



UFRR

UNIVERSIDADE FEDERAL DE RORAIMA

PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM RECURSOS NATURAIS

LUIS ANTONIO BELTRÁN ALEMÁN

**MODELOS ALOMÉTRICOS DIÂMETRO-ALTURA PARA FLORESTAS  
OLIGOTRÓFICAS DO NORTE DA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

BOA VISTA, RR

2019

LUIS ANTONIO BELTRÁN ALEMÁN

**MODELOS ALOMÉTRICOS DIÂMETRO-ALTURA PARA FLORESTAS  
OLIGOTRÓFICAS DO NORTE DA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Recursos Naturais - PRONAT da Universidade Federal de Roraima, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Ambientais (Recursos Naturais). Área de concentração: Manejo e Conservação de Bacias Hidrográficas

Orientador: Prof. Dr. Reinaldo Imbrozio  
Barbosa

Coorientador: Prof. Dr. Rodrigo  
Leonardo Costa de Oliveira

BOA VISTA, RR

2019

**LUIS ANTONIO BELTRÁN ALEMÁN**

**MODELOS ALOMÉTRICOS DIÂMETRO-ALTURA PARA FLORESTAS  
OLIGOTRÓFICAS DO NORTE DA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada como pré-requisito para conclusão do Curso de Mestrado em Ciências Ambientais (Recursos Naturais) da Universidade Federal de Roraima, defendida em 27 de maio de 2019 e avaliada pela seguinte Banca Examinadora:



---

**Prof. Dr. Renato Imbrozio Barbosa**  
Orientador - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia



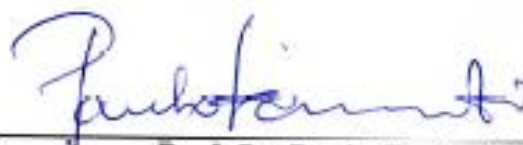
---

**Profa. Dra. Carolina Volkmer de Castilho**  
Membro - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária



---

**Prof. Dr. Paulo Eduardo Barni**  
Membro - Universidade Estadual de Roraima



---

**Prof. Dr. Paulo Emilio Kaminski**  
Membro - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

“LA EDUCACIÓN ES EL ALMA DE LOS PUEBLOS Y  
ABONO DE LOS EJÉRCITOS DE LA LIBERTAD”

FRANCISCO MORAZAN

## AGRADECIMENTOS

A Organização dos Estados Americanos (OEA), o Grupo Coimbra de Universidade Brasileiras (GCUB) e a Universidade Federal de Roraima pela oportunidade de cursar o mestrado na República Federativa do Brasil.

Ao projeto institucional “Ecologia e Manejo dos Recursos Naturais de Savanas e Florestas de Roraima” (PPI-INPA 015/122) do Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia dos Serviços Ambientais da Amazônia (INCT ServAmb-Processo FAPEAM/CNPq), que providenciaram suporte financeiro para o desenvolvimento da pesquisa.

Ao Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA), Núcleo de Pesquisas de Roraima (NPRR), pelo apoio logístico no desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais (PRONAT) da Universidade Federal de Roraima (UFRR) pela oportunidade de poder integrá-lo como parte acadêmica efetiva.

Agradecimentos fraternos aos professores Dr. Reinaldo Imbrozio Barbosa e ao Dr. Rodrigo Leonardo Costa de Oliveira, pelo apoio na orientação, logística de campo, conselhos e ajuda moral na conclusão deste trabalho.

Ao pessoal do ICMBio do Parque Nacional Serra da Mocidade com especial interesse, à MSc. Érika Tiekó Fujisaki e o MSc. Sylvio Romério Briglia Ferreira, por autorizar a realização do estudo nas suas dependências e apoio incondicional no deslocamento de campo e logística em geral.

Aos meus pais, Manuel Beltrán e Cándida Alemán, irmãos e irmãs, sobrinhos e cunhados a quem admiro e amo muito, por dar-me o melhor exemplo da vida e apoiar-me economicamente e moralmente para cumprir minhas metas acadêmicas.

Meu agradecimento fraterno à Dra. Sor. Nohemi Reta Garay, Diretora do IHER, Arizona, Honduras, por ser minha luz desde o começo neste caminhar acadêmico.

Aos meus amigos e colegas de Honduras, Nelson Edmundo Arriaga Pérez, José David Portillo Villanueva, Neptalí Portillo Villanueva, Dixon Nohel Morales, Milton Castillo Harry, Blanca Marisol Alfaro Cruz e Sindy Paola Carvallo, pelo apoio moral e acadêmico durante todo o processo deste desafio.

Ao meu amigo da Espanha, PhD. Ismael Montero Fernandez, pela sua ajuda acadêmica e moral no desenvolvimento deste trabalho.

Meu agradecimento especial ao Dr. Paulo Barni, à M.Sc. Andressa Sampaio e ao senhor Vandergol Ferreira Guivara, pela sua ajuda no desenvolvimento no trabalho de campo.

Aos meus amigos e colegas do (PRONAT), Dr. Williamar Rodrigues Silva, Dr. Hugo Farias e Wenderson dos Santos, pelo apoio incondicional no desenvolvimento deste trabalho.

## RESUMO

O estudo da relação do D~H (diâmetro-altura) em florestas tropicais melhora nosso entendimento sobre os estoques de biomassa e o papel que desempenham em relação à mitigação dos efeitos das mudanças climáticas no contexto regional e global. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi ajustar modelos alométricos D~H para diferentes tipos de florestas oligotróficas do centro-sul de Roraima, norte da Amazônia brasileira. O estudo tomou como base a medição do diâmetro e da altura de 350 árvores em um transecto permanente de 2.25 km com 5m de largura. O transecto corta um gradiente hidro-edáfico onde ocorrem três tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila) definidos por condicionantes ambientais (classe de solo e duração da inundação). Os cinco modelos matemáticos testados foram não-lineares: Weibull, Michaelis-Menten, Log1, Log2 e Log3. Os critérios de seleção dos modelos foram o erro padrão dos resíduos (RSE), o coeficiente de determinação ajustado ( $R^2_{adj}$ ) e o Critério de Informação Akaike (AIC). Os modelos alométricos específicos que definem a altura total de cada um dos três tipos florestais investigados são assintoticamente distintos entre si ( $p = <5\%$ ). Análise dos resíduos dos modelos não-lineares mais parcimoniosos mostraram uma tendência de superestimar as alturas totais para os três tipos florestais. O modelo melhor ajustado (Michaelis-Menten) indicou que os modelos gerais publicados previamente para as regiões tropicais usando o diâmetro como variável independente podem superestimar as alturas com base no diâmetro do caule. Os modelos gerais de Weibull superestimaram as alturas na área de estudo em (17.7-105.8%) nos três tipos florestais (campinaranas, ecótono e ombrófila), com exceção nos diâmetros  $>60\text{cm}$  no tipo florestal da ombrófila onde o modelo Sul Americano subestimou as alturas, porém, o modelo baseado no clima apresentou valores de (13.2-67.6%) superestimando as alturas com maior dimensão na campinarana, entretanto, na área de ecótono superestimou as alturas nos diâmetros  $\leq 20$  (cm) e as subestimou nos diâmetros  $> 38$  (cm), na fitofisionomia da ombrófila as alturas foram superestimadas também nos diâmetros  $\leq 20$  (cm), e subestimadas nos diâmetros  $> 25$  (cm). Conclui-se que a relação de diâmetro-altura difere entre a fitofisionomia da campinarana com (3-4 meses de inundação) em relação com a área de ecótono (1-2 meses de alagamento) e a floresta ombrófila (sem presença de inundação), indicando que ambientes mais restritos (campinaranas estabelecidas em zonas com maior período de inundação e solos mais pobres) possuem padrões biométricos menores em relação aos tipos florestais com menores restrições (florestas ombrófilas e ecótonos situados em zonas isentas ou com menor período de alagamento temporal).

**Palavras-chave:** Alometria. Florestas Amazônicas. Ecótono. Variáveis hidro-edáficas.

## ABSTRACT

The study of the D-H (diameter-height) relationship in tropical forests improves our understanding of biomass stocks and the role they play in mitigating the effects of climate change in the regional and global context. In this sense, the objective of this study was to adjust D-H allometric models for different types of oligotrophic forests in the center-south of Roraima, northern Brazilian Amazonia. The study was based on measuring the diameter and height of 350 trees on a 2.25 km with 5m wide transect. The transect intersects a hydro-edaphic gradient where three forest types (campinarana, ecotone and ombrófila) are defined by environmental factors (soil class and duration of flooding). The five mathematical models tested were non-linear: Weibull, Michaelis-Menten, Log1, Log2 and Log3. The selection criteria of the models were the standard error of residues (RSE), the adjusted determination coefficient ( $R^2_{adj}$ ) and the Akaike Information Criterion (AIC). The specific allometric models that define the total height of each of the three forest types investigated are asymptotically different ( $p = <5\%$ ). Analysis of the residues of the more parsimonious non-linear models showed a tendency to overestimate the total heights for the three forest types. The best fit model (Michaelis-Menten) indicated that general models previously published for tropical regions using diameter as an independent variable may overestimate heights based on stem diameter. The general Weibull models overestimated the heights in the study area in (17.7-105.8%) in the three forest types (Treed shade-loving, ecotone and ombrófila), except in the diameters  $> 60$  (cm) in the forest type of the ombrophilous where the South American model underestimated the heights (13.2-67.6%), overestimating the highest heights in the campinarana, however, in the ecotone area, it overestimated the heights in the diameters  $\leq 20$  (cm) and underestimated them in diameters  $> 38$  (cm), the heights were also overestimated in diameters  $\leq 20$  (cm), and underestimated in diameters  $> 25$  (cm). It is concluded that the diameter-height relationship differs between the phytophysiology of the campinarana with (3-4 months of flood) in relation to the ecotone area (1-2 months of flooding) and the ombrophilous forest (without flooding), indicating that more restricted environments (campinaranas established in areas with longer flooding periods and poorer soils) have lower biometric standards than forest types with lower restrictions (ombrophilous and ecotone forest located in free zones or with a shorter time period of flooding)

Key words: Allometry. Amazonian Forests. Ecotone. Hydro-edaphic Variables.

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Área de estudo indicando a localização do Parque Nacional Serra da Mocidade e a parcela permanente inventariada. .... 21
- Figura 2**- Diagrama conceitual do gradiente hidro-edáfico relacionado aos diferentes tipos florestais, Parque Nacional Serra da Mocidade..... 24
- Figura 3**- Diagrama conceitual dos diferentes tipos florestais amostrados ao longo de um gradiente hidro-edáfico na Trilha do Gato, PN Serra da Mocidade, centro-sul de Roraima. .... 26
- Figura 4**- Diferenças estruturais nos três tipos florestais tomando como base o diâmetro (cm) de indivíduos arbóreos dispersos no gradiente hidro-edáfico ..... 29
- Figura 5**- Diferenças estruturais nos três tipos florestais tomando como base a altura total (m) de indivíduos arbóreos dispersos no gradiente hidro-edáfico ..... 30
- Figura 6**- Relação entre diâmetro do caule e altura total de indivíduos arbóreos amostrados nos três diferentes tipos florestais estudados na Trilha do Gato, Parque Nacional Serra da Mocidade, Roraima. .... 31
- Figura 7**- Modelo conceitual para entender as variações, D~H em relação com as características hidro-edáficas (Classes de Solos e Duração da Inundação) dos diferentes tipos florestais observados na Trilha do Gato, Parque Nacional Serra da Mocidade. .... 32
- Figura 8**- Comparação dos três modelos alométricos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014) vs Modelo específico (local) para a fitofisionomia da campinarana, Trilha do Gato Serra da Mocidade..... 35
- Figura 9**- Comparação dos três modelos alométricos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014) vs Modelo específico (local) para a região do ecótono, na Trilha do Gato Serra da Mocidade..... 35
- Figura 10**- Comparação dos três modelos alométricos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014) vs Modelo específico (local) para o tipo florestal ombrófila, na Trilha do Gato Serra da Mocidade..... 36



## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1-</b> Diâmetro do caule (cm) e altura total (m) (Media±DP, P e número de amostras) das 350 árvores observadas nos três tipos florestais estudados (campinarana, ecótono e ombrófila) no PARNA Serra da Mocidade, Roraima. ....	30
<b>Tabela 2 -</b> Características hidro-edáficas (Classes de Solos, Duração da Inundação e Altitude) dos diferentes tipos florestais observados na Trilha do Gato, Parque Nacional Serra da Mocidade. ....	32
<b>Tabela 3-</b> Modelos alométricos selecionados para as estimativas das alturas nos três tipos florestais da área de estudo. Onde: H= Altura estimada (m), D= Diâmetro do caule medido (cm).....	33
<b>Tabela 4-</b> Diferentes valores determinados pelos modelos comparados, com dados observados, para as estimativas das alturas, nos três tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila). ....	34
<b>Tabela 5-</b> Comparação do modelo alométrico escolhido para os três tipos florestais (Michaelis-Menten) com os modelos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014), na Trilha do Gato Parque Nacional Serra da Mocidade. ....	36

## LISTA DE ABREVIATURAS

Ab+As	Floresta Ombrófila Aberta das terras baixas associada à base da Serra do Cumaru (início da Floresta Ombrófila Aberta Submontana).
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
INPA	Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas
La+Ld	Mosaico de campinarana arborizada com campinarana florestada
LO	Área de tensão ecológica entre campinarana e floresta ombrófila
PARNA	Parque Nacional
POM	Ponto de Medida do DAP (Point of measurement)
PPBio	Programa de Pesquisas em Biodiversidade

## SÚMARIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	13
1.1 FLORESTAS TROPICAIS .....	14
1.2 ZONAS DE ECÓTONO.....	15
1.3 MODELOS ALOMÉTRICOS.....	16
1.4 FATORES QUE AFETAM OS MODELOS ALOMÉTRICOS .....	17
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	20
2.1 OBJETIVO GERAL.....	20
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	20
<b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	21
3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO .....	21
3.2 DESENHO AMOSTRAL.....	23
3.3 INVENTÁRIO FLORESTAL .....	24
3.4 COLETA E ANÁLISE DO SOLO .....	25
3.5 ANÁLISES DOS DADOS .....	26
3.5.1 Relações alométricas dos três diferentes tipos florestais.....	26
3.5.2. Condicionantes ambientais (duração da inundação e tipos de solos) nos diferentes tipos florestais caracterizados.....	26
3.5.3. Modelos alométricos que melhor descrevem a relação D~H para cada tipo florestal ...	27
3.5.4. Modelos alométricos (locais) vs. Modelos pantropicais atualmente utilizados .....	27
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	29
4.1 RESULTADOS .....	29
4.1.1 Relações estruturais diâmetro altura dos diferentes tipos florestais ao longo de um gradiente hidro-edáfico.....	29
4.1.2. Condicionantes ambientais (duração da inundação e classes de solo) nos diferentes tipos florestais caracterizados.....	31
4.1.3 Modelos alométricos que melhor explicam a relação D~H para cada tipo florestal .....	32
4.1.4 Modelo local vs. Pantropicais.....	33
4.2 DISCUSSÃO .....	37

4.2.1	Relações estruturais diâmetro altura dos três diferentes tipos florestais.....	37
4.2.2	Condicionantes ambientais (duração da inundação e tipos de solos) nos diferentes tipos florestais caracterizados .....	38
4.2.3	Modelos alométricos que melhor descrevem a relação D~H para cada tipo florestal	39
4.2.4	Modelos alométricos (locais) vs modelos gerais (pantropicais e baseados no clima)	39
<b>5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>42</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>43</b>
	<b>APÊNDICE</b> .....	<b>50</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Este estudo versa sobre relações alométricas (diâmetro do tronco e altura total) de árvores situadas em áreas de tensão ecológica (ecótono de florestas ombrófilas com campinaranas) onde diferentes tipos florestais oligotróficos são definidos por distintas condições estruturais e ambientais em um gradiente hidro-edáfico na região centro-sul de Roraima, norte da Amazônia brasileira.

A mudança global do clima é um tema que vem ganhando cada vez mais relevância nas considerações de governos, empresas, universidades e da sociedade em geral, devido à alta recorrência dos eventos climáticos extremos e o agravamento dos impactos associados. Apesar da influência de fenômenos naturais, atualmente já é comprovado pela comunidade científica internacional, que as mudanças climáticas são fortemente potencializadas pelas atividades humanas através da emissão de gases de efeito estufa (GEE), especialmente ocasionados pelo desmatamento das florestas tropicais (IPCC, 2013). Nesse contexto, as florestas Amazônicas possuem fundamental importância na mitigação do aquecimento global, pois compreendem cerca de 45% da cobertura das florestas tropicais do mundo, possuindo ~30% dos estoques de carbono global (MALHI et al., 2002). Por outro lado, estudos realizados por Feldpausch et al. (2012) descreveram que as estimativas de carbono arbóreo nas florestas tropicais apresentam variação entre 40 a 50%, e que essa variação é devida à imprecisão das estimativas relacionadas com a biomassa arbórea. Essas imprecisões geram incertezas nos estoques de carbono derivados da vegetação e provocam um viés de cálculo que impede uma avaliação mais precisa sobre o poder mitigador das florestas tropicais.

Estudar aspectos relativos à dinâmica de ecossistemas das florestas tropicais tomando como base comparações alométricas arbóreas é um tema relevante por proporcionar um melhor entendimento das estimativas dos fluxos e estoques de biomassa/carbono, além de elucidar de melhor forma o papel mitigador desses ecossistemas em decorrência das mudanças climáticas globais (FEARNSIDE et al., 2009; IPCC, 2006). Essa importância se dá pelo fato de que os estoques de biomassa das florestas tropicais são tradicionalmente estimados usando dados de inventário florestal que se apropriam de modelos alométricos que relacionam variáveis de fácil mensuração como, por exemplo, diâmetro à altura do peito (DAP) e/ou altura total das árvores (BROWN, 1997; CHAVE et al., 2005). O uso do DAP como única variável independente no cálculo da biomassa arbórea se traduz como um avanço significativo, mas estudos recentes tem indicado que a adição da variável altura total possui um efeito positivo nas estimativas gerais, provando uma melhoria na redução o erro padrão de 19,5% a 12,5% (CHAVE et al., 2004).

## 1.1 FLORESTAS TROPICAIS

As florestas tropicais provêm serviços ambientais para todo o planeta, pois são responsáveis por grande parte da manutenção da biodiversidade, do ciclo hidrológico e da captura de carbono. Na perspectiva de gerar benefícios econômicos é determinante que seja perpetuado o papel das florestas tropicais em manter os padrões climáticos e de conservação da biodiversidade (FAO, 2015; FEARNSSIDE, 2018). As florestas tropicais em todo o planeta compartilham certas semelhanças estruturais, o que sugere que princípios gerais determinam sua distribuição (zona geográfica comum), densidade (número indivíduos e espécies) e tamanho das árvores (dimensões biométricas). Contudo, restrições ambientais tendem a provocar distinções entre as dimensões biométricas, o que afeta as estimativas gerais de fluxo e estoque de carbono por cada tipo florestal investigado (BROWN et al., 2006, GOUSSANOU et al., 2017). Para estudar essas diferenças, James et al. (2004) propõem a aplicação da teoria metabólica, através da fisiologia, do desempenho individual dos organismos e da estrutura geral das populações, comunidades e ecossistemas, utilizando os princípios da (física, da química e da biologia) destas florestas, estabelecendo as taxas de captação de recursos do meio ambiente e a alocação de recursos à sobrevivência, crescimento e reprodução que controla os processos ecológicos em todos os níveis de organização de indivíduos para a biosfera.

Neste contexto compreender essas distinções é crucial para a determinação do real papel das florestas tropicais na mitigação do impacto do aquecimento global nas mudanças climáticas. Segundo Malhi et al. (2004), o carbono estocado na vegetação terrestre é encontrado em maior quantidade nas florestas tropicais, e assim, a produtividade em termos de biomassa total pode ser determinada pela estocagem de carbono nesse compartimento situado acima do solo. Sendo assim, a biomassa é considerada um parâmetro que caracteriza a capacidade dos ecossistemas de acumular matéria orgânica ao longo do tempo (BROWN, 1997; CLARK et al., 2001). Chave et al. (2004) encontraram que os estoques de biomassa são considerados dos principais parâmetros que determinam a qualidade das condicionantes ambientais, tais como: clima, condicionantes hidro-edáficas, regeneração da floresta e estrutura vegetal nos ecossistemas. O tempo em que o carbono permanece fixado na biomassa viva acima do solo (aboveground biomass – AGB, sigla em inglês) se converte em um bom indicador para o crescimento de ecossistemas florestais. Estima-se que sua permanência em ecossistemas tropicais pode variar de 20 anos em florestas com alta produtividade a mais de 100 anos em florestas de crescimento lento (MALHI et al., 2004).

As florestas sequestram e armazenam mais carbono do que qualquer outro ecossistema terrestre e são um importante “meio natural” para combater as mudanças climáticas globais, sendo este um tema que vem ganhando cada vez mais relevância nas considerações de governos, empresas, universidades e da sociedade em geral, devido à alta recorrência dos eventos climáticos extremos e o agravamento dos impactos associados. Apesar da influência de fenômenos naturais, atualmente já é comprovado pela comunidade científica internacional, que as mudanças climáticas são fortemente potencializadas pelas atividades antropogênicas através da emissão de gases de efeito estufa (GEE), especialmente ocasionados pelo desmatamento das florestas tropicais (DOUGHTY et al., 2015; IPCC, 2013). Quando as florestas são desmatadas ou degradadas, o carbono armazenado nos tecidos vegetais é liberado para a atmosfera principalmente na forma de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), principal gás do efeito estufa. Por exemplo, estima-se que o desmatamento tropical tenha liberado cerca de 1-2 bilhões de toneladas de carbono por ano ao longo de toda a década de 1990, representando algo como 15-25% do total anual de emissões de gases de efeito estufa (FEARNSIDE, 2003; HOUGHTON, 2005). Neste sentido, as florestas são reservatórios de carbono que absorvem aproximadamente 30% de todas as emissões anuais de CO<sub>2</sub> (PAN et al., 2011). Segundo Feldpausch et al. (2012) as florestas tropicais desempenham um papel vital no ciclo global do carbono, estima-se que 285 pentagramas (Pg) de carbono sejam armazenados na superfície da biomassa viva. Desta forma, as pressões sobre as florestas tropicais do planeta e em especial da Amazônia são as responsáveis pela contínua diminuição desse grande sorvedouro global de carbono, dando lugar a áreas de cultivo agrícola, pastagens para criação de gado e agora com a revolução energética a construção de grandes hidroelétricas estão gerando altos impactos nestas áreas naturais. Estas são as formas mais comuns de utilização da cobertura florestal, em especial na Amazônia, mas são vegetações substitutas de baixa relação biomassa/carbono (CHAVE et al., 2004; FEARNSIDE, 2001, FEARNSIDE, 2018; MALHI et al., 2008).

## 1.2 ZONAS DE ECÓTONO

Ecótonos são definidos como áreas de tensão ecológica quando duas ou mais regiões fitoecológicas, ou diferentes tipos de vegetação, coexistem formando, na maioria das vezes, comunidades vegetais indiferenciadas, onde as floras se interpenetram constituindo as transições florísticas ou contatos edáficos (IBGE, 2012). Os ecótonos podem ocorrer em múltiplas escalas espaciais, variando desde transições de escalas globais a ecótonos de pequena escala, onde as comunidades vegetacionais locais e micro-habitats coincidem (KARK;

RENSBURG, 2006). As áreas de ecótono são, geralmente, compostas por florestas com baixo nível de informações em termos florísticos e estruturais. As principais zonas ecotonais da Amazônia se encontram principalmente ao longo do interflúvio do rio Negro e rio Branco, abarcando tanto zonas de contato savana-floresta, como também floresta estacional-floresta ombrófila e floresta ombrófila-campinaranas, essa última típica da região da ribeira do rio Agua Boa do Univini, no centro-sul de Roraima (BARBOSA et al., 2007; BARBOSA et al., 2017; BARBOSA; FERREIRA, 2004;). Em geral, os ecótonos do interflúvio rio Negro / rio Branco são ambientes oligotróficos dispersos em gradientes hidro-edáficos onde a sazonalidade de inundação e categorias de solo são determinantes para a caracterização de diferentes tipos vegetacionais (CORDEIRO et al., 2016). Em toda a Amazônia, os ecótonos representam cerca de 15% da região, somando aproximadamente 400.000 km<sup>2</sup> no total (SANTOS et al., 2007). Contudo, as estimativas sobre fluxos e estoques de carbono nestas áreas são incompletas e derivadas de incertezas relacionadas aos cálculos de biomassa devido a sua heterogeneidade na estrutura florística. Essas incertezas são produto da carência de estudos que melhorem nosso entendimento da influência de condicionantes ambientais (e.g. solo, alagamento, altitude, clima) nos parâmetros estruturais e biométricos de árvores nos diferentes tipos florestais, o que, sem dúvida, melhora nosso poder de estimar os estoques de biomassa/carbono na larga escala (BARNI et al., 2016).

### 1.3 MODELOS ALOMÉTRICOS

A alometria é definida como a relação estatística entre o tamanho e a forma (MOSIMANN, 1970; PHILIPP et al., 2013). Para Guedes et al. (2009), os modelos alométricos aplicados às ciências florestais são definidas como equações matemáticas que permitem estimar a altura, volume, biomassa ou carbono das árvores, com base em variáveis biométricas, como diâmetro à altura do peito (cm) e altura total (m) dos indivíduos. Os estoques de biomassa das florestas tropicais são tradicionalmente estimados usando dados de inventários florestais obtidos de parcelas permanentes ou temporárias. Estes modelos alométricos relacionam variáveis facilmente mensuráveis como o (DAP) e altura total das árvores (BROWN, 1997; CHAVE et al., 2005; HUNTER et al., 2013). De acordo com Cutini et al. (2013) a estimativa da biomassa das árvores utilizado como ferramenta de manejo desempenha um papel fundamental no uso sustentável da floresta e na determinação das quantidades de carbono estocadas nestes ecossistemas.

Os modelos alométricos são métodos indiretos práticos quando se deseja estimar a biomassa aérea das árvores usando variáveis de medida simples, como o (DAP) e altura total



em alguns casos (ACOSTA et al., 2002; FIGUEROA et al., 2010). Nesse sentido, existe uma necessidade urgente de uma melhor compreensão do nível do processo de dinâmica das florestas, principalmente tropicais, devido à grande biodiversidade que estas florestas tropicais abrigam principalmente na Amazônia (BARBOSA et al., 2019; GENTRY, 1992). Embora os modelos alométricos tenham sido utilizados desde o desenvolvimento das análises de regressão na primeira metade do século XX, poucos modelos alométricos específicos estão disponíveis para estimar a altura e biomassa (AGB) em lugares pontuais das florestas tropicais (BARBOSA et al., 2019; CHAVE et al., 2004; HUNTER et al., 2013).

O desenvolvimento dos modelos alométricos para a estimativa da biomassa depende da obtenção de dados dos distintos componentes das árvores (galhos, folhas, troncos e raízes) pesados diretamente no campo, o que consome muito tempo e são caros de se obter (FELDPAUSCH et al., 2012). Estudos publicados anteriormente têm avançado para resolver este problema, com a implementação de modelos alométricos específicos usando altura total e diâmetro à altura do peito para melhorar esses processos de estimativa de biomassa em locais com condições particulares, especialmente em florestas tropicais (CHAVE et al., 2005; BROWN, 1997; HUNTER et al., 2013).

#### 1.4 FATORES QUE AFETAM OS MODELOS ALOMÉTRICOS

O maior erro no balanço de carbono na região tropical resulta da incerteza na biomassa florestal acima do solo (HOUGHTON, 2003a, 2005; HOUGHTON et al., 2001). As florestas tropicais de fortes gradientes de altitude apresentam problemas nas medições das variáveis (diâmetro do tronco e Altura total) para a estimativa da biomassa aérea e no armazenamento de carbono (GIRARDIN et al., 2013; LARJAVAARA et al., 2013). Várias pesquisas desenvolvidas ao longo de gradientes altitudinais nas florestas tropicais, concluíram que, à medida que a altitude aumenta a biomassa aérea diminui (GIRARDIN et al., 2013; MOSER et al., 2011), e que isso seria uma resposta possivelmente associada às limitações no crescimento que supõe a diminuição da temperatura do ar e o solo, mudanças na precipitação, velocidade do vento, ou nebulosidade, características de áreas altas.

Outros estudos regionais sugerem que a elevação pode não ser o fator mais importante para explicar a variabilidade na biomassa aérea (SLIK et al., 2010). Porém o clima e a diversidade ambiental, também são considerados como fatores que condicionam os estoques de biomassa aérea em florestas tropicais, afetando diretamente as relações biométricas  $D \sim H$  (CHAVE et al., 2001, 2003, 2014; LAURANCE et al., 1999). Na Amazônia as distintas condições estruturais e ambientais definem as diferenças dos estoques de biomassa nos

conjuntos fitofisionômicos dispersos na região Amazônica (FEARNSIDE, FERRAZ, 1995; HOUGHTON et al., 2001; NOGUEIRA et al., 2015).

Para reduzir o erro na aplicação dos modelos alométricos, os modelos devem ser ajustados de acordo com o tipo de vegetação, condições ambientais e a disponibilidade da informação do diâmetro do tronco e da altura total das árvores – esse apartado seria um compromisso entre a variação ambiental e a disponibilidade de dados no momento da estimativa da biomassa, para diminuir as incertezas (BARBOSA et al., 2019; BROWN, 1997; MENSAH et al., 2016).

Um dos principais problemas com a aplicação dos modelos alométricos nas florestas tropicais é relacionar o diâmetro do tronco com a altura total das árvores para a estimativa da biomassa. Isso porque a altura total foi muitas vezes ignorada em programas de quantificação de carbono devido à dificuldade em obter tais dados e à falta de precisão de medição em florestas de dossel fechados ou áreas de difícil acesso (CHAVE et al., 2014; HUNTER et al., 2013; SULLIVAN et al., 2018). A inclusão ou não da altura da árvore como preditor de biomassa viva acima do solo gerou, e continua gerando, controvérsias graves no mundo da ciência, devido a alegações distintas sobre os pontos positivos/negativos da obtenção dessa medida e o aumento/diminuição das incertezas em função da dificuldade em obtê-la (BACCINI, ASNER, 2013; BACCINI et al., 2012). A relação alométrica de diâmetro-altura pode ser aplicada através das medidas de diâmetro do tronco com a altura total das árvores, mas estas podem ser condicionadas por vários fatores ambientais, que podem ser espaciais e temporais, como biogeografia, condições hidro-edáficas. É por esta razão que a realização dessas medidas no campo requer um cuidado intenso para não transportar com muitos erros nas estimativas dos estoques de carbono (FELDPAUSCH et al., 2012; FELDPUSCH et al., 2011). Para melhorar essas estimativas, Chave et al. (2005) propuseram realizar um melhor ajuste e calibração nas análises das equações alométricas de árvores tropicais, com o intuito de evitar maiores incertezas nos modelos a serem implementados nesses ambientes, estes modelos podem levar a estimativas da biomassa de forma tendenciosa em alguns tipos de vegetação sub-amostrados nos trópicos.

A biomassa arbórea é função do volume de madeira (obtido a partir, por exemplo, do diâmetro do tronco e da altura), arquitetura e densidade da madeira. A variável densidade da madeira varia de acordo com a espécie, a idade da árvore, a estratégia do ciclo de vida e fatores ambientais (periodicidade de inundação), como o aspecto topográfico da inclinação e os tipos de solos e os nutrientes disponíveis, para gerar um melhor crescimento e desenvolvimento nas árvores. Essas condições podem ter influência na quantidade de biomassa estimada por meio

dos modelos alométricos em cada área da floresta (BROWN, 1997; CHAVE et al., 2005; KEARSLEY et al., 2018; STERCK, 2001). Em estudos realizados por Scaranello et al. (2012) no bioma Mata Atlântica em um gradiente altitudinal, determinaram-se que os fatores ambientais (altitude, relevo, temperatura e ventos) condicionam fortemente o crescimento das árvores, diminuindo a altura das árvores e aumentando o diâmetro do tronco a medida que há um aumento na altitude do relevo do terreno. Segundo estudos apresentados por Banin et al. (2012) e Feldpausch et al. (2011) as árvores otimizam suas estratégias de crescimento dependendo do ambiente, a alometria da árvore deverá variar previsivelmente em gradientes ambientais.

Nesse contexto estudar aspectos relativos à dinâmica de ecossistemas das florestas tropicais tomando como base comparações alométricas arbóreas é um tema relevante por proporcionar um melhor entendimento das estimativas dos fluxos e estoques de biomassa/carbono, além de elucidar de melhor forma o papel mitigador desses ecossistemas em decorrência das mudanças climáticas globais (FEARNSIDE et al., 2009; IPCC, 2006). Essa importância se dá pelo fato de que os estoques de biomassa das florestas tropicais são tradicionalmente estimados usando dados de inventário florestal que se apropriam de modelos alométricos que relacionam variáveis de fácil mensuração como, por exemplo, diâmetro à altura do peito (DAP) e/ou altura total das árvores (BROWN, 1997; CHAVE et al., 2005).

Diante do exposto, este estudo visa pesquisar se diferentes restrições ambientais (periodicidade de inundação e tipo de solo) determinam distintos padrões estruturais e afetam as relações alométricas  $D \sim H$  (diâmetro do caule e altura total) de árvores dispersas em florestas oligotróficas ao longo de um gradiente hidro-edáfico da região do ecótono centro-sul de Roraima, suscitando a hipótese de que ambientes mais restritivos (e.g. maior período de inundação) e caracterizados por solos com maior acidez e menor fertilidade, limitam o crescimento vegetativo das árvores e alteram a relação  $D \sim H$  em comparação com tipos florestais situados em ambientes menos restritivos (e.g. maior fertilidade) ao longo do gradiente hidro-edáfico.

## 2 OBJETIVOS

Visando responder a pergunta geral e específicas do estudo foram construídos os seguintes objetivos:

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Ajustar modelos alométricos diâmetro-altura (D~H) para diferentes tipos de florestas oligotróficas do centro-sul de Roraima.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar os padrões estruturais dos diferentes tipos florestais tomando como base o diâmetro do tronco (cm) e a altura total (m) de indivíduos arbóreos;
- Relacionar as principais condicionantes ambientais (duração da inundação e tipos de solo) aos diferentes tipos florestais caracterizados;
- Determinar modelos alométricos que melhor descrevam a relação D~H para cada tipo florestal;
- Comparar os modelos alométricos ajustados para o ecótono centro-sul de Roraima com os modelos atualmente disponíveis na literatura científica.

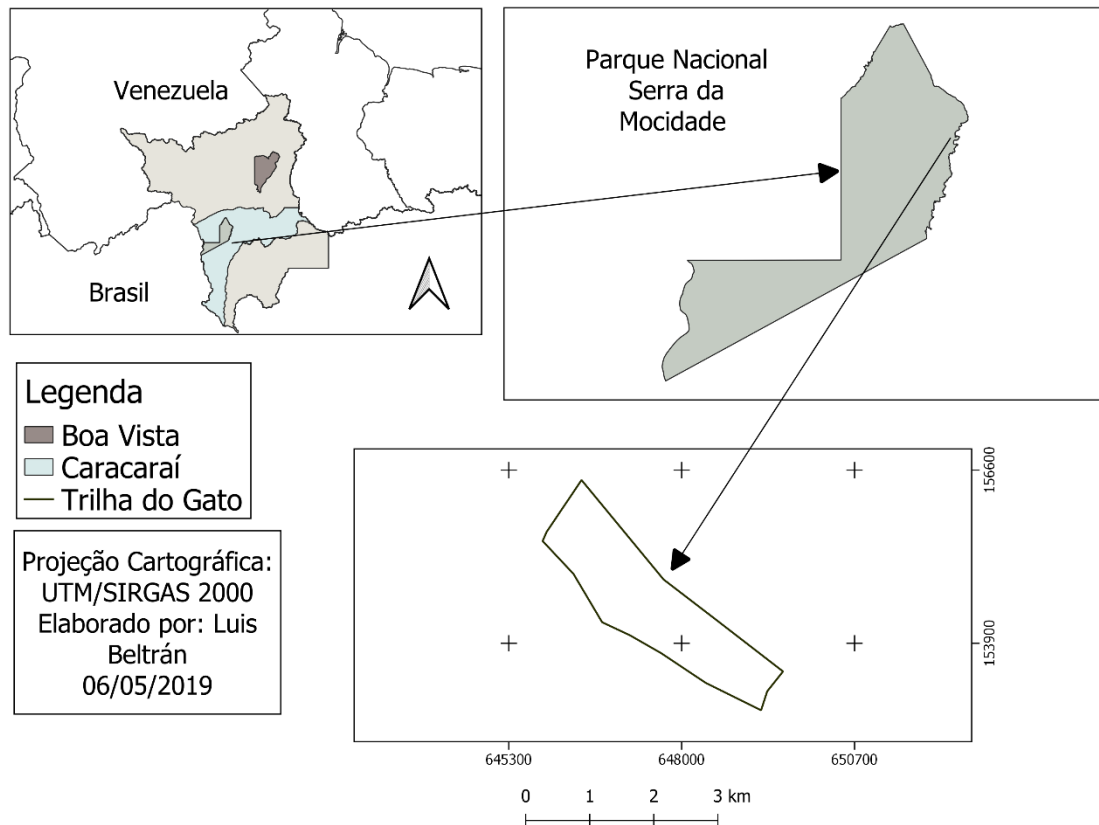
### 3 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi desenvolvido em uma área de ecótono situada no centro-sul do estado de Roraima, norte da Amazônia brasileira.

#### 3.1 LOCALIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi realizado no Parque Nacional Serra da Mocidade (350.960,5 ha), uma unidade de conservação federal gerenciada pelo ICMBio (Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade), situado no município de Caracaraí, ~290 km ao sul da cidade de Boa Vista, capital de Roraima, seguindo o curso do Rio Branco até o Água Boa do Univini. A área amostral é caracterizada por zonas de ecótono (área de tensão ecológica ou área de transição ou zona de contato) entre florestas sazonalmente alagadas sob forte influência do rio Água Boa do Univini (água preta) em associação com florestas ombrófilas de terra firme que alcançam os primeiros degraus de elevação da Serra do Cumaru (Figura 1).

**Figura 1** - Área de estudo indicando a localização do Parque Nacional Serra da Mocidade e a parcela permanente inventariada.



Fonte: Autor (2019).

A região do Parque Nacional da Serra da Mocidade está totalmente inserida no clima Tropical Chuvoso tipo monção (Am), com precipitação de 1700-2000 mm ano<sup>-1</sup>, sendo os meses de maio a julho os que representam o período mais chuvoso (~40% das precipitações anuais) (BARBOSA et al., 2017). A temperatura anual varia de 23°C a 34°C. A área inserida em regiões montanhosas e/ou de escarpas (e.g. Serra da Mocidade) que podem barrar a ação de ventos úmidos, provocando chuvas locais, também denominadas “chuvas orográficas ou de relevo”. Esse fenômeno ocorre pelo resfriamento que o ar sofre ao se elevar em consequência da barreira do relevo, o que provoca a condensação da umidade que ele transporta (IRGANG, 2015).

A vegetação do Parque Nacional Serra da Mocidade é caracterizada por regiões de ecótono que marcam a transição de floresta ombrófila com ecossistemas de campinas e campinaranas (BARBOSA et al., 2017). As campinas amazônicas ocorrem sempre em solos arenosos, de baixa fertilidade, com porte baixo de (3-4m), aberta e escleromórfica, com ocorrência principalmente em áreas de influência da bacia Rio Negro (FERREIRA, 1997; MENDONÇA et al., 2013; PRANCE, 1975) condições muito semelhantes às do local de estudo na Serra Mocidade. Estes são ambientes que, devido as condições naturais edafológicas, passam por um déficit hídrico extremo nos períodos sem chuva, facilitando a propagação de fogos antropogênicos pelo acúmulo de biomassa seca sobre o solo (BARBOSA; FERREIRA, 2004). As campinaranas ocupam geralmente áreas tabulares arenosas, normalmente bastante lixiviadas pelas chuvas durante os últimos 10.000 anos (PRANCE, 1975). Além das áreas tabulares, encontram-se campinaranas em amplas depressões fechadas, sob solos hidromórficos, encharcadas no período chuvoso, quando o lençol freático se torna aflorante ou sub-superficial. As campinaranas podem ser classificadas em três subgrupos de formação: campinarana florestada, típica na área de estudo na serra da Mocidade, campinarana arbórea-arbustiva e campinarana gramíneo-lenhosa. Estes tipos correspondem a diferentes estágios sucessionais da cobertura vegetal (BRASIL, 1975). As florestas ombrófilas com fisionomia e composição florística típicas da Hiléia Amazônica, com grande porte (podendo alcançar 35-45 m de altura), estratificadas e com alta diversidade de espécies arbóreas e espécies da família *Arecaceae* (BRASIL, 1975).

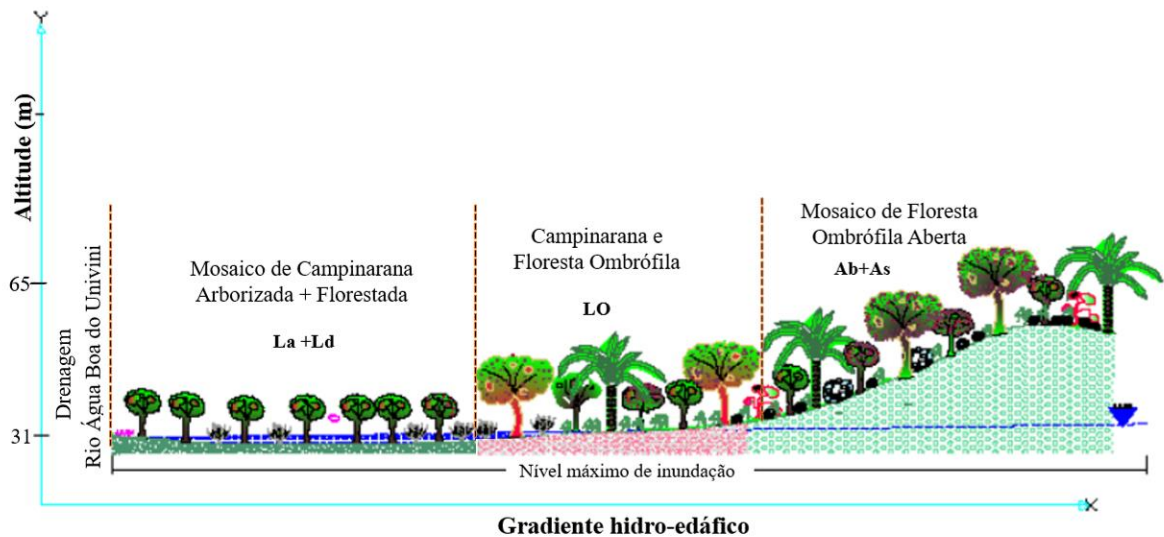
A área do Parque é marcada por parte de uma cadeia de montanhas que lhe empresta o nome (Serra da Mocidade), resultante da erosão de um grande bloco continental, o Cráton guianense formado no período Pré-Cambriano Inferior por rochas magmáticas e metamórficas datadas entre 1,8 e 2,5 bilhões de anos (IBGE, 2012). As características dos solos na Mocidade são definidas por um resíduo litólico da mesma constituição geológica do complexo rochoso.

Trata-se de um maciço residual de grandes proporções, com altitude média de mil metros, chegando a extremos de 1.800 metros, caracterizado por cristas acentuadas e encostas ravinadas, em meio à densa floresta de altitude. São encontradas oito diferentes classes de solos: Neossolo Flúvico, Neossolo Quartzarênico Hidromórfico, Espodossolo Humilúvico Hidromórfico, Latossolo Amarelo Distrófico, Gleissolo Háptico Tb Distrófico, Latossolo Vermelho Distrófico, Neossolo Litólico Distrófico e o Argissolo Amarelo (BARBOSA et al., 2017; MENDONÇA et al., 2011; MENDONÇA et al., 2013).

### 3.2 DESENHO AMOSTRAL

O estudo foi realizado em uma área denominada Trilha do Gato, uma trilha de caminhada que se inicia na margem direita do rio Água Boa do Univini até os primeiros degraus do setor nordeste da Serra do Cumaru (quadrante aproximado: 1,405° N – 61,648° W e 1,382° N – 61,673° W), localizada na extremidade nordeste do Parque (Figura 1). Uma parcela permanente foi instalada em junho de 2016 em um transecto irregular de 2,244 km de comprimento planar estabelecido na Trilha do Gato que vem sendo regularmente monitorada. O transecto corta diferentes tipos florestais associados a um gradiente ambiental delimitado por gradações altitudinais ( $\pm 31$  m à  $\pm 65$  m a.s.l.) que definem variações nas condicionantes hidroedáficas (Figura 2). O transecto foi marcado com canos de PVC georreferenciados e distanciados entre 9,5-50 m para facilitar a marcação da largura da parcela (5 m do lado direito da trilha, sentido rio-serra). A marcação da largura da parcela foi tomada após uma zona de exclusão de 0,5 m imposta ao longo de todo o transecto com o intuito de evitar medições em trechos da trilha eventualmente perturbados pelo caminhada humano. Este desenho amostral foi baseado no protocolo do PPBio (Programa de Pesquisas em Biodiversidade) desenvolvido por Coelho et al. (s.d) para árvores comerciais. O comprimento total do transecto foi determinado após da transformação das distancias lineares em distancias planares utilizando o software GPS TrackMaker PRO (FERREIRA-JÚNIOR, 2008).

**Figura 2-** Diagrama conceitual do gradiente hidro-edáfico relacionado aos diferentes tipos florestais, Parque Nacional Serra da Mocidade.



Fonte: Autor (2019).

### 3.3 INVENTÁRIO FLORESTAL

Este estudo levou em conta o terceiro censo arbóreo realizado no mês de maio de 2018, em toda a área da parcela permanente, onde foram inventariados 702 indivíduos (642 árvores e 60 palmeiras) levando em consideração: (i) os caules dos indivíduos arbóreos (árvores) com diâmetro à altura do peito (DAP)  $\geq 10$  cm e (ii) a categorização do gradiente ambiental (associado aos tipos florestais) a partir de aspectos descritivos observados ao longo do transecto como: altitude, duração de inundação e classe de solo (BARBOSA et al., 2017). Para determinar a relação D~H, foram amostradas 350 árvores nas três fitofisionomias definidas *a priori*: mosaico de campinarana arborizada (La+Ld), contato de campinarana e floresta ombrófila (LO) e mosaico de floresta ombrófila aberta (Ab+As), foram excluídas as palmeiras da amostragem (Figura 2) já que elas só apresentam crescimento primário (SOUZA; LORENZI, 2008). Os indivíduos amostrados em cada fitofisionomia foram selecionados aleatoriamente com o objetivo de obter maior representação e independência amostral em cada tipo florestal. Esse indicativo amostral segue as recomendações de Sullivan et al. (2018), que sugerem que para diminuir as incertezas derivadas dos modelos D~H para árvores em florestas tropicais, deve-se considerar no mínimo 50 indivíduos por cada tipo florestal, sendo pelo menos 10 deles amostrados nas maiores classes de diâmetro.



Assim sendo, as 350 árvores medidas foram distribuídas da seguinte forma: 61 para a campinarana, 82 na região de ecótono e 207 na floresta ombrófila, sendo consideradas duas variáveis descritoras: (i) diâmetro do caule (cm), obtido por fita diamétrica de precisão (0,1 cm) e (ii) altura total (m), medida por meio do aplicativo Measure Height (OÜ, 2014), um software desenvolvido para câmeras digitais acopladas a dispositivos móveis para estimar a altura das árvores <sup>(1)</sup>. O nível de erro do aplicativo (Smart Measure versão 1.6, em comparação com o Hipsometro Vertex IV, Hipsometro Clinômetro Eletrônico Haglof e medições diretas de 29 árvores). É aceitável considerando as incertezas em relação as medições diretas nas alturas das árvores (CORTE et al., 2016).

Todas as árvores foram marcadas (plaquetadas) e numeradas anteriormente utilizando os mesmos métodos tradicionais descritos pelo PPBio (CASTILHO et al., 2014) e pelo RAINFOR - Amazon Forest Inventory Network (PHILLIPS et al., 2016). Uma escada de alumínio foi utilizada para realizar as medições de diâmetro em árvores com raízes do tipo sapopemas ou raiz tabular utilizando o POM como referência.

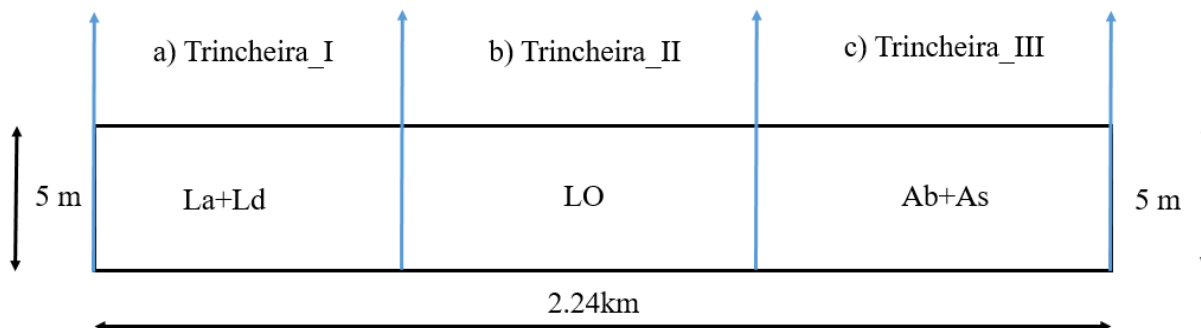
### 3.4 COLETA E ANÁLISE DO SOLO

Para a analisar os atributos físicos e químicos do solo, foi aberta uma trincheira de 1m de largura, 1m de comprimento e 80 cm de profundidade por cada tipo florestal considerado (campinarana, área de ecótono e ombrófila). As amostras foram coletadas a profundidades de 0-20 cm, 20-40 cm e 40-60 cm, com o intuito de caracterizar de melhor forma a área de estudo (Figura 3). Após a coleta, as amostras foram depositadas em sacos plásticos e identificadas por tipo florestal e profundidade. Todas as amostras foram posteriormente levadas ao Laboratório do Núcleo de Apoio à Pesquisas do INPA (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia) em Boa Vista (Roraima), onde foram secas a temperatura ambiente (TFSA), peneiradas (peneira de 2 mm) e enviadas ao Laboratório Agrotécnico Piracicaba Ltda. para análise de textura (% areia, % silte e % argila) e fertilidade (pH, Al, concentração de macro e micro-nutrientes). A classificação descritiva dos diferentes tipos de solos encontrados foi realizada baseada no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS et al., 2018).

---

<sup>1</sup> O aplicativo funciona como um clinômetro de precisão baseado em relações trigonométricas obtidas pelas medidas da distância do observador em relação ao alvo (árvores) e o ângulo formado entre a visão do observador e o topo do objeto (copa das árvores). “As arvores com copa quebrada foram excluídas do estudo”.

**Figura 3** -Diagrama conceitual dos diferentes tipos florestais amostrados ao longo de um gradiente hidro-edáfico na Trilha do Gato, PN Serra da Mocidade, centro-sul de Roraima.



### 3.5 ANÁLISES DOS DADOS

As variações de ordem espacial da estrutura e composição florística foram analisadas através de modelos alométricos, envolvendo as variáveis hidro-edáficas em associação com o diâmetro do caule e altura total das árvores. Todos os testes estatísticos foram realizados através do software livre R 3.5.1 (R CORE TEAM, 2018) fazendo uso da função nls para modelos não lineares (DOUGLAS et al., 2016)

#### 3.5.1 Relações alométricas dos três diferentes tipos florestais

Os dados do inventário (medidas de diâmetro do tronco e altura total), foram tabulados e categorizados por tipo florestal (campinarana, ecótono e ombrófila) conforme definição realizada em campo com base nos critérios de classificação da vegetação brasileira (IBGE, 2012; BARBOSA et al., 2017). As diferenças entre as medidas de diâmetro (cm) e altura (m) dos diferentes tipos florestais foram observadas a partir de ANOVA e posterior teste de Tukey.

#### 3.5.2. Condicionantes ambientais (duração da inundação e tipos de solos) nos diferentes tipos florestais caracterizados

As principais condicionantes ambientais (periodicidade de inundação e classe de solo) foram relacionadas descritivamente com os diferentes tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila) com o intuito de descrever os fatores hidro-edáficos que limitam e/ou alteram o crescimento e desenvolvimento das árvores na área de estudo. Os dados da periodicidade de inundação (presumida) foram obtidos do trabalho de (BARBOSA et al., 2017). Para entender

melhor esta relação foi construído um modelo conceitual descritivo dos tipos de solos e periodicidade de alagamento na área de estudo (Figura 7).

### 3.5.3. Modelos alométricos que melhor descrevem a relação D~H para cada tipo florestal

Para obter os modelos alométricos (D~H) que melhor explicam a relação D~H foi utilizada a função *modelHD*, que contém cinco modelos para ajustar as relações de altura D~H nas florestas dos trópicos: três modelos log-log polinomiais com uma ordem que varia de 1 a 3, e um modelo Weibull de três parâmetros (FELDPAUSCH et al., 2012) e um modelo de duplo parâmetro de Michaelis-Menten (MOLTO et al., 2014). Os modelos foram testados por cada tipo florestal (campinarana, ecótono e ombrófila), levando em consideração a altura total (variável dependente) e o diâmetro do caule (variável independente). Para selecionar os melhores modelos tomando como base os seguintes critérios, por ordem: menores valores de RSE (Erro Padrão Residual, maior ajuste de qualidade), maiores valores do  $R^2_{adj}$  (Coeficiente de determinação, maior poder explicativo) e AIC (Critério de Informação de Akaike, menor complexidade e maior generalidade). Esses três critérios foram hierarquicamente utilizados para realizar comparações de modelos e permitir que os modelos classificados de forma similar no critério 1 (RSE) pudessem ser ordenados por maior poder explicativo ( $R^2_{adj}$ ) associado à menor complexidade e maior generalidade (AIC).

### 3.5.4. Modelos alométricos (locais) vs. Modelos pantropicais atualmente utilizados

Para fazer a comparação dos modelos alométricos desenvolvidos para os três diferentes tipos florestais estudados (campinarana, ecótono e ombrófila), todos os 350 pares de dados (H:D) foram usados como base para examinar se os modelos previamente publicados para os trópicos poderiam prever com precisão a altura total das árvores na área de estudo. Para tanto foi utilizado como referência duas famílias de modelos: (i) um modelo baseado no clima relacionando o diâmetro do tronco e a altura total em associação com uma variável climática (E) representando as características climáticas locais (CHAVE et al., 2014) e, (ii) três modelos alométricos gerais de Weibull (Pantropical; Sul-americano; Escudo da Guiana) usados para estimar a altura total usando apenas o diâmetro do tronco como variável independente, apresentados por Feldpausch et al. (2012). Esses modelos foram escolhidos porque foram derivados de estudos usando grandes bancos de dados que resultaram em equações parcimoniosas com alto poder preditivo e explicativo (Apêndice F). Além disso, são modelos simples e amplamente utilizados em estimativas envolvendo áreas de florestas amazônicas.

Para obter um melhor entendimento do comportamento dos modelos gerais Weibull (Pantropical; Sul-americano; Escudo da Guiana) e modelo baseado no Clima, foram realizadas comparações das alturas medias obtidas por cada modelo, em contraponto com o modelo de (Michaelis-Menten) escolhido para a área de estudo, essas diferenças entre as medias dos modelos foram observadas a partir de ANOVA e posterior comprovadas por médio do teste de Tukey.

## 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

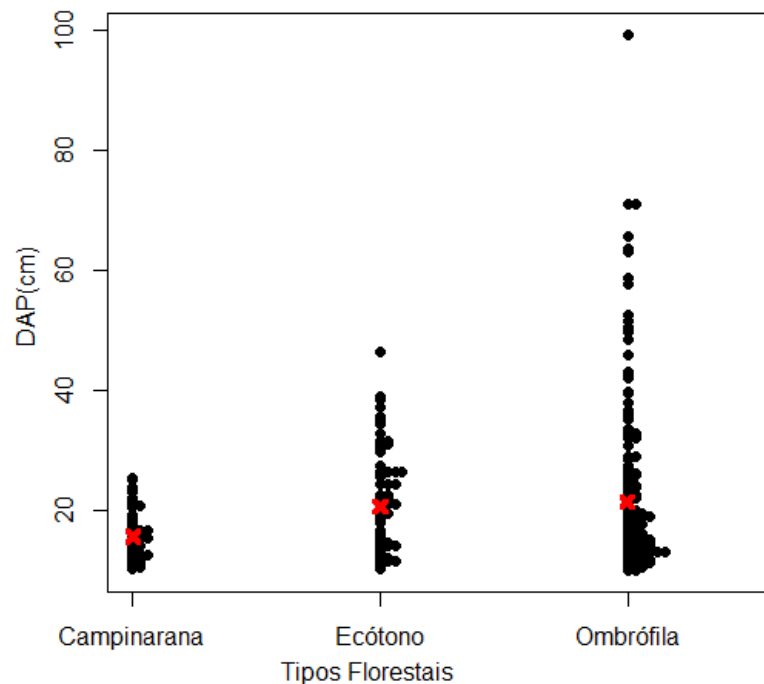
Em seguida são apresentados os resultados e discussão da pesquisa, da relação diâmetro altura nos três tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila), observados em um transecto irregular no Parque Nacional Serra da Mocidade, centro-sul de Roraima.

### 4.1 RESULTADOS

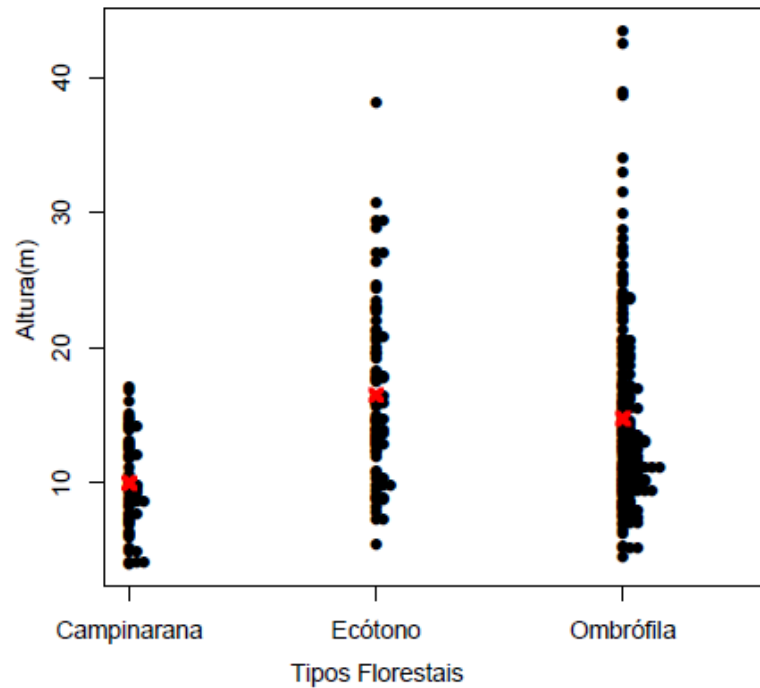
#### 4.1.1 Relações estruturais diâmetro altura dos diferentes tipos florestais ao longo de um gradiente hidro-edáfico

No total foram amostradas 350 árvores distribuídas pelos três tipos florestais dominantes (campinarana, ecótono e ombrófila) onde foi encontrada variabilidade estrutural significativa em relação ao diâmetro (Figura 4) e altura total (Figura 5) ao longo do gradiente hidro-edáfico investigado. O tipo La+Ld (campinarana) apresentou valores médios de altura e diâmetro menores do que os tipos LO (ecótono) e Ab+As (floresta ombrófila) (Tabela 1), pois a maior concentração de indivíduos arbóreos é observadas nas classes (vertical e horizontal) de menor dimensão (Figura 6).

**Figura 4-** Diferenças estruturais nos três tipos florestais tomando como base o diâmetro (cm) de indivíduos arbóreos dispersos no gradiente hidro-edáfico.



**Figura 5-** Diferenças estruturais nos três tipos florestais tomando como base a altura total (m) de indivíduos arbóreos dispersos no gradiente hidro-edáfico

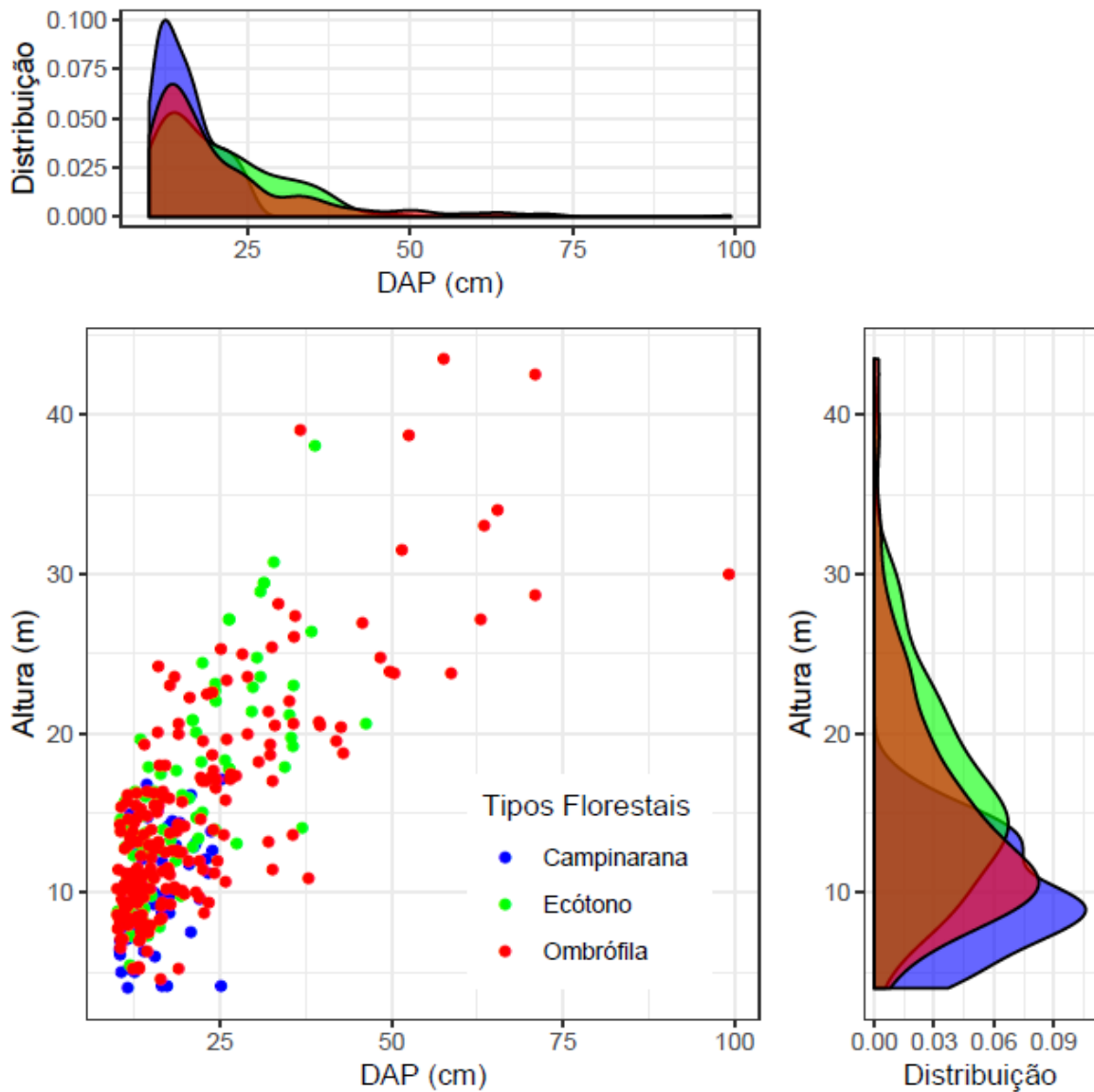


**Tabela 1-** Diâmetro do caule (cm) e altura total (m) (Media±DP, P e número de amostras) das 350 árvores observadas nos três tipos florestais estudados (campinarana, ecótono e ombrófila) no PARNA Serra da Mocidade, Roraima.

Tipos florestais	Parâmetros de Comparação			
	DAP (cm)	Altura Total (m)	P valor	Amostras (n)
Campinarana	15.5±4.2 a	10.0±3.5 a	0.002847	60
Ecótono	20.6±8.6 b	16.5±6.3 b	2.84E-14	82
Ombrófila	21.1±13.4 b	14.6±6.9 b	2.2E-16	207

Médias seguidas pela mesma letra não diferem significativamente no nível de 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey.

**Figura 6-** Relação entre diâmetro do caule e altura total de indivíduos arbóreos amostrados nos três diferentes tipos florestais estudados na Trilha do Gato, Parque Nacional Serra da Mocidade, Roraima.



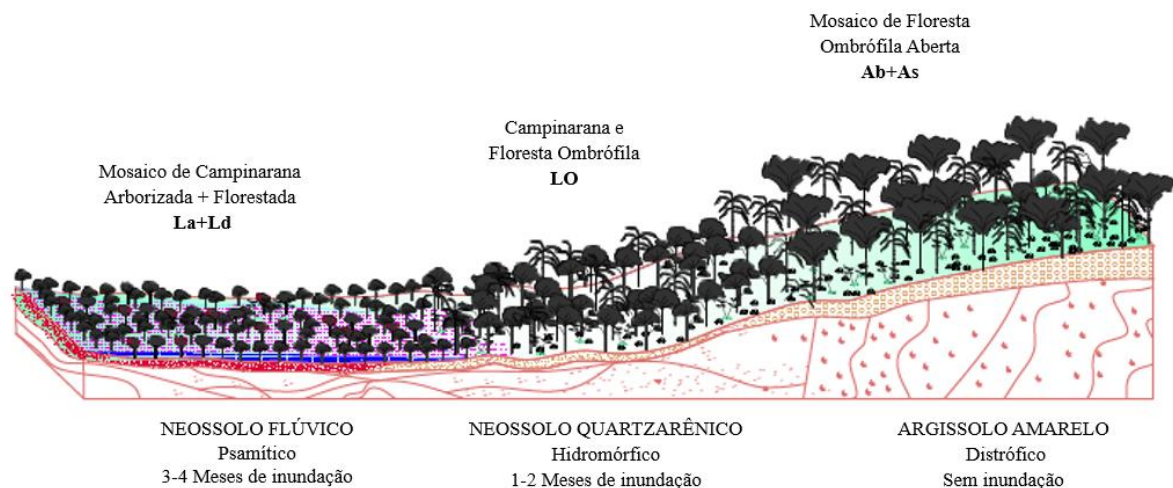
#### 4.1.2. Condicionantes ambientais (duração da inundação e classes de solo) nos diferentes tipos florestais caracterizados

Foram determinados três diferentes tipos de solos nos três ambientes florestais amostrados: (i) predomínio de NEOSSOLO FLÚVICO Psamítico nas altitudes mais baixas e correspondentes à fitofisionomia das Campinaranas, com 3-4 meses de inundação no ano (Figura 7), (ii) na região do ecótono ou área de tensão ecológica foi determinado NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Hidromórfico com 1-2 meses de inundação anual, e (iii) na área sem alagamento (Floresta Ombrófila) foi encontrado ARGISSOLO AMARELO Distrófico (Tabela 2, Apêndice, E).

**Tabela 2** - Características hidro-edáficas (Classes de Solos, Duração da Inundação e Altitude) dos diferentes tipos florestais observados na Trilha do Gato, Parque Nacional Serra da Mocidade.

Tipos Florestais	Classe de Solo	Duração da inundação	Altitude (m)	Área Amostral (ha)
Campinarana	NEOSSOLO FLÚVICO Psamítico	3-4 meses	33.54	0.192
Ecótono	NEOSSOLO QUARTZARÊNICO Hidromórfico	1-2 meses	39.55	0.334
Ombrófila	ARGISSOLO AMARELO Distrófico	sem inundação	56.56	0.53
Total				1.056

**Figura 7**- Modelo conceitual para entender as variações, D~H em relação com as características hidro-edáficas (Classes de Solos e Duração da Inundação) dos diferentes tipos florestais observados na Trilha do Gato, Parque Nacional Serra da Mocidade.



Fonte: Autor (2019)

#### 4.1.3 Modelos alométricos que melhor explicam a relação D~H para cada tipo florestal

Foram encontradas relações alométricas para as distintas composições estruturais dos tipos florestais encontrados na área de estudo, com maior significância as fitofisionomias que apresentaram menores restrições ambientais (ecótono e ombrófila). Os modelos mais parcimoniosos para prever a altura total das árvores dos três tipos florestais estudados em função do diâmetro do tronco foram não-lineares (Apêndice A). Tomando como base nos critérios para a escolha do modelo de melhor desempenho, o modelo de Michaelis-Menten foi o que apresentou o melhor ajuste, menor complexidade e maior generalidade para todos os tipos florestais (Tabela 3).



**Tabela 3-** Modelos alométricos selecionados para as estimativas das alturas nos três tipos florestais da área de estudo. Onde: H= Altura estimada (m), D= Diâmetro do caule medido (cm)

N	Tipos florestais	Modelos Alométricos	RSE	R <sup>2</sup> <sub>adj</sub>	AIC
1	Campinarana	$H = (20.408 * D) / (15.632 + D)$	3.202	0.15	319.066
2	Ecótono	$H = (55.012 * D) / (45.81 + D)$	4.381	0.52	478.953
3	Ombrófila	$H = (56.857 * D) / (56.336 + D)$	4.345	0.60	1193.87

#### 4.1.4 Modelo local vs. Pantropicais

Os resultados deste estudo indicam que os modelos alométricos gerais Weibull (FELDPAUSCH et al., 2012) e o baseado no Clima (CHAVE et al., 2014) geraram valores discrepantes para tipos florestais específicos, quando comparados ao melhor modelo não-linear (Michaelis-Menten) ajustado para os três tipos florestais estudados (Apêndices B,C,D). A altura média das árvores para os três tipos florestais foram maiores que as alturas estimadas pelo modelo baseado no clima. Por outro lado, foram menores que as alturas estimadas pelos três modelos de Weibull (Escudo da Guyana, Sul-americano e Pantropical) (Tabela 4). As comparações dos diferentes modelos alométricos nos três tipos florestais indicaram que o modelo baseado no clima superestimou os valores previstos em 67.6%, na fitofisionomia da campinarana, por outro lado os três modelos gerais de Weibull (Escudo da Guyana, Sul-americano e Pantropical) superestimaram os valores previstos em 105.8%, 78.10% e 71.9%, respectivamente (Figura 8). Para a região de ecótono o modelo baseado no clima superestimou as alturas em 13.2% nos diâmetros  $\leq 20$  (cm), e subestimou as mesmas nos diâmetros  $> 38$  (cm), porém os modelos gerais de Weibull superestimaram os valores em 41.1%, 21.5% e 17.7% (Figura 9). Os valores encontrados no tipo florestal Ombrófila com o modelo baseado no clima foi de 28.6%, superestimando as alturas até os diâmetros  $\leq 20$  (cm) e subestimando as mesmas nos diâmetros  $> 25$  (cm), a diferença dos modelos três modelos gerais de Weibull eles seguem superestimando as alturas nesta fitofisionomia em 58.9%, 37.3% e 33.2%, o modelo Sul americano, começa a subestimar as alturas nos diâmetros  $> 60$ cm (Figura 10). Os modelos gerais baseados em macrorregiões tropicais e o modelo baseado no clima, superestimam ou subestimam as alturas das árvores em regiões ecotonais no centro Sul de Roraima (Apêndices G,H e I), em contraponto com os modelos alométricos específicos desenvolvidos para estas áreas de florestas tropicais. Apresentando diferença estatística

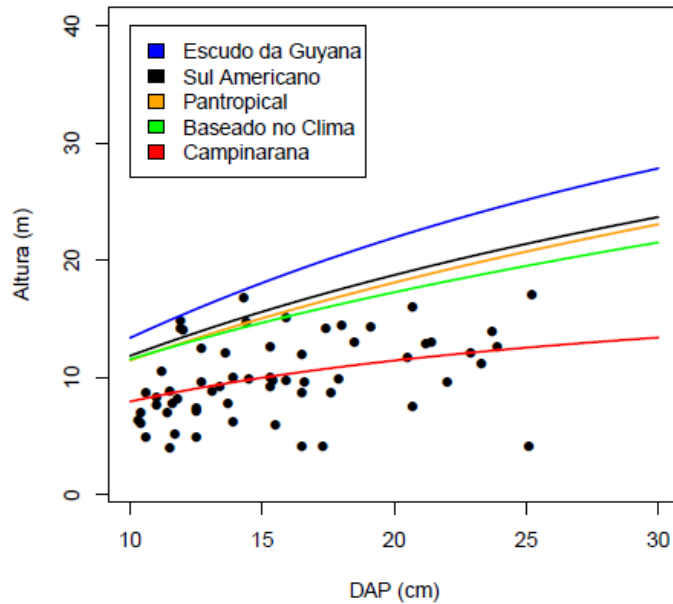
significativa os modelos gerais e o baseado no clima respeito ao modelo escolhido (Michaelis-Menten) na fitofisionomia da campinarana. Por outro lado, na área de ecótono só apresentou diferença estatística o modelo do Escudo da Guayana e Sul Americano referente ao modelo de Michaelis-Menten. Da mesma forma, o modelo do Escudo da Guayana apresentou diferença estatística em contraponto com o modelo de Michaelis-Menten na fitofisionomia ombrófila (Tabela 5).

**Tabela 4-** Diferentes valores determinados pelos modelos comparados, com dados observados, para as estimativas das alturas, nos três tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila).

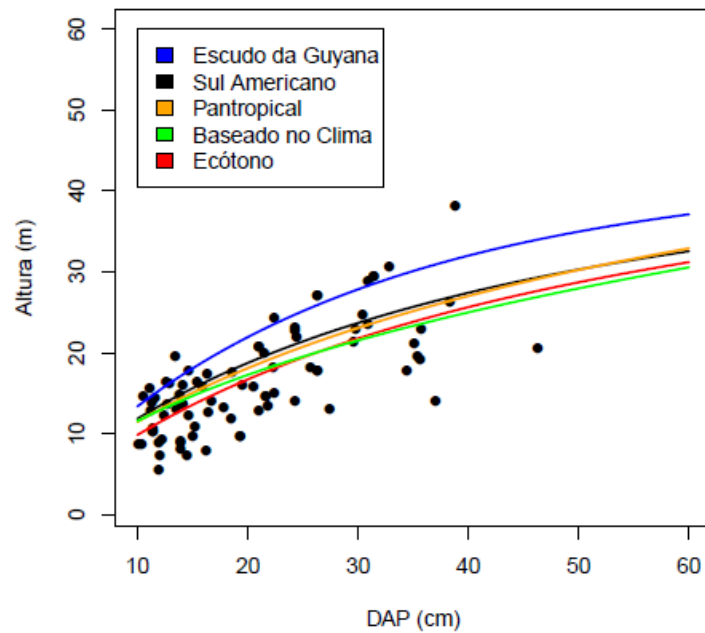
<b>Tipo florestal</b>	<b>Modelos</b>	<b>Altura média (m)</b>	<b>Desvio padrão (m)</b>	<b>Amplitude (m)</b>
Campinarana	Campinarana (1)	10.0	3.5	4.0-17.1
	Michaelis –Menten (2)	10.1	1.3	8.1-12.6
	Baseado no Clima	14.8	2.2	11.7-19.6
	Pantropical	15.3	2.6	11.71-20.8
	Sul Americano	19.9	2.7	12.1-21.5
	Escudo da Guyana	18.3	3.3	13.7-25.3
Ecótono	Ecótono(1)	16.5	6.3	5.5-38.1
	Michaelis –Menten (2)	16.5	4.6	9.9-27.7
	Baseado no Clima	17.1	3.9	11.6-26.9
	Pantropical	17.9	4.5	11.5-29.1
	Sul Americano	18.5	4.5	11.9- 29.3
	Escudo da Guyana	21.5	5.5	13.5-34.0
Ombrófila	Ombrófila (1)	14.8	6.9	4.6-43.5
	Michaelis –Menten (2)	16.9	5.9	10.2-38.2
	Baseado no Clima	17.1	5.1	11.6-38.6
	Pantropical	17.9	5.7	11.5-40.0
	Sul Americano	18.3	5.6	11.9-37.8
	Escudo da Guyana	21.2	6.5	13.4-41.1

(1) Medidas tomadas em campo na área de estudo, (2) Estimativa proporcionada pelo modelo escolhido.

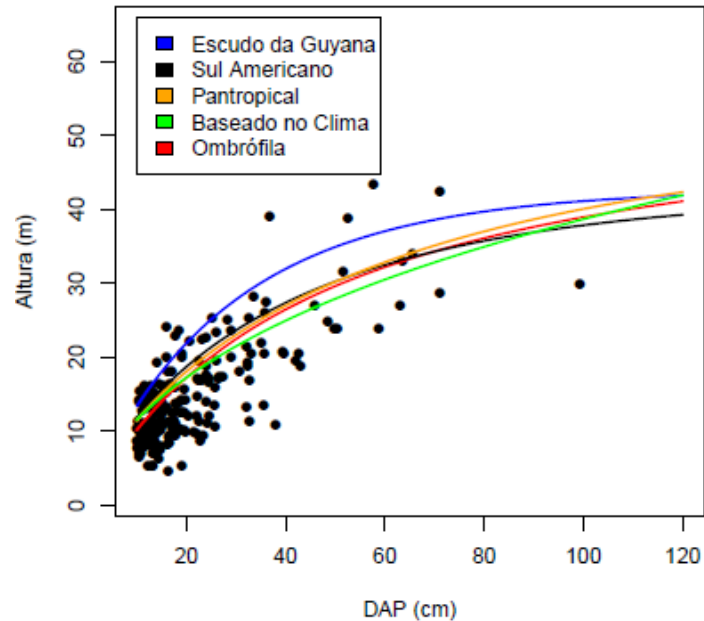
**Figura 8-** Comparação dos três modelos alométricos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014) vs Modelo específico (local) para a fitofisionomia da campinarana, Trilha do Gato Serra da Mocidade



**Figura 9-** Comparação dos três modelos alométricos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014) vs Modelo específico (local) para a região do ecótono, na Trilha do Gato Serra da Mocidