perdas de BAS costumam ser menores dentro de Unidades de conservação,

principalmente em áreas grandes em relação a áreas dentro de terras privadas e menores, porque elas estão menos expostas às ações humanas que afetam diretamente a BAS (i.e. extração seletiva de madeira, incêndios; LIMA *et al.*, 2020). Aqui, os fragmentos médios e pequenos apresentaram resposta mais lenta ao aumento da mortalidade dos indivíduos, enquanto o PEMG (670 ha), maior fragmento avaliado, aumentou o acúmulo da BAS em relação às taxas de mortalidade para o mesmo período. Embora a categoria do fragmento não tenha apresentado relação entre taxa de mortalidade e acúmulo da BAS, florestas tropicais menos perturbadas apresentam menores taxas de mortalidade, mas também um aumento da produtividade, ganho em crescimento e biomassa em resposta às taxas de mortalidade (GRAU *et al.*, 2017). É importante ressaltar que seguindo ao PEMG o IBI, que também é uma Unidade de Conservação, foi a área que mais aumentou BAS em relação às taxas de mortalidade também. Os resultados mostrados aqui para as taxas de mortalidade foram analisados para um período curto de tempo (de 2 a 3 anos), quando pensamos na dinâmica florestal. Devem ser, portanto, observados com cautela. Outros efeitos podem estar relacionados às taxas de mortalidade e produtividade, e, conseqüentemente às respostas desses fragmentos florestais. Tanto o PEMG quanto IBI são áreas que, além do seu tamanho, apresentam mais áreas de capoeiras e em restauração ao redor, que os protegem mais, em comparação às outras áreas avaliadas aqui, o que pode estar também influenciando as respostas do acúmulo da BAS em relação a mortalidade (MELITO *et al.*, 2021).

A influência do tamanho dos fragmentos florestais na BAS e o papel das Unidades de Conservação na manutenção dela podem contribuir com previsões futuras de perdas e no monitoramento do carbono em escala local. O Brasil possui metas para cessar o desmatamento, que é a principal fonte de emissões de gases do efeito estufa, até 2030. Um dos pontos chave para conseguir atingir essas metas é ampliar as informações em relação aos reservatórios de carbono existentes, contabilizando as perdas devido ao processo de fragmentação (PÜTZ *et al.*, 2014; D'ALBERTAS *et al.*, 2017). Perdas de carbono têm sido registradas em florestas secas brasileiras como a Floresta Estacional Semidecidual devido a alterações na dinâmica da vegetação somada a fatores abióticos (MAIA *et al.*, 2020). As florestas não amazônicas, especialmente as secas, têm recebido pouca atenção em relação a estimativas da BA, mas elas podem armazenar quantidades consideráveis de carbono em sua biomassa (MAIA *et al.*, 2020).

As futuras perdas e emissões de CO<sub>2</sub> por conta dos efeitos da fragmentação que

ameaça os estoques de carbono dessas florestas podem ter bastante relevância no cenário de mudanças climáticas na escala local. Adicionalmente, aproximadamente 80% dos remanescentes da Mata Atlântica apresenta mais de 50 ha (RIBEIRO *et al.*, 2009), mas juntos, são de extrema importância para o armazenamento do carbono, contabilizando reservatórios altos. Dessa forma, a conservação de fragmentos florestais médios e grandes de florestas maduras é essencial, conseqüentemente, a importância dessas florestas no armazenamento de carbono precisa ser mais considerada e monitorada.

#### 4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARCANJO, Fátima Aparecida; TAGLIANETTI, Ellen; TOREZAN, José Marcelo Domingues. BIG TREES, BIG FALL: large-diameter trees and the fate of carbon stocks in atlantic forest remnants. **Oecologia Australis**, v. 24, n. 02, p. 438-447, 15 jun. 2020. *Oecologia Australis*. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2020.2402.14>.
- BATES, Douglas; MÄCHLER, Martin; BOLKER, Ben; WALKER, Steve. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. **Journal of Statistical Software**, v. 67, n. 1, p. 1-48, 2015. Foundation for Open Access Statistics. <http://dx.doi.org/10.18637/jss.v067.i01>. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/article/view/v067i01>. Acesso em: 08 jun. 2021.
- D'ALBERTAS, Francisco; COSTA, Karine; ROMITELLI, Isabella; BARBOSA, Jomar Magalhães; VIEIRA, Simone Aparecida; METZGER, Jean Paul. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 57-65, jan. 2018. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.042>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112717303845#:~:text=We%20found%20no%20significant%20effects,such%20as%20the%20Amazonian%20forest>. Acesso em: 20 dez. 2018.
- FOX, John; WEISBERG, Sanford. An {R} **Companion to Applied Regression**, Third Edition. Thousand Oaks, CA, 2019: Disponível em: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>. Acesso em: 15 nov. 2020.
- GRAU, Oriol; PEÑUELAS, Josep; FERRY, Bruno; FREYCON, Vincent; BLANC, Lilian; DESPREZ, Mathilde; BARALOTO, Christopher; CHAVE, Jérôme; DESCROIX, Laurent; DOURDAIN, Aurélie. Nutrient-cycling mechanisms other than the direct absorption from soil may control forest structure and dynamics in poor Amazonian soils. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-11, 23 mar. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/srep45017>.

- JOLY, Carlos A.; METZGER, Jean Paul; TABARELLI, Marcelo. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, v. 204, n. 3, p. 459-473, 10 set. 2014. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/nph.12989>. Disponível em: <https://nph.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/nph.12989>. Acesso em: 12 jun. 2020.
- KÖRNER, Christian. A matter of tree longevity: tree longevity rather than growth rate controls the carbon capital of forests. **Science**, Basel, v. 355, n. 6321, p. 130-131, 13 jan. 2017. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/355/6321/130>. Acesso em: 23 maio 2021.
- LIMA, Renato A. F. de; OLIVEIRA, Alexandre A.; PITTA, Gregory R.; GASPER, André L. de; VIBRANS, Alexander C.; CHAVE, Jérôme; STEEGE, Hans Ter; PRADO, Paulo I. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, p. 1-16, dez. 2020. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-20217-w>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41467-020-20217-w.pdf?origin=ppub>. Acesso em: 26 mar. 2021.
- MA, Lei; SHEN, Chunyu; LOU, Duo; FU, Shenglei; GUAN, Dongsheng. Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1-8, 13 out. 2017. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-13598-4>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41598-017-13598-4#citeas>. Acesso em: 15 jun. 2021.
- MAIA, Vinícius Andrade; SANTOS, Alisson Borges Miranda; AGUIAR-CAMPOS, Natália de; SOUZA, Cléber Rodrigo de; OLIVEIRA, Matheus Coutinho Freitas de; COELHO, Polyanne Aparecida; MOREL, Jean Daniel; COSTA, Lauana Silva da; FARRAPO, Camila Laís; FAGUNDES, Nathalle Cristine Alencar. The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. **Science Advances**, v. 6, n. 51, p. 1-11, dez. 2020. American Association for the Advancement of Science (AAAS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.abd4548>. Disponível em: <https://advances.sciencemag.org/content/6/51/eabd45487>. Acesso em: 23 jun. 2020.
- MAGNAGO, Luiz Fernando Silva; MAGRACH, Ainhoa; BARLOW, Jos; SCHAEFER, Carlos Ernesto Goncalves Reynaud; LAURANCE, William F.; MARTINS, Sebastião Venâncio; EDWARDS, David P.. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, v. 31, n. 2, p. 542-552, 26 set. 2016. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.12752>. Disponível em: <https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/1365-2435.12752>. Acesso em: 08 maio 2021.
- MELITO, Melina; METZGER, Jean Paul; OLIVEIRA, Alexandre A. de. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: a conceptual framework. **Global Change Biology**, v. 24, n. 2, p. 597-607, 27 nov. 2017. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13970>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.13970>. Acesso em 15 mar. 2019.

- PÜTZ, S., GROENEVELD, J., HENLE, K. et al. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, v. 5, n. out. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms6037>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms6037>. Acesso em: 05 mar. 2019.
- SOONG, Jennifer L.; JANSSENS, Ivan A.; GRAU, Oriol; MARGALEF, Olga; STAHL, Clément; VAN LANGENHOVE, Leandro; URBINA, Ifigenia; CHAVE, Jerome; DOURDAIN, Aurelie; FERRY, Bruno. Soil properties explain tree growth and mortality, but not biomass, across phosphorus-depleted tropical forests. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-13, 10 fev. 2020. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-58913-8>.
- RIBEIRO, Milton Cezar; METZGER, Jean Paul; MARTENSEN, Alexandre Camargo; PONZONI, Flávio Jorge; HIROTA, Márcia Makiko. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320709000974>
- SCHARLEMANN, Jörn P. W.; KAPOS, Valerie; CAMPBELL, Alison; LYSENKO, Igor; BURGESS, Neil D.; HANSEN, Matthew C.; GIBBS, Holly K.; DICKSON, Barney; MILES, Lera. Securing tropical forest carbon: the contribution of protected areas to redd. **Oryx**, [S.L.], v. 44, n. 3, p. 352-357, jul. 2010. Cambridge University Press (CUP). <http://dx.doi.org/10.1017/s0030605310000542>. Disponível em: <https://www.cambridge.org/core/journals/oryx/article/securing-tropical-forest-carbon-the-contribution-of-protected-areas-to-redd/91BBF765245387A97930DBDC9355D0BA>. Acesso em: 12 jun. 2021.
- VENABLES, W.N.; RIPLEY, B.D. **Modern Applied Statistics with S**. New Work: Springer Editora, 2002. *E-book*. Disponível em: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2F978-0-387-21706-2.pdf>
- ZITER, Carly; BENNETT, Elena M.; GONZALEZ, Andrew. Functional diversity and management mediate aboveground carbon stocks in small forest fragments. **Ecosphere**, v. 4, n. 7, p. 1-21, jul. 2013. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/es13-00135.1>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1890/ES13-00135.1>. Acesso em: 26 jun. 2021.
- ZUUR, A.F.; IENO, E. N.; WALKER, J. N.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, M. G.. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R, Statistics for Biology and Health**. New Work: Springer, 2009. *E-book*. DOI:10.1007/978-0-387-87458-6 2. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-0-387-87458-6>. Acesso em: 20 mar. 2019.

## 5 CAPÍTULO 3: ÁRVORES GRANDES, GRANDES QUEDAS: ÁRVORES DE GRANDES DIÂMETROS E O DESTINO DOS ESTOQUES DE CARBONO EM REMANESCENTES DA MATA ATLÂNTICA

### RESUMO

As árvores grandes (com diâmetro  $\geq 50$  cm) são conhecidas por serem mais susceptíveis ao estresse e o declínio delas tem sido registrado como uma causa importante das perdas de carbono, associada com a degradação das florestas tropicais. Neste capítulo, foi investigado ao longo de um gradiente borda-interior (0-250 m) a distribuição, biomassa e indicadores de saúde (troncos e ramos quebrados, morte parcial da copa, infecção por fungo, cupins e infestação por lianas) de árvores grandes vivas e mortas em pé (AGs; diâmetro  $\geq 50$  cm), em cinco fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual (34-670 ha) do norte do Paraná, Brasil. Nos cinco fragmentos florestais, foram amostradas 118 árvores vivas, onde a biomassa acima do solo (BAS) variou de 22 a 78 Mg/ha, a abundância de árvores vivas variou de 8 a 25.6 árvores/ha e a de árvores mortas em pé variou de 1 a 4 árvores/ha. Os fragmentos grandes tiveram mais árvores vivas que apresentaram melhores condições de saúde e maior biomassa armazenada do que as AGs dos fragmentos pequenos. Os efeitos de borda para as AGs foram mais fortes do que o tamanho dos fragmentos florestais para a abundância de árvores mortas em pé, foram encontradas mais AGs mortas em pé até os primeiros 200 m da borda das florestas, independentemente do tamanho do fragmento. Quase todas as árvores vivas em pé apresentaram algum problema de saúde. Os problemas de saúde mais frequentes foram morte parcial da copa e infestação de cupins e lianas. Os resultados também sugerem que as árvores de espécies de madeira dura e crescimento lento passam a ser substituídas por espécies de madeira mole e especialistas de clareiras, acopladas com o declínio geral na densidade de AGs em fragmentos pequenos, bem como em florestas com histórico de extração seletiva de madeira. Perspectivas em longo prazo destes grandes reservatórios de carbono não têm sido incentivadas. No entanto, devido à baixa abundância das AGs em sítios mais degradados, devem ser consideradas estratégias de intervenção para diminuir as ameaças a esses indivíduos grandes e centenários, tais como controle da infestação por lianas e mitigação dos efeitos de borda, a fim de evitar perdas adicionais de carbono e biodiversidade.

**Palavras-chave:** biomassa acima do solo, saúde das árvores; efeito de borda; fragmentação

## 5.1 INTRODUÇÃO

As árvores estão entre os maiores organismos do mundo, assim, elas também são os maiores organismos encontrados em qualquer floresta (CLARK, CLARK 1996, LINDENMAYER *et al.*, 2012). A definição de árvore grande (AG), geralmente é baseada no diâmetro e na altura, por vezes, seguindo como base um hábitat específico (LINDENMAYER; LAURANCE, 2016). Na Mata Atlântica, têm sido consideradas como “grandes” as árvores com diâmetro (DAP; diâmetro acima 1.30 m do solo) de 50 cm” (ALVES *et al.*, 2010; D’ALBERTAS *et al.*, 2018). Essas árvores desempenham diversos papéis ecológicos importantes nos ecossistemas florestais, incluindo a influência no regime hidrológico (LAURANCE *et al.*, 2000), no ciclo dos nutrientes (LINDENMAYER; LAURANCE, 2016) e nos estoques de carbono (CLARK; CLARK, 1996; SLIK *et al.*, 2013; LINDENMAYER; LAURANCE, 2016). Embora elas ocorram em menor abundância (CLARK; CLARK, 1996), mantêm a maior parte do carbono das florestas tropicais (LUTZ *et al.*, 2018). Na América do Sul, por exemplo, as árvores com mais de 70 cm de DAP podem estocar cerca de 25% a biomassa viva acima do solo (BAS), mesmo representando apenas 1.5% o total de árvores (SLIK *et al.*, 2013).

No entanto, em paisagens muito fragmentadas as AGs podem apresentar maiores taxas de mortalidade (LAURANCE *et al.*, 2000). Isso ocorre por diversas razões, como o aumento de frequência das secas, turbulências causadas pelo vento, incêndios e patógenos, praticamente todas influenciadas pelo aumento e intensificação da fragmentação da paisagem e pelas mudanças climáticas (LINDENMAYER, LAURANCE, 2016). As AGs são altas e menos flexíveis, sendo mais propensas a quebras, principalmente na borda das florestas, onde tais efeitos se acentuam (PUTZ, 1984; D’ANGELO *et al.*, 2004; LAURANCE *et al.*, 2008). Adicionalmente, uma das consequências da fragmentação é a intensificação da proliferação das lianas, que também pode contribuir com o aumento na mortalidade das AGs, especialmente na borda dos fragmentos florestais (PUTZ, 1984; D’ANGELO *et al.*, 2004; LAURANCE *et al.*, 2008). A infestação por lianas piora a resistência ao vento, a tensão mecânica e pode aumentar a quebra da copa (PUTZ, 1984), conduzindo a um aumento na queda das AGs. Além de todos os efeitos da fragmentação, as AGs também sofrem pressões antrópicas, elas são mais propensas à extração seletiva de madeira pelo valor comercial, devido ao seu maior rendimento (LINDENMAYER *et al.*, 2012).

A Mata Atlântica é extremamente fragmentada e a maioria dos seus fragmentos

apresenta menos de 50 ha de área total (RIBEIRO *et al.*, 2009). Em fragmentos florestais menores devido à combinação dos efeitos da fragmentação e ao aumento dos distúrbios antrópicos, em muitos casos, conduzindo a menor abundância ou ausência de AGs (DAP  $\geq$  50 cm) ou muito grandes (DAP  $\geq$  100 cm) (D' ALBERTAS *et al.*, 2018). Consequentemente, devido a todas essas ameaças às AGs, as perdas de biomassa nas florestas tropicais podem ser maiores do que o previsto por modelos baseados somente na cobertura da vegetação. Sugere-se que as perdas de carbono registradas na borda em fragmentos da Mata Atlântica podem atingir até 69 Tg C em um período de dez anos (PÜTZ *et al.*, 2014). Avaliações do aumento da proliferação de lianas e outras condições que estão relacionadas às quebras, quedas ou morte das AGs, tais como a podridão por fungos ou cupins, podem ajudar a prever o destino e a dimensão das perdas futuras e contribuir com o desenvolvimento e ações de manejo, tais como o controle das lianas, mitigação do efeito de borda sobre esses indivíduos, etc (LINDENMAYER; LAURANCE, 2016).

Neste capítulo, foi estimada a BAS, abundância e foram avaliadas as condições de saúde das AGs vivas em pé em cinco fragmentos da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) de tamanhos diferentes em diferentes distâncias da borda. Adicionalmente, foi registrada a abundância das AGs mortas em pé, como indicador recente da mortalidade. Aqui, foi apresentada uma única avaliação da abundância, BAS e saúde das AGs, testando essas relações com o tamanho do fragmento e distância da borda, fornecendo o primeiro registro para o monitoramento em longo prazo no sítio de pesquisa ecológica de longa duração PELDMANP. O presente trabalho foi direcionado a tentar responder principalmente às seguintes perguntas: (i) a BAS e a abundância de AGs vivas é menor próximo à borda e em fragmentos florestais menores? (ii) os fatores conhecidos por ameaçar a saúde das AGs podem ser mais intensos na borda e em fragmentos florestais menores?

### 5.1.1 Objetivo

- (vi) O objetivo deste capítulo foi tanto registrar a presença e a contribuição das AGs na estrutura das florestas da região como prever, através do diagnóstico de saúde delas, as possíveis perdas futuras e suas diferenças entre borda e interior.

## 5.2 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo foi avaliada a BAS, abundância e condições relacionadas à saúde das AGs ( $DAP \geq 50$  cm). A saúde das árvores foi avaliada por meio de um protocolo adaptado a partir de protocolos desenvolvidos para avaliar a saúde das árvores urbanas, foram selecionadas 11 variáveis que podem afetar a saúde das árvores, ou causar a sua morte: infestação de lianas na copa, morte parcial da copa, liana no tronco, podridão do tronco, fungos no tronco, cavidade no tronco, cupins, podridão na raiz, fungos na raiz, cavidade na raiz e galhas (TATTAR, 1989; AUER, 1996; SCHOMAKER *et al.*, 2007). A presença de cada indicador foi registrada por árvore usando um score de zero (ausência) a três (score indicador máximo). Então, um “índice de saúde invertido (ISI) foi composto pela soma desses scores, variando de 0 a 33; as árvores com índice mais alto foram consideradas como as que tiveram as piores condições de saúde. Este índice foi denominado “ISI” devido a todos indicadores representarem ameaças à saúde ao invés de uma condição própria de saúde.

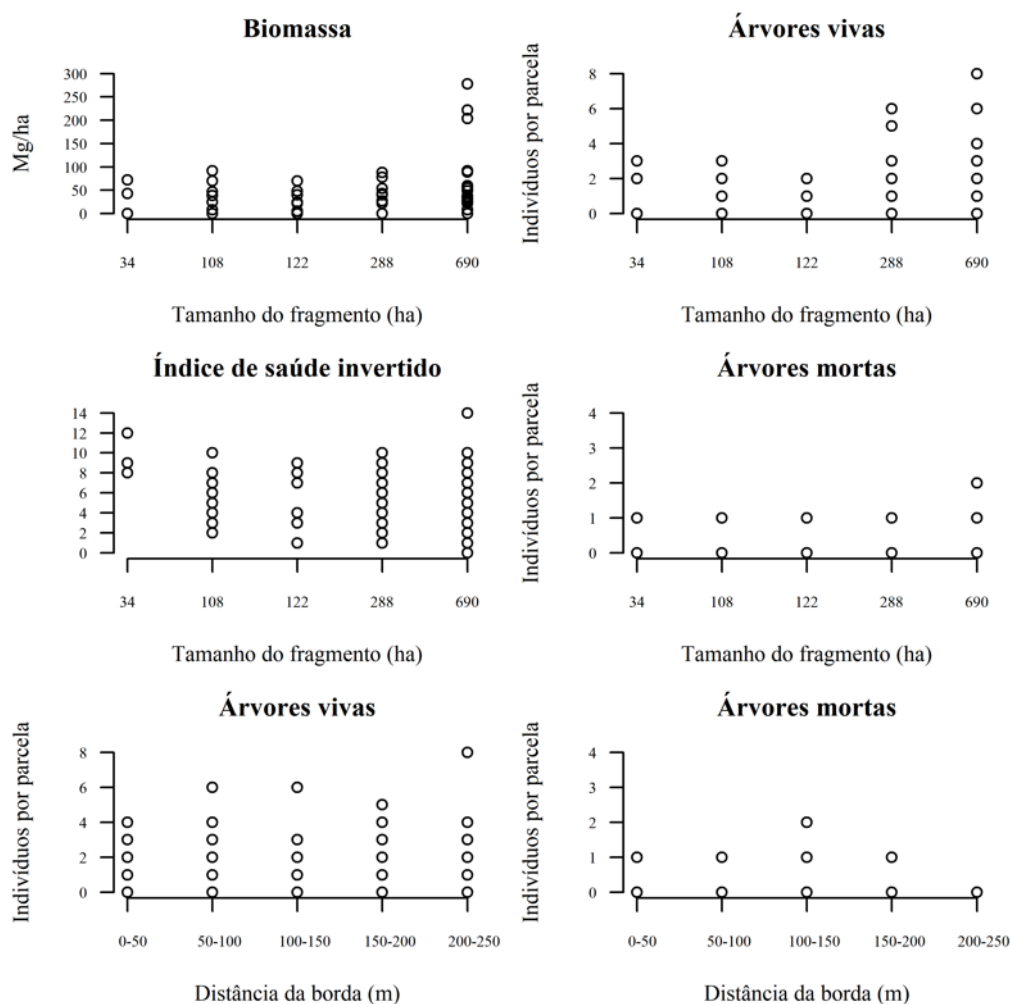
*Análises dos dados* - Foram usados modelos lineares generalizados (GLM) para testar as relações entre o tamanho dos fragmentos e as distâncias da borda (considerados como fatores) e as variáveis respostas: BAS, abundância de árvores vivas ou mortas (usando as parcelas como unidades amostrais) e o ISI (usando as árvores como unidades amostrais). Foram produzidos quatro modelos para cada variável resposta: (i) tamanho do fragmento (TF) e distância da borda (DB), (ii) TF e DB com interação, (iii) somente TF (iv) somente DB. A distribuição Gaussian foi aplicada para a BAS, a binomial negativa para a abundância de AGs e para o ISI, e, por fim, a de Poisson para a abundância de árvores mortas (ZUUR *et al.*, 2009). Os modelos mais plausíveis foram selecionados de acordo com o critério de informação de Akaike (AIC). Aqui, nós consideramos os modelos com  $\Delta AIC \leq 2$  como igualmente informativos (ZUUR *et al.*, 2009). As relações entre as variáveis do ISI foram avaliadas através de correlação de Spearman. Todas as análises foram feitas no software R versão 3.6 (R Core Team 2019). Para as análises do GLM foi utilizado o pacote MASS (VENABLES; RIPLEY, 2002). Para testar a dispersão dos dados (*Overdispersion*) foi usado o pacote AER (CHRISTIAN e ACHIM 2008). Devido a diferença no número de transectos distribuídos entre os fragmentos, eles foram incluídos em cada modelo gerado como objeto, dentro da função *offset* (ZUUR *et al.*, 2009).

### 5.3 RESULTADOS

Em média, os fragmentos florestais apresentaram BAS de 42 Mg/ha, variando de 22 Mg/ha (ALV) a 78 Mg/ha (PEMG). O valor mais alto encontrado para a BAS em uma parcela foi de 278 Mg/ha e o menor foi zero (Apêndice 9). Através dos fragmentos florestais, o total de 118 árvores vivas ( $DAP \geq 50$  cm), distribuídas em 32 espécies de 19 famílias foram amostradas. A abundância de árvores vivas variou de 8 a 25.6 árvores/ha e a de árvores mortas de 1 a 4 árvores/ha entre os transectos nos fragmentos (Apêndice 10). A média do ISI variou de 4.8 (PEMG) a 9.2 (SAN), enquanto o DAP das árvores vivas variou de 50 a 149 cm e das mortas em pé de 50 a 76 cm. A BAS e a abundância das árvores vivas e mortas aumentaram, e o ISI diminuiu com o tamanho do fragmento; enquanto a abundância de árvores vivas e mortas diminuiu com a distância da borda (Figura 11, Tabela 6).

A maioria das AGs apresentou algum sinal ameaça a sua saúde. A média do ISI para todas as árvores foi de 5.2. O menor *score* encontrado foi 0 e o maior 14 (do máximo de 33). As ameaças mais comuns observadas nas árvores vivas foram a morte parcial da copa e a infestação por lianas, ocorrendo na maioria das vezes em associação. A maioria das árvores mortas em pé (10 das 13 árvores observadas) também apresentaram lianas na copa. Alguns indicadores de saúde, como a infestação por lianas no tronco, morte parcial da copa, cavidade no tronco, tronco podre e a presença de cavidade na raiz, foram altamente correlacionados (Tabela 7).

**Figura 9** – Relação entre a biomassa acima do solo (BAS), abundância de árvores grandes vivas e mortas em pé e do índice de saúde invertido (ISI) com o tamanho dos fragmentos florestais e da abundância de árvores vivas e mortas em pé com a distância da borda (0-250 m) em 13 transectos em cinco fragmentos da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. A BAS e a abundância de árvores vivas (número de árvores) em pé são valores para parcelas de 5000 m<sup>2</sup> (n= 65 parcelas); o ISI é um valor unitário variando de 0 a 33 e está representado por árvore (n = 118 árvores).



**Tabela 6** - Modelos lineares generalizados (GLMs) desenvolvidos para estimar a biomassa acima do solo, abundância de árvores vivas e mortas e o índice de saúde invertido para árvores grandes (DAP  $\geq 50$  cm) ao longo de um gradiente borda-interior (0-250 metros) em fragmentos da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do estado do Paraná, Brasil. Todos os modelos com  $\Delta AIC \leq 2$  foram considerados igualmente plausíveis (apresentados em negrito, ver texto). TF = tamanho do fragmento e DB = distância da borda (m).

Variáveis	$\Delta AIC$	GL	$Wt$
Biomassa acima do solo (Mg/ha)			
<b>~TF</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0.79</b>
~TF+DB	2.9	7	0.18
~DB	8.4	6	0.01
~TF*DB	10.0	11	0.01
Abundância de árvores vivas			
<b>~TF</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0.53</b>
<b>~DB</b>	<b>0.4</b>	<b>6</b>	<b>0.43</b>
~TF*DB	5.4	10	0.03
~TF+DB	14.9	10	0.001
Abundância de árvores mortas			
<b>~DB</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>0.36</b>
<b>~TF</b>	<b>0.2</b>	<b>2</b>	<b>0.32</b>
<b>~TF+DB</b>	<b>0.3</b>	<b>6</b>	<b>0.30</b>
~TF*DB	6.5	10	0.01
Índice de saúde invertido			
<b>~TF</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>0.85</b>
~TF+DB	3.6	7	0.13
~TF*DB	8.0	11	0.02
~DB	30.9	6	0.001

**Tabela 7** - Correlação do coeficiente de Spearman entre as variáveis que representam ameaça à saúde das árvores grandes (DAP  $\geq$  50 cm) em fragmentos da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) no norte do estado do Paraná, Brasil. A diagonal acima e à direita contém os valores de  $p$  e esquerda e abaixo os valores da correlação de Spearman. Ver o texto para as descrições das variáveis.

<i>p</i> valor Correlação de Spearman	Liana na copa	Morte parcial da copa	Liana no tronco	Tronco podre	Fungos no tronco	Cavidade no tronco	Cupins	Raiz podre	Fungos na raiz	Cavidade na raiz	Galhas
Liana na copa	-	0.00*	0.00*	0.10	0.37	0.44	0.27	0.14	0.59	0.63	0.77
Morte parcial da copa	0.55	-	0.00*	0.74	0.17	0.21	0.14	0.55	0.96	0.31	0.62
Liana no tronco	0.45	0.43	-	0.46	0.54	0.40	0.24	0.77	0.60	0.05	0.21
Tronco podre	-0.15	-0.03	-0.07	-	0.00*	0.59	0.80	0.06	0.79	0.32	0.04*
Fungos no tronco	0.08	0.13	0.06	0.36	-	0.00*	0.00*	0.66	0.80	0.25	0.45
Cavidade no tronco	0.07	0.12	0.08	0.05	0.33	-	0.02*	0.09	0.77	0.00*	0.37
Cupins	0.10	0.14	0.11	0.02	0.27	0.22	-	0.56	0.74	0.05	0.87
Raiz podre	-0.14	-0.06	0.03	0.17	-0.04	0.16	-0.05	-	0.87	0.00*	0.62
Fungos na raiz	0.05	0.00	-0.05	-0.02	-0.02	-0.03	-0.03	-0.01	-	0.82	0.00*
Cavidade na raiz	-0.05	0.09	0.18	0.09	0.11	0.51	0.17	0.45	-0.02	-	0.47
Galhas	-0.03	0.05	-0.12	0.19	0.07	-0.08	0.01	-0.04	0.32	-0.07	-

## 5.4 DISCUSSÃO

Os maiores estoques de BAS, abundância mais alta de AGs vivas e o menor ISI foram encontrados nos fragmentos florestais maiores. Contudo, uma abundância sutilmente maior de AGs mortas em pé foi observada nos fragmentos florestais maiores. A maior abundância de AGs mortas em pé ocorreu até os 200 m de distância da borda, independentemente do tamanho do fragmento florestal. Nos fragmentos florestais que sofreram exploração de madeira décadas atrás (há aproximadamente 40-50 anos), a BAS apresentou valores menores do que no PEMG, que é uma área protegida e nunca foi submetida à exploração. A abundância de AGs vivas, entretanto, aumentou de forma quase linear com o tamanho do fragmento florestal.

A exploração de madeira pela retirada das AGs reduz drástica e rapidamente a BAS de uma floresta (SIST *et al.*, 2014). Além disso, a exploração é uma atividade concentrada na retirada de árvores de madeira dura, as quais apresentam maior contribuição com a BAS do que as de madeira mole na Mata Atlântica (SHIMAMOTO *et al.*, 2014). Essas espécies de madeira dura geralmente apresentam vida longa, têm crescimento lento e são tolerantes à sombra, traços opostos aos das espécies de madeira mole (WRIGHT *et al.*, 2003, SHIMAMOTO *et al.*, 2014). Algumas espécies de madeira mole e crescimento rápido, contudo, podem atingir tamanhos grandes em um intervalo de tempo mais curto. Assim, vários anos após a exploração madeireira, os seus efeitos podem ser parcialmente compensados pelo aumento na densidade e no tamanho dessas árvores que passam a substituir as espécies de sucessão tardia e crescimento lento retiradas durante o processo de exploração. Os resultados do presente trabalho, no entanto, sugerem que esse mesmo processo (recrutamento das espécies de crescimento rápido que atingem grandes diâmetros) não permite a recuperação completa da abundância de AGs na borda dos fragmentos florestais.

De fato, a espécie mais comum observada nos fragmentos explorados aqui avaliados, bem como, na borda do PEMG foi *Gallesia integrifolia*, que é uma espécie intolerante à sombra, especialista de clareiras e de madeira mole (WRIGHT *et al.*, 2003). Em um outro estudo na mesma região, *G. integrifolia* também apresentou muitos indivíduos de AGs em fragmentos florestais que haviam sofrido exploração de madeira há algumas décadas (BIANCHINI *et al.*, 2010). Essa espécie também foi observada em alta abundância em classes de diâmetros menores ( $DAP \geq 20$  cm) em alguns dos mesmos fragmentos florestais avaliados neste estudo (ALV, CGH e SAN) (ARCANJO, 2017).

As espécies de madeira mole, contudo, parecem não compensar por *turnover* nem a BAS nem a densidade de AGs nos fragmentos florestais pequenos. Realmente, os registros de árvores grandes ( $DAP \geq 50$  cm) e muito grandes ( $DAP \geq 100$  cm), independente da espécie, têm sido raros em fragmentos de tamanhos pequenos, ou em florestas sob fortes pressões de origem antrópica (OLIVEIRA *et al.*, 2008; D'ALBERTAS *et al.*, 2018). Além disso, fragmentos pequenos apresentam mais espécies e mais árvores de crescimento rápido e com densidade da madeira mais baixa (Apêndice 12), devido à fragmentação, como relatado em outros estudos na Mata Atlântica (TABARELLI *et al.*, 1999; D'ALBERTAS *et al.*, 2018).

A BAS diminuiu com o tamanho do fragmento florestal, mas não apresentou relação significativa com a distância da borda. Isso pode ser explicado, como pontuado anteriormente, pelo efeito tardio da extração seletiva de madeira, alterando a estrutura do dossel e conduzindo a predominância de espécies secundárias de início de sucessão (VILLELA *et al.*, 2006) reduzindo a BAS na floresta de forma ampla (PHILIPS *et al.*, 2019), não somente na borda. Por exemplo, removendo os dados do PEMG (onde nunca ocorreu extração de madeira) das análises, a relação da BAS com a borda do fragmento torna-se ainda mais fraca (dados não apresentados aqui).

A abundância de árvores mortas respondeu à distância da borda e ao tamanho do fragmento. Aparentemente, a principal causa da morte das AGs tem sido a proliferação por lianas, quebra da copa, ou os dois. Emaranhados de lianas podem aumentar o arraste pelo vento, causando mais quebras, o que foi corroborado pela alta correlação que encontramos entre a infestação por lianas e morte da copa ( $r=0.55$ ,  $p<0.001$ ). O efeito de borda na morte das AGs em pé, contudo, não foi encontrado em um estudo na Amazônia, onde a principal causa da morte das AGs ( $DAP \geq 60$  cm) foi o desenraizamento das árvores ainda vivas (D'ANGELO *et al.*, 2004). Apesar disso, a abundância mais alta de AGs mortas em pé até os 200 m (interior da floresta) registrada aqui, pode estar associada ao nível mais alto na intensidade de infestação por lianas, causando a morte da copa. Ainda assim, somente o monitoramento em longo prazo poderá determinar apropriadamente as causas da morte.

As ameaças à saúde das AGs também foram mais intensas nos fragmentos pequenos. O estresse microclimático, danos pelo vento (LAURANCE *et al.*, 2000), infestação por lianas (PUTZ, 1984) são os fatores mais relacionados às doenças e a morte das AGs nas florestas tropicais, principalmente na borda (LAURANCE *et al.*, 2000; D'ANGELO *et al.*, 2004, SMITH *et al.*, 2018). Nos fragmentos florestais amostrados neste estudo, a infestação por lianas parece ser também a principal causa de dos danos às AGs. Adicionalmente, a infestação prolongada por lianas é reconhecida por causar perdas da BAS (LAURANCE *et al.*, 2013).

As condições de saúde das árvores vivas nos fragmentos pequenos apontam perdas adicionais do número de AGs e BAS futuramente, sugerindo que o manejo específico pode ser necessário (LINDENMAYER; LAURANCE, 2016). É preciso, entretanto, o monitoramento das árvores, das AGs em particular, a fim de identificar as ameaças principais e desenvolver opções de manejo nos ecossistemas, objetivando minimizar ou evitar as perdas adicionais desses grandes organismos. Existem diversas outras plantas e formas de vida que dependem das AGs, tais como as orquídeas e insetos que se alimentam delas (ZOTARELLI *et al.*, 2018). Desta forma, além das perdas da BAS, as ameaças a essas árvores podem implicar em uma cascata de efeitos sobre outras espécies.

A BAS e a abundância das AGs dependem do tamanho do fragmento florestal (AIC = 0,0 e 0,0, respectivamente). A ausência de relação entre a BAS e a distância da borda podem estar relacionados com eventos de exploração de madeira no passado, registrados na maioria dos sítios que nós amostramos. As ameaças à saúde das AGs foram mais intensas em fragmentos menores, mas não na borda. AGs mortas em pé, contudo, foram mais abundantes na borda, o que aponta para a necessidade de monitoramento em longo prazo para que as possíveis causas da morte sejam determinadas. Pesquisas de longo prazo para esses grandes estoques de carbono não são incentivadas. Devido a baixa abundância de AGs nos sítios mais degradados, devem ser consideradas estratégias de intervenção nos indivíduos de AGs e antigas, tais como o controle da infestação de lianas e a mitigação dos efeitos de borda, a fim de evitar perdas adicionais da biodiversidade e estoques de carbono.

Neste capítulo, foi apresentado o primeiro inventário de árvores grandes e a primeira avaliação de saúde das árvores dos sítios do PELD-MANP, criando uma estrutura para o monitoramento em longo prazo. Aqui, nós constatamos um efeito predominante do tamanho, às vezes dissociado do efeito de borda para a BAS, abundância de árvores grandes vivas e mortas e para o ISI. O desafio para as próximas décadas, dado o conjunto de influências das atividades de exploração de madeira no passado, à fragmentação florestal e as mudanças climáticas é usar as informações do monitoramento para desenvolver alternativas de manejo.

## 5.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVES, Luciana F.; VIEIRA, Simone A.; SCARANELLO, Marcos A.; CAMARGO, Plinio B.; SANTOS, Flavio A.M.; JOLY, Carlos A.; MARTINELLI, Luiz A.. Forest structure and live aboveground biomass variation along an elevational gradient of tropical Atlantic moist forest (Brazil). **Forest Ecology and Management**, v. 260, n. 5, p. 679-691, jul. 2010. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.05.023>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112710002926?via%3Dihub>. Acesso em: 20 fev. 2019.
- ARCANJO, Fátima Aparecida. **Biomassa arbórea em sítios de restauração e remanescentes de Mata Atlântica do Sul do Brasil**. 2017. 84 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biológicas, Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.
- AUER, Celso Gorcio. **Doenças de árvores urbanas**. Colombo, PR: Embrapa-Cnpf, 1996. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/162278/1/Doc-28.pdf>. Acesso em: 12 abr. 2019.
- BHERING, S. B.; SANTOS, H. G.; MANZATTO, C. V.; BOGNOLA, I.; FASOLO, Carvalho, A. P.; POTTER, O.; AGLIO, M. L. D.; SILVA, J. S.; CHAFFIN, C. E.; CARVALHO Junior, W. **Mapa de solos do estado do Paraná**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos - Documentos (INFOTECA-E), 2007. Disponível em: <http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/339505>. Acesso em: 10 fev. 2019.
- BIANCHINI, Edmilson; GARCIA, Cristina C.; PIMENTA, José A.; TOREZAN, José M.D.. Slope variation and population structure of tree species from different ecological groups in South Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, n. 3, p. 643-652, set. 2010. Fap UNIFESP (SciELO). DOI: <https://doi.org/10.1590/S0001-37652010000300012>. Disponível em: [https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0001-37652010000300012&script=sci\\_abstract](https://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0001-37652010000300012&script=sci_abstract). Acesso em: 20 fev. 2019.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87-99, 22 jun. 2005. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00442-005-0100-x>. Acesso em: 20 fev. 2019.
- CHAVE, Jerome; COOMES, David; JANSEN, Steven; LEWIS, Simon L.; SWENSON, Nathan G.; ZANNE, Amy E.. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351-366, abr. 2009. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>. Acesso em: 10 dez. 2018.

- CHAVE, Jérôme; MULLER-LANDAU, Helene C.; BAKER, Timothy R.; EASDALE, Tomás A.; STEEGE, Hans Ter; WEBB, Campbell o. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, v. 16, n. 6, p. 2356-2367, dez. 2006. Wiley. DOI: [http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2356:rapvow\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2356:rapvow]2.0.co;2). Disponível em: [https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2356:RAPVOW\]2.0.CO;2](https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761(2006)016[2356:RAPVOW]2.0.CO;2). Acesso em: 10 dez. 2018.
- CLARK, David B.; CLARK, Deborah A.. Abundance, growth and mortality of very large trees in neotropical lowland rain forest. **Forest Ecology and Management**, v. 80, n. 1-3, p. 235-244, jan. 1996. Elsevier BV. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(95\)03607-5](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(95)03607-5). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/0378112795036075>. Acesso em: 10 dez. 2018
- D'ALBERTAS, Francisco; COSTA, Karine; ROMITELLI, Isabella; BARBOSA, Jomar Magalhães; VIEIRA, Simone Aparecida; METZGER, Jean Paul. Lack of evidence of edge age and additive edge effects on carbon stocks in a tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 407, p. 57-65, jan. 2018. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.09.042>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112717303845#:~:text=We%20found%20no%20significant%20effects,such%20as%20the%20Amazonian%20forest>. Acesso em: 20 dez. 2018.
- D'ANGELO, Sammy A.; ANDRADE, Ana C. S.; LAURANCE, Susan G.; LAURANCE, William F.; MESQUITA, Rita C. G.. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal Of Tropical Ecology**, v. 20, n. 2, p. 243-246, mar. 2004. Cambridge University Press (CUP). DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/s0266467403001032>. Acesso em: 20 dez. 2018.
- KLEIBER, Christian; ZEILEIS, Achim. 2008. **Applied Econometrics with R**. New York: SpringerVerlag. ISBN 978-0-387-77316-2. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=ERA>. Acesso em: 12 mai. 2019.
- LAURANCE, William F.; CURRAN, Timothy J.. Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: a review and synthesis. **Austral Ecology**, v. 33, n. 4, p. 399-408, jun. 2008. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01895.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1442-9993.2008.01895.x>. Acesso em: 10 mar. 2019.
- LAURANCE, William F.; DELAMÔNICA, Patricia; LAURANCE, Susan G.; VASCONCELOS, Heraldo L.; LOVEJOY, Thomas E.. Rainforest fragmentation kills big trees. **Nature**, v. 404, n. 6780, p. 836-836, abr. 2000. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/35009032>. Disponível em: [http://philip.inpa.gov.br/publ\\_livres/2018/Laurance-et\\_al\\_2018-BDFFP-Biological\\_Reviews.pdf](http://philip.inpa.gov.br/publ_livres/2018/Laurance-et_al_2018-BDFFP-Biological_Reviews.pdf). Acesso em: 12 abr. 2019

- LINDENMAYER, D. B.; LAURANCE, W. F.; FRANKLIN, J. F.. Global Decline in Large Old Trees. **Science**, v. 338, n. 6112, p. 1305-1306, 6 dez. 2012. American Association for the Advancement of Science (AAAS). DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1231070>. Disponível em: <https://science.sciencemag.org/content/338/6112/1305>. Acesso em; 15 mar. 2019.
- LINDENMAYER, David B.; LAURANCE, William F.. The ecology, distribution, conservation and management of large old trees. **Biological Reviews**, v. 92, n. 3, p. 1434-1458, 7 jul. 2016. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/brv.12290>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/brv.12290>. Acesso em: 10 mar. 2019.
- LUTZ, James A.; FURNISS, Tucker J.; JOHNSON, Daniel J.; DAVIES, Stuart J.; ALLEN, David; ALONSO, Alfonso; ANDERSON-TEIXEIRA, Kristina J.; ANDRADE, Ana; BALTZER, Jennifer; BECKER, Kendall M. L.. Global importance of large-diameter trees. **Global Ecology and Biogeography**, v. 27, n. 7, p. 849-864, 8 maio 2018. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12747>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/geb.12747>. Acesso em: 10 mar. 2019.
- MELITO, Melina; METZGER, Jean Paul; OLIVEIRA, Alexandre A. de. Landscape-level effects on aboveground biomass of tropical forests: a conceptual framework. **Global Change Biology**, v. 24, n. 2, p. 597-607, 27 nov. 2017. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13970>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/gcb.13970>. Acesso em 15 mar. 2019.
- PECK, Mika Robert; KAINA, Graham S.; HAZELL, Richard John; ISUA, Brus; ALOK, Clant; PAUL, Luda; STEWART, Alan J. A.. Estimating carbon stock in lowland Papua New Guinean forest: low density of large trees results in lower than global average carbon stock. **Austral Ecology**, v. 42, n. 8, p. 964-975, 4 out. 2017. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/aec.12525>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/aec.12525>. Acesso em: 10 abr. 2019.
- PHILLIPS, Oliver L.; SULLIVAN, Martin J. P.; BAKER, Tim R.; MENDOZA, Abel Monteagudo; VARGAS, Percy Núñez; VÁSQUEZ, Rodolfo. Species Matter: wood density influences tropical forest biomass at multiple scales. **Surveys in Geophysics**, v. 40, n. 4, p. 913-935, 3 jun. 2019. Springer Science and Business Media LLC. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10712-019-09540-0>. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10712-019-09540-0>. Acesso em: 12 abr. 2019.
- PUTZ, Francis E.. The Natural History of Lianas on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713-1724, dez. 1984. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/1937767>. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/1937767?seq=1>. Acesso em: 09 abr. 2019.
- PÜTZ, S., GROENEVELD, J., HENLE, K. et al. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, v. 5, n. out. 2014. DOI: <https://doi.org/10.1038/ncomms6037>. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/ncomms6037>. Acesso em: 05 mar. 2019.

- RIBEIRO, Milton Cezar; METZGER, Jean Paul; MARTENSEN, Alexandre Camargo; PONZONI, Flávio Jorge; HIROTA, Márcia Makiko. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, jun. 2009. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320709000974>. Acesso em: 08 abr. 2019.
- SCHOMAKER, M. E.; ZARNOCH, S. J.; BECHTOLD, W. A.; LATELLE, D. J.; BURKMAN, W. G.; COX, S. M. **Crown-Condition Classification: A Guide to Data Collection and Analysis**. Asheville. 2007. Disponível em: <https://www.fs.usda.gov/treearch/pubs/27730>. Acesso em: 02 mar. 2019.
- SHIMAMOTO, Carolina Y.; BOTOSSO, Paulo C.; MARQUES, Márcia C.M.. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. **Forest Ecology and Management**, v. 329, p. 1-9, out. 2014. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.002>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112714003636>. Acesso em: 10 mar. 2019.
- SIST, Plinio; MAZZEI, Lucas; BLANC, Lilian; RUTISHAUSER, Ervan. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 103-109, abr. 2014. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.01.005>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112714000073>. Acesso em: 06 mar. 2019.
- SLIK, J. W. Ferry; PAOLI, Gary; MCGUIRE, Krista; AMARAL, Ieda; BARROSO, Jorcely; BASTIAN, Meredith; BLANC, Lilian; BONGERS, Frans; BOUNDJA, Patrick; CLARK, Connie. Large trees drive forest aboveground biomass variation in moist lowland forests across the tropics. **Global Ecology and Biogeography**, v. 22, n. 12, p. 1261-1271, 9 jul. 2013. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/geb.12092>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/geb.13032>. Acesso em: 08 abr. 2019.
- SMITH, Ian; HUTYRA, Lucy R; REINMANN, Andrew B; MARRS, Julia K; THOMPSON, Jonathan R. Piecing together the fragments: elucidating edge effects on forest carbon dynamics. **Frontiers in Ecology and The Environment**, v. 16, n. 4, p. 213-221, 4 abr. 2018. Wiley. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/fee.1793>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/fee.1793>. Acesso em: 08. Mar. 2019.
- TABARELLI, Marcelo; MANTOVANI, Waldir; PERES, Carlos A.. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2-3, p. 119-127, dez. 1999. Elsevier BV. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/s0006-3207\(99\)00085-3](http://dx.doi.org/10.1016/s0006-3207(99)00085-3). Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0006320799000853>. Acesso em: 10 mar. 2019.
- TATTAR, Terry. **Diseases of Shade Trees**. San Diego: Academic Press, 1989. *E-book*. Disponível em: <https://www.elsevier.com/books/diseases-of-shade-trees-revised-edition/tattar/978-0-12-684351-4>. Acesso em: 12 mar. 2019.

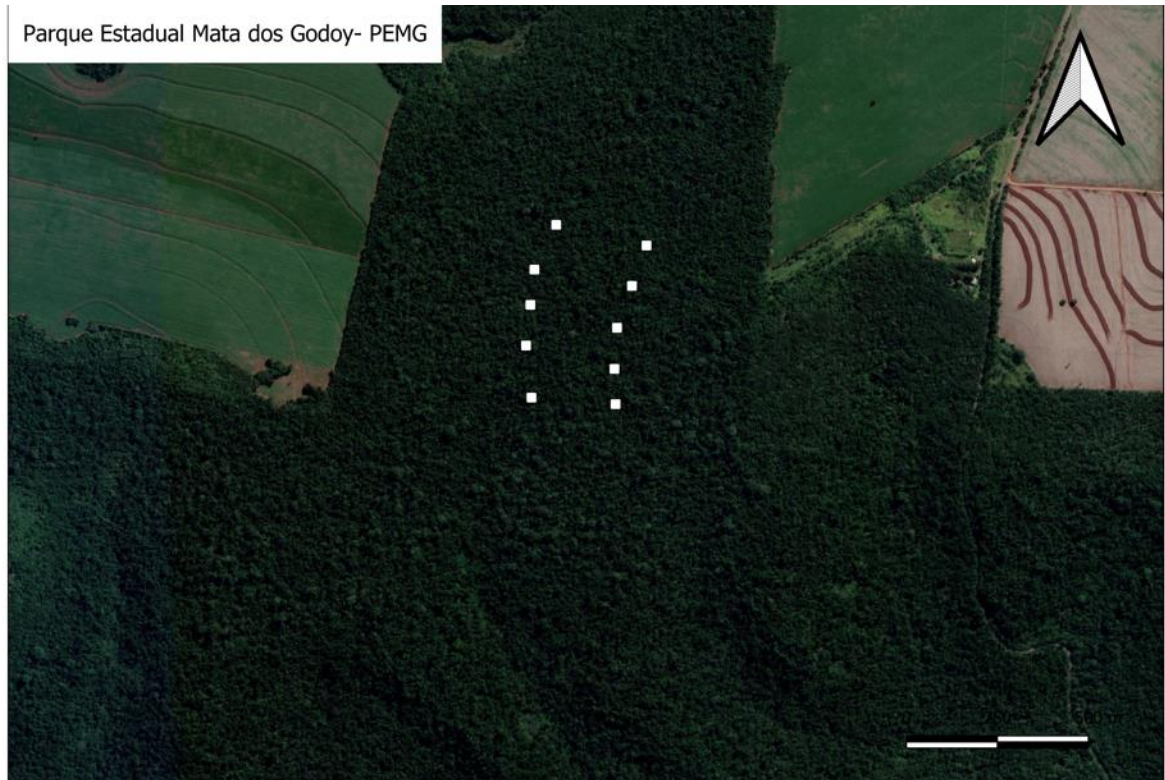
- VENABLES, W. N.; RIPLEY, B. D. **Modern Applied Statistics with S**. New York: Springer, 2002: *E-book*. DOI: 10.1007/978-0-387-21706-2. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-0-387-21706-2>. Acesso em: 20 mar. 2019.
- VILLELA, Dora Maria; NASCIMENTO, Marcelo T.; ARAGAO, Luiz Eduardo O. C.; GAMA, Deborah M.. Effect of selective logging on forest structure and nutrient cycling in a seasonally dry Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 506-516, mar. 2006. DOI: Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2699.2005.01453.x>. Acesso em: 15 mar. 2019.
- WEKESA, C.; KIRUI, B.K.; MARANGA, E.K.; MUTURI, G.M.. Variations in forest structure, tree species diversity and above-ground biomass in edges to interior cores of fragmented forest patches of Taita Hills, Kenya. **Forest Ecology and Management**, v. 440, p. 48-60, maio 2019. Elsevier BV. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.011>. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112718321261>. Acesso em: 10 mar. 2019.
- WRIGHT, S. Joseph; MULLER-LANDAU, Helene C.; CONDIT, Richard; HUBBELL, Stephen P. Gap-dependent recruitment, realized vital rates, and size distributions of tropical trees. **Ecology**, v. 84, n. 12, p. 3174-3185, dez. 2003. DOI: Wiley. <http://dx.doi.org/10.1890/02-0038>. Disponível em: <https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/02-0038> . Acesso em: 02 fev. 2019.
- ZOTARELLI, Henrique G. S.; MOLINA, José M. P.; RIBEIRO, José E. L. S.; SOFIA, Silvia H.. A commensal network of epiphytic orchids and host trees in an Atlantic Forest remnant: a case study revealing the important role of large trees in the network structure. **Austral Ecology**, v. 44, n. 1, p. 114-125, 21 set. 2018. DOI: Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/aec.12659>. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/aec.12659>. Acesso em: 10 mar. 2019.
- ZUUR, A.F.; IENO, E. N.; WALKER, J. N.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, M. G.. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R, Statistics for Biology and Health**. New York: Springer, 2009. *E-book*. DOI:10.1007/978-0-387-87458-6 2. Disponível em: <https://link.springer.com/book/10.1007/978-0-387-87458-6>. Acesso em: 20 mar. 2019.

## 6 CONCLUSÃO GERAL

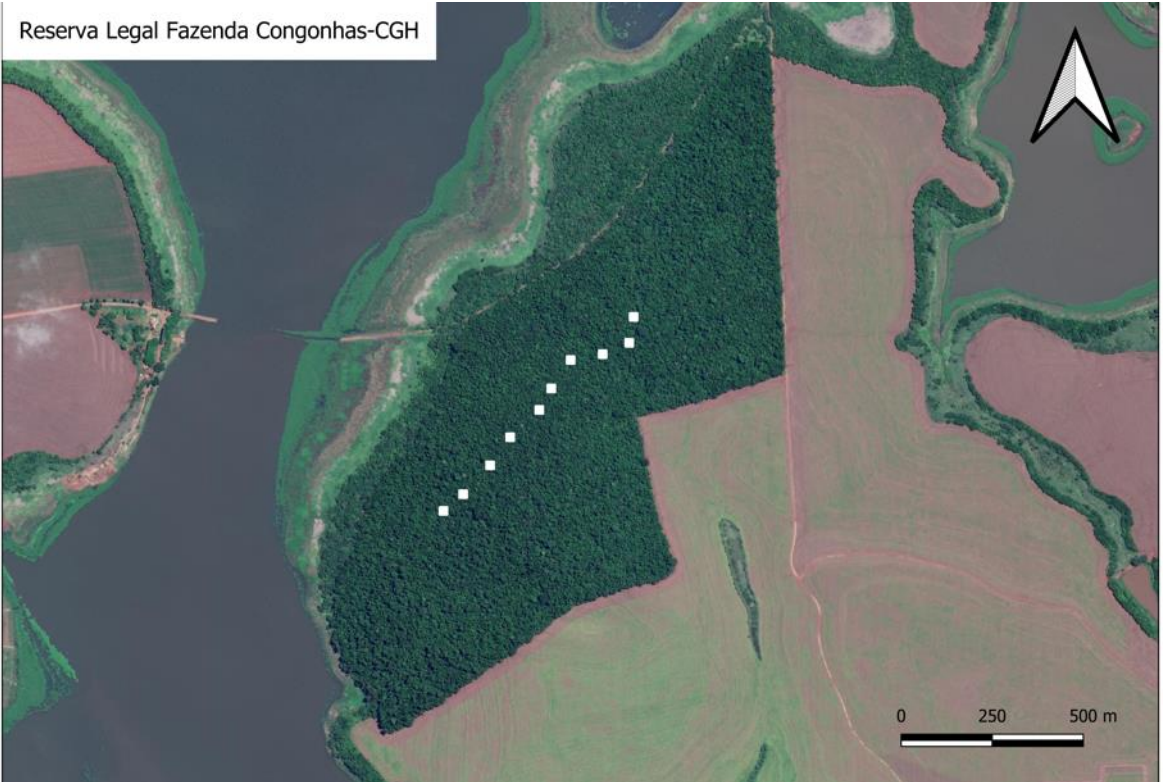
Os fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com histórico de extração seletiva de madeira mostraram comprometimento da BAS, estrutura e composição de espécies por mais de 40-50 anos após essa atividade ter ocorrido em maior intensidade nas florestas da região. Ao longo dos resultados apresentados nos três capítulos, as árvores grandes mostraram-se mais sensíveis aos efeitos da extração seletiva de madeira e à fragmentação. Pode-se concluir que não só o tamanho, mas os grupos ecológicos dos indivíduos lenhosos cumprem um papel muito importante nos estoques da BAS. Porém indivíduos grandes tolerantes à sombra de crescimento lento e madeira dura e que acumulam mais biomassa demoram mais para serem recuperados, e, talvez nem possam atingir o padrão esperado para a região nas próximas décadas. Dessa forma, há predominância das espécies intolerantes à sombra, de madeira mole, que acumulam menos biomassa ao longo do tempo, substituindo as espécies chave no acúmulo da BAS, que ocorreriam naturalmente nesses fragmentos, na ausência do histórico da extração seletiva da madeira. Soma-se a esses efeitos a fragmentação (efeito de borda, tamanho dos fragmentos e a categoria de conservação) que afetam mais as AGs e podem comprometer o estado de saúde delas tornando esse processo ainda mais tardio. Assim, as AGs e antigas podem ser consideradas como elementos chave na manutenção dos estoques da biomassa viva acima do solo na Floresta Estacional e mudanças na comunidade delas têm efeitos diretos na dinâmica da BAS. Uma das formas, observadas neste estudo, de preservar esses grandes organismos é através da conservação dos fragmentos florestais, que quando inseridos em Unidades de Conservação representaram mais a comunidade de árvores de grande porte.

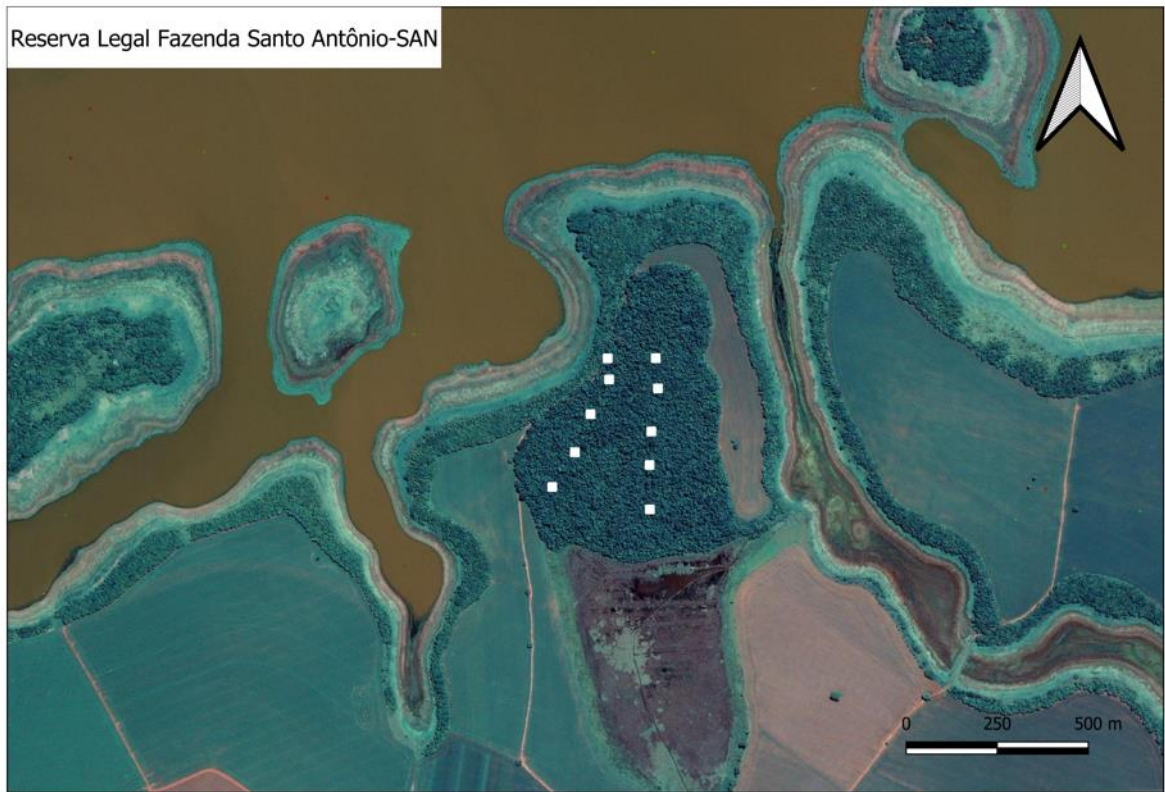
## 7 APÊNDICES

**Apêndice 1** – Locais e distribuição das 10 parcelas permanentes por fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Paraná, Brasil. As imagens aéreas dos fragmentos estão apresentadas do maior (670 ha) para o menor fragmento (34 ha).

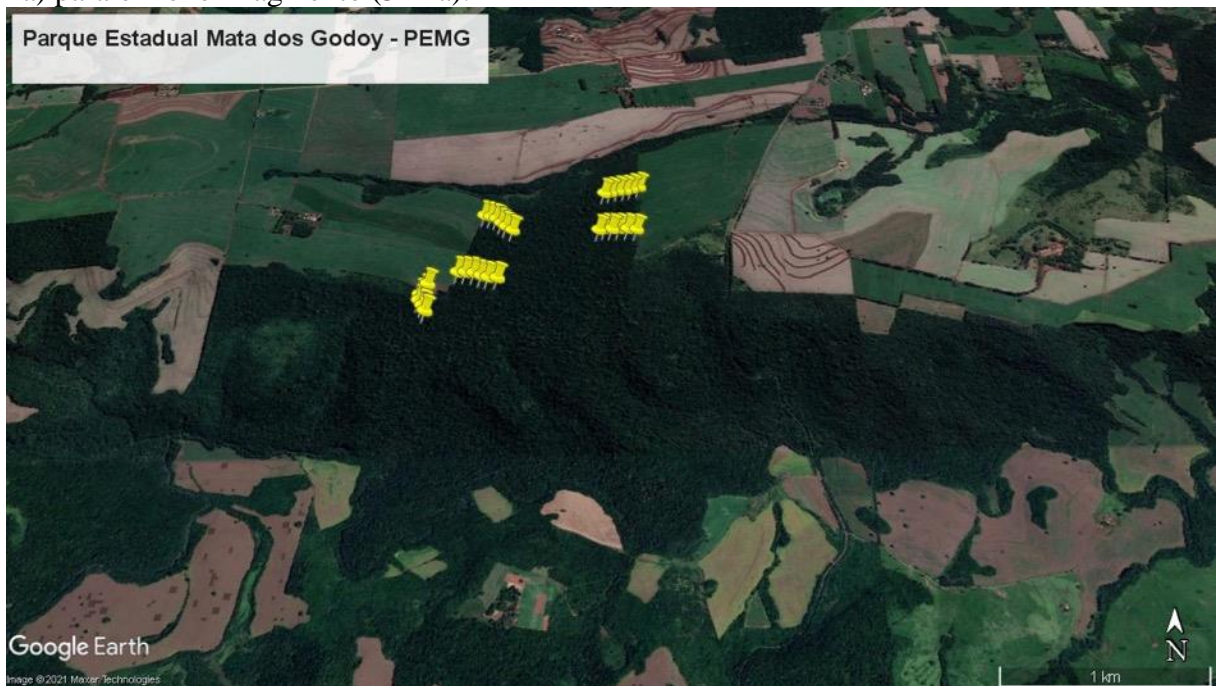








**Apêndice 2** – Locais e distribuição dos transectos permanentes por fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. As imagens áreas dos fragmentos estão apresentadas do maior (690 ha) para o menor fragmento (34 ha).







**Apêndice 3** – Lista e abundância das espécies registradas através de fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com (n=4) e sem (n=2) histórico de extração seletiva de madeira nas décadas de 1970-1980, Paraná, Brasil.

<b>Família/ Espécies</b>	<b>Com Exploração</b>	<b>Sem Exploração</b>	<b>Total Geral</b>
<b>Anacardiaceae</b>	<b>62</b>	<b>5</b>	<b>67</b>
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	62	5	67
<b>Annonaceae</b>	<b>11</b>	<b>4</b>	<b>15</b>
<i>Annona cacans</i> Warm.	1	0	1
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	10	2	12
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	0	2	2
<b>Apocynaceae</b>	<b>29</b>	<b>18</b>	<b>47</b>
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	29	18	47
<b>Arecaceae</b>	<b>24</b>	<b>2</b>	<b>26</b>
<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret	14	0	14
<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0	12	1
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	10	1	11
<b>Bignoniaceae</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>2</b>
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	1	0	1
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	1	0	1
<b>Boraginaceae</b>	<b>6</b>	<b>0</b>	<b>6</b>
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill.	1	0	1
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	4	0	4
<i>Myriopuscf. breviflorus</i> (DC.) Luebert	1	0	1
<b>Cannabaceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	1	0	1
<b>Cardiopteridaceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	1	0	1
<b>Caricaceae</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>7</b>
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	2	5	7
<b>Celastraceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
<i>Monteverdia ilicifolia</i> (Mart. ex Reissek) Biral	1	0	1
<b>Combretaceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	1	0	1
<b>Elaeocarpaceae</b>	<b>0</b>	<b>5</b>	<b>5</b>
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. Ex Benth	0	5	5
<b>Euphorbiaceae</b>	<b>20</b>	<b>38</b>	<b>58</b>
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll.Arg.	6	18	24
<i>Alchornea cf. triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	0	1	1
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	5	7	12
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	2	3
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	3	9	12
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M.Johnst	5	0	5
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp.	0	1	1
<b>Fabaceae</b>	<b>92</b>	<b>26</b>	<b>118</b>

<i>Bauhinia forficata</i> Link	1	0	1
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J.Silva & A.M.G. Azevedo	5	0	5
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	11	11	22
<i>Inga marginata</i> Willd.	2	5	7
<i>Inga striata</i> Benth.	10	6	16
<i>Inga vera</i> Willd.	1	0	1
<i>Inga virescens</i> Benth.	0	1	1
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	2	0	2
<i>Machaerium paraguariense</i> Hassl.	1	0	1
<i>Machaerium</i> sp.	0	1	1
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	12	2	14
<i>Muelleria campestris</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G. Azevedo	1	0	1
<i>Myrocarpus frondosus</i> Allemão	1	0	1
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	9	0	9
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	7	0	7
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	17	0	17
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	1	0	1
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	3	0	3
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	4	0	4
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	4	0	4
<b>Lamiaceae</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>5</b>
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	4	1	5
<b>Lauraceae</b>	<b>16</b>	<b>27</b>	<b>43</b>
<i>Aiouea</i> cf. <i>hirsuta</i>	0	1	1
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	0	5	5
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	2	4	6
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	0	1	1
<i>Ocotea prolifera</i> (Nees & Mart.) Mez	14	12	26
<i>Persea</i> sp.	0	1	1
Indeterminada sp1	0	1	1
Indeterminada sp2	0	1	1
Indeterminada sp3	0	1	1
<b>Lecythidaceae</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	2	1	3
<b>Loganiaceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
<i>Strychnos brasiliensis</i> Mart.	1	0	1
<b>Malvaceae</b>	<b>0</b>	<b>2</b>	<b>2</b>
<i>Pavonia sepium</i> A.St.-Hil.	0	1	1
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	0	1	1
<b>Melastomataceae</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>
<i>Miconia petropolitana</i> Cogn.	0	1	1
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Naudin	1	0	1
<b>Meliaceae</b>	<b>33</b>	<b>116</b>	<b>149</b>

<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	1	25	26
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	4	5
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	4	25	29
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	1	3	4
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	2	4	6
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	9	4	13
<i>Trichilia clausseii</i> C.DC.	0	44	44
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	0	6	6
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	15	1	16
<b>Moniminaceae</b>	<b>1</b>	<b>7</b>	<b>8</b>
<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	0	7	7
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	1	0	1
<b>Moraceae</b>	<b>21</b>	<b>8</b>	<b>29</b>
<i>Ficus</i> cf. <i>guaranitica</i> Chodat	1	0	1
<i>Ficus eximia</i> Schott	3	2	5
<i>Ficus insipida</i> Willd.	0	1	1
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	1	0	1
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.	16	5	21
<b>Myrtaceae</b>	<b>275</b>	<b>71</b>	<b>342</b>
<i>Calyptanthus grandiflora</i> O.Berg	0	1	1
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	4	1	5
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	1	0	1
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	14	3	17
<i>Eugenia florida</i> DC.	1	0	1
<i>Eugenia longipedunculata</i> Nied.	12	1	13
<i>Eugenia neoverrucosa</i> Sobral	1	2	3
<i>Eugenia paracatuana</i> O.Berg	4	0	4
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	6	3	9
<i>Eugenia</i> sp2.	1	0	1
<i>Eugenia</i> sp1.	2	0	2
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) D.Legrand	0	2	2
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.) Rotman	0	1	1
<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos	7	0	7
<i>Eugenia uniflora</i> L.	3	0	3
<i>Plinia peruviana</i> (Poir.) Govaert	2	1	3
Indeterminada sp4.	1	0	1
<b>Nyctaginaceae</b>	<b>11</b>	<b>4</b>	<b>15</b>
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	10	1	11
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	1	3	4
<b>Phyllanthaceae</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>4</b>
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	3	1	4
<b>Phytolaccaceae</b>	<b>69</b>	<b>1</b>	<b>70</b>
<i>Phytolacca dioica</i> L.	2	0	2
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	67	1	68

<b>Picramniaceae</b>	<b>7</b>	<b>4</b>	<b>11</b>
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	7	4	11
<b>Piperaceae</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Piper arboreum</i> Aubl.	0	1	1
<b>Polygonaceae</b>	<b>9</b>	<b>0</b>	<b>9</b>
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meisn.	9	0	9
<b>Primulaceae</b>	<b>4</b>	<b>1</b>	<b>5</b>
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	4	1	1
<b>Rosaceae</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>3</b>
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0	3	3
<b>Rubiaceae</b>	<b>5</b>	<b>13</b>	<b>18</b>
<i>Alseis floribunda</i> Schott	3	0	3
<i>Genipa americana</i> L.	1	0	1
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	1	0	1
<i>Psychotria suterella</i> Müll.Arg.	0	2	2
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	0	11	11
<b>Rutaceae</b>	<b>57</b>	<b>6</b>	<b>63</b>
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	12	1	13
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	1	5	6
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	41	0	41
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	1	0	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	2	0	2
<b>Salicaceae</b>	<b>9</b>	<b>7</b>	<b>16</b>
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	0	2	2
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	6	3	9
<i>Casearia</i> sp1	1	0	1
<i>Casearia</i> sp2	0	1	1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1	1	2
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	1	0	1
<b>Sapindaceae</b>	<b>7</b>	<b>0</b>	<b>7</b>
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	4	0	4
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	3	0	3
<b>Sapotaceae</b>	<b>10</b>	<b>12</b>	<b>22</b>
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	10	11	21
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	0	1	1
<b>Schoepfiaceae</b>	<b>1</b>	<b>0</b>	<b>1</b>
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	1	0	1
<b>Solanaceae</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	0	1	1
<b>Indeterminada</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>
Indeterminada sp5	0	1	1
Indeterminada sp6	1	0	1
Indeterminada sp7	1	0	1

**Apêndice 4** – Modelos ranqueados para biomassa acima do solo (Mg/ha), densidade de indivíduos (Indivíduos/ha) e densidade ponderada da madeira (g/cm<sup>3</sup>) em resposta a extração seletiva de madeira e altitude das áreas avaliadas no presente estudo em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual do norte do Paraná, Brasil.

<b>Variáveis resposta</b>	<b>Variáveis preditoras</b>	<i>Estimate</i>	<b>Erro padrão</b>	<b>t/z valor</b>	<i>p</i> -valor
Biomassa acima do solo (Mg/ha) ~	Histórico de exploração	-306,1	873,5	-0,35	0,73
	Altitude das áreas (m)	0,7	1,0	0,77	0,45
	Histórico de exploração: Altitude das áreas (m)	0,4	1,6	0,24	0,81
	Altitude das áreas (m)	0,5	0,1	3,48	<b>0,001</b>
Densidade de indivíduos (Indivíduos/ha) ~	Histórico de exploração	128,2	39,0	3,3	<b>0,002</b>
	Histórico de exploração	-0,96	1,62	-0,59	0,55
	Altitude das áreas (m)	0,00	0,00	-0,64	0,52
	Histórico de exploração: Altitude das áreas (m)	0,00	0,00	0,76	0,45
	Altitude das áreas (m)	0,0	0,0	2,0	0,05
Densidade ponderada da madeira (g/cm <sup>3</sup> ) ~	Histórico de exploração	0,15	0,07	2,05	<b>0,04</b>
	Histórico de exploração	-0,59	0,55	-1,09	0,28
	Altitude das áreas (m)	0,00	0,00	-1,50	0,14
	Histórico de exploração: Altitude das áreas (m)	0,00	0,00	1,32	0,19
	Altitude das áreas (m)	-3E-05	9E-05	-0,315	0,75
	Histórico de exploração	-0,004	0,02	-0,15	0,88

**Apêndice 5** – Valores para o critério de informação de Akaike com correção (AICc) dos modelos ranqueados para testar o efeito da extração seletiva de madeira (Histórico) em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual do norte do Paraná, Brasil. BAS: biomassa acima do solo.

<b>Modelos</b>	<b>K</b>	<b>AICc</b>	<b>Delta AICc</b>	<b>AICc Wt</b>	<b>AICc cumulativo</b>	<b>Log- likelihood</b>	<b>Razão de evidência</b>
BAS ~Altitude	3	769	0	0,59	0,59	-381,1	1,74
BAS ~Histórico	3	770	1,1	0,34	0,93	-381,6	-
Bas ~ Histórico * Altitude	5	773	4,4	0,07	1	-380,9	-
Densidade de indivíduos ~ Histórico	3	876	0	0,5	0,5	-434,7	0,85
Densidade de indivíduos ~ Altitude	3	876	0,32	0,43	0,93	-434,9	-
Densidade de indivíduos ~ Histórico * Altitude	5	880	4,05	0,07	1	-434,4	-
Densidade ponderada da madeira ~ Altitude	3	-115	0	0,43	0,43	60,5	1,04
Densidade ponderada da madeira ~ Histórico	3	-115	0,08	0,42	0,85	60,5	-
Densidade ponderada da madeira ~ Histórico * Altitude	5	-112	2,1	0,15	1	61,8	-

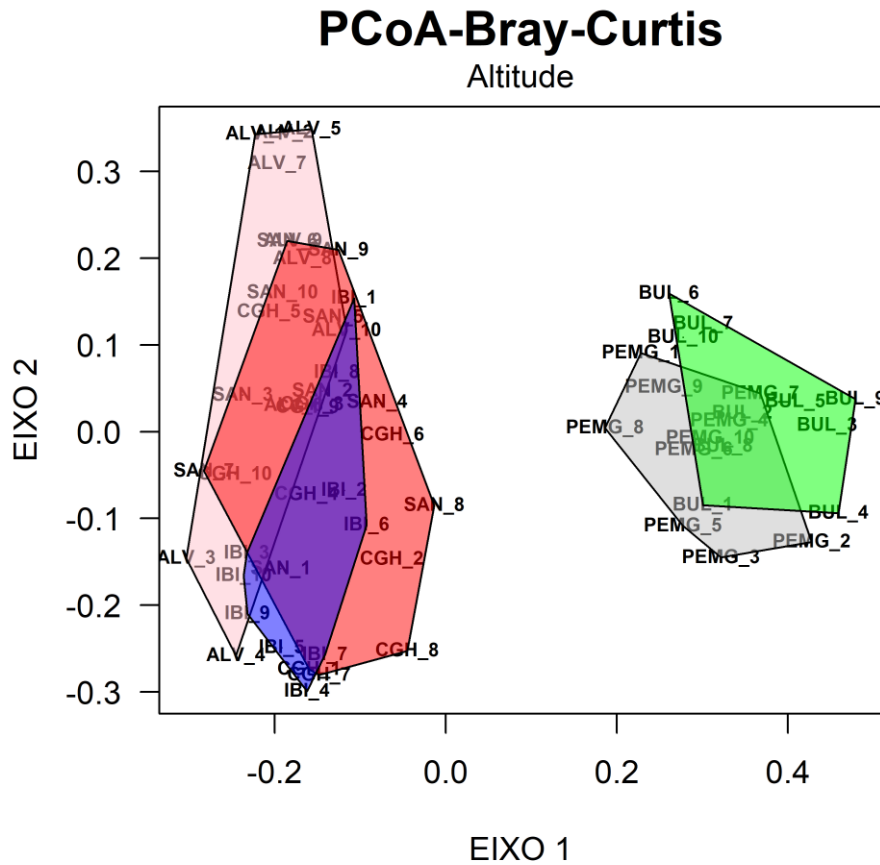
**Apêndice 6** – Importância de cada componente principal, seguido pelos valores de *Eigenvals* e correlações representadas por *Loadings* para cada variável testada entre as áreas exploradas ou não no Capítulo 1 do presente estudo.

	Comp.1	Comp.2	Comp.3	Comp.4	Comp.5
<b>Importância dos componentes</b>					
Desvio padrão	1,46	1,07	0,93	0,70	0,56
Proporção da variância	0,43	0,23	0,17	0,10	0,06
Proporção cumulativa	0,43	0,66	0,84	0,94	1,00
<b><i>Eigenvals</i></b>					
	2,12	1,14	0,86	0,49	0,31
<b><i>Loadings:</i></b>					
Biomassa total acima do solo (Mg/ha)	0,39	0,12	0,82	0,35	0,21
Densidade ponderada da madeira (g/cm <sup>3</sup> )	0,15	-0,86		0,30	-0,38
Densidade de indivíduos tolerantes à sombra	0,47	0,20	-0,56	0,63	0,18
Densidade de indivíduos intolerantes à sombra	-0,54	0,33	0,11	0,55	-0,54
Altitude (m)	0,57	0,30		-0,31	-0,70

**Apêndice 7** – Análise multivariada de permutação (PERMANOVA) testando o agrupamento das espécies por uma matriz de abundância da similaridade de Bray-Curtis em áreas com extração seletiva de madeira e que apresentam um gradiente de altitude na Floresta Estacional Semidecidual do norte do Paraná, Brasil.

	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrados médios	F	R <sup>2</sup>	p-valor
Histórico de exploração	1	3,29	3,29	13,4	0,19	<b>&lt;0,001</b>
Altitude (m)	1	0,41	0,41	1,67	0,02	0,05
Resíduos	57	13,9	0,24		0,80	
Total	59	17,6			1	

**Apêndice 8** – Escalonamento multidimensional métrico (PCoA) gerado por uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis ilustrando a variação na composição florística entre 6 fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual (n=60 parcelas), Paraná, Brasil (ALV, CGH, IBI,SAN, BUL e PEMG) que apresentam um gradiente de altitude de 340 a 650 metros acima do nível do mar. Dados para indivíduos lenhosos (árvores, arbustos e palmeiras) com diâmetro ( $DAP \geq 5$  cm) medido a 1.30 m de altura do nível do solo.



**Apêndice 9** – Número de indivíduos de *Aspidosperma polyneuron* (peroba-rosa) *Cabralea canjerana* (canjarana), *Holocalyx balansae* (alecrim-de-campina) observados entre classes de tamanho através de 60 parcelas em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual com (40 parcelas) e sem (20 parcelas) histórico de extração seletiva de madeira nas décadas de 1970-1980, Paraná, Brasil.

DAP (cm)	Espécie	Número de indivíduos	
		Com exploração	Sem exploração
	<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.		
5-19.9		21	8
20-34.9		3	2
35-49.9		2	3
50 ou +		3	5
<b>Total</b>		<b>29</b>	<b>18</b>
	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.		
5-19.9		0	8
20-34.9		0	9
35-49.9		1	5
50 ou +		0	3
<b>Total</b>		<b>1</b>	<b>25</b>
	<i>Holocalyx balansae</i> Micheli		
5-19.9		11	7
20-34.9		0	0
35-49.9		0	1
50 ou +		0	3
<b>Total</b>		<b>11</b>	<b>11</b>

**Apêndice 10** – Relação do acúmulo de biomassa acima do solo para indivíduos lenhosos com diâmetro  $\geq 5$  cm medido a 1,30 m do solo em relação às taxas de mortalidade em fragmentos da Floresta Estacional Semidecidual que representam um gradiente de tamanhos (34-670 ha) inseridos em duas categorias: Unidades de conservação (n=2) e áreas de Reserva Legal (n=4), Paraná, Brasil. Valores em negrito destacam resultados estatisticamente significativos ( $p < 0,05$ )

	<i>Estimate</i>	<b>Erro padrão</b>	<b>t/valor</b>	<b>p-valor</b>
(Intercept)	1,46E+01	8,18E+00	1,779	0,08
Taxa de mortalidade	1,45E+02	4,37E+02	0,332	0,74
Tamanho (ha)	-1,54E-03	4,92E-02	-0,031	0,98
Categoria	-3,46E+01	1,86E+01	-1,859	0,07
Taxa de mortalidade: Tamanho (ha)	-1,02E+01	4,75E+00	-2,146	<b>0,04</b>
Taxa de mortalidade: Categoria	3,49E+02	1,26E+03	0,276	0,78
Tamanho (ha): Categoria	8,09E-02	5,92E-02	1,366	0,18
Taxa de mortalidade: Tamanho (ha): Categoria	9,04E+00	5,27E+00	1,716	0,09

**Apêndice 11** – Biomassa acima do solo (BAS) encontrada nas árvores grandes (AGs; DAP $\geq$ 50 cm) amostradas ao longo de um gradiente borda-interior (250 m) na Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. DAP = diâmetro coletado a 1.30 m do solo; PEMG: Parque Estadual Mata dos Godoy, BUL: Fazenda Bule, ALV: Fazenda Alvorada, CGH: Fazenda Congonhas e SAN: Fazenda Santo Antônio.

Fragmento florestal e área (ha)	Distância da borda (m)	Biomassa (Mg/ha)					
		T1	T2	T3	T4	T5	Total
PEMG 690 ha	0-50	0	24	49	27	22	24
	50-100	222	30	0	57	32	68
	100-150	37	36	214	0	126	82
	150-200	60	278	118	31	30	103
	200-250	89	135	192	55	89	112
	Total						78
BUL 288 ha	0-50	0	0	0	-	-	0
	50-100	11	188	22	-	-	73
	100-150	40	0	78	-	-	39
	150-200	54	0	101	-	-	51
	200-250	40	43	27	-	-	37
	Total				-	-	40
ALV 122 ha	0-50	0	15	-	-	-	7
	50-100	24	22	-	-	-	23
	100-150	70	0	-	-	-	35
	150-200	48	40	-	-	-	44
	200-250	0	0	-	-	-	0
	Total			-	-	-	22
CGH 108 ha	0-50	118	39	-	-	-	79
	50-100	0	70	-	-	-	35
	100-150	11	25	-	-	-	18
	150-200	0	92	-	-	-	46
	200-250	25	47	-	-	-	36
	Total			-	-	-	43
SAN 34 ha	0-50	0	-	-	-	-	0
	50-100	72	-	-	-	-	72
	100-150	0	-	-	-	-	0
	150-200	0	-	-	-	-	0
	200-250	43	-	-	-	-	43
	Total	23	-	-	-	-	23

**Apêndice 12** – Abundância de árvores grandes (AGs; DAP $\geq$ 50 cm) vivas e mortas em pé observada ao longo de um gradiente borda-interior (250 m) na Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. DAP = diâmetro coletado a 1.30 m do solo; PEMG: Parque Estadual Mata dos Godoy, BUL: Fazenda Bule, ALV: Fazenda Alvorada, CGH: Fazenda Congonhas e SAN: Fazenda Santo Antônio.

Fragmento florestal e área (ha)	Distância da borda (m)	Abundância (número de indivíduos)									
		Transectos									
		Árvores vivas					Árvores mortas em pé				
		T1	T2	T3	T4	T5	T1	T2	T3	T4	T5
PEMG 690 ha	0-50	0	2	4	1	1	0	1	0	0	0
	50-100	1	2	0	4	2	0	0	0	0	0
	100-150	3	2	3	0	6	0	2	0	0	0
	150-200	1	4	2	2	2	0	1	1	0	0
	200-250	4	4	8	3	3	0	0	0	0	0
	Total	9	14	17	10	14	0	4	1	0	0
BUL 288 ha	0-50	0	0	0	-	-	0	0	0	-	-
	50-100	1	6	1	-	-	1	0	0	-	-
	100-150	2	0	2	-	-	1	1	0	-	-
	150-200	3	0	5	-	-	0	0	0	-	-
	200-250	2	2	2	-	-	0	0	0	-	-
	Total	8	8	10	-	-	2	1	0	-	-
ALV 122 ha	0-50	0	1	-	-	-	0	0	-	-	-
	50-100	1	1	-	-	-	0	0	-	-	-
	100-150	1	0	-	-	-	0	0	-	-	-
	150-200	2	2	-	-	-	1	0	-	-	-
	200-250	0	0	-	-	-	0	0	-	-	-
	Total	4	4	-	-	-	1	0	-	-	-
CGH 108 ha	0-50	3	2	-	-	-	1	0	-	-	-
	50-100	0	3	-	-	-	0	0	-	-	-
	100-150	1	1	-	-	-	0	0	-	-	-
	150-200	0	2	-	-	-	1	0	-	-	-
	200-250	1	2	-	-	-	0	0	-	-	-
	Total	5	10	-	-	-	2	0	-	-	-
SAN 34 ha	0-50	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-
	50-100	3	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	100-150	0	-	-	-	-	1	-	-	-	-
	150-200	0	-	-	-	-	0	-	-	-	-
	200-250	2	-	-	-	-	0	-	-	-	-
	Total	5	-	-	-	-	2	-	-	-	-

**Apêndice 13** – Abundância das espécies de árvores grandes (AGs; DAP $\geq$ 50cm) amostradas no presente estudo ao longo de um gradiente de borda (250 m) em cada fragmento da Mata Atlântica (Floresta Estacional Semidecidual) do norte do Paraná, Brasil. DAP = diâmetro coletado a 1.30 m do solo; PEMG: Parque Estadual Mata dos Godoy, BUL: Fazenda Bule, ALV: Fazenda Alvorada, CGH: Fazenda Congonhas e SAN: Fazenda Santo Antônio.

Espécies observadas	PEMG	BUL	ALV	CGH	SAN	DM (g/cm <sup>3</sup> )
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	8	1	0	0	0	0.47
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	8	2	0	6	0	0.71
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	7	0	5	3	4	0.49
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	6	0	0	0	0	0.35
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	4	2	0	0	0	0.43
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	3	0	1	1	1	0.62
<i>Ficus insipida</i> Willd.	3	6	0	0	0	0.38
<i>Annona cacans</i> Warm.	2	0	0	1	0	0.31
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	2	1	0	0	0	0.62
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	2	1	0	0	0	0.42
<i>Ficus eximia</i> Schott	2	0	0	2	0	0.41
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	2	0	0	0	0	0.61
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	2	0	0	0	0	0.51
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	2	1	0	0	0	0.62
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	2	2	0	0	0	0.61
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	1	0	0	0	0	0.52
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	1	0	0	0	0	0.57
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	1	0	1	0	0	0.64
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eich. ex Miq.) Engl.	1	0	0	0	0	0.54
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	1	2	0	0	0	0.71
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	1	1	0	0	0	0.61
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	1	0	0	0	0	0.61
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	0	0	1	0	0	0.63
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees & Mart.) Kosterm.	0	1	0	0	0	0.51
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	0	0	0	1	0	0.38
Lauraceae	0	2	0	0	0	0.62
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0	1	0	0	0	0.52
Myrtaceae sp.	0	0	0	1	0	0.58
<i>Rauvolfia sellowii</i> Müll.Arg.	0	2	0	0	0	0.48
<i>Indeterminada sp.</i>	1	0	0	0	0	0.51
<i>Indeterminada sp.1</i>	1	0	0	0	0	0.51
<i>Indeterminada sp.2</i>	0	1	0	0	0	0.51
Total	64	26	8	15	5	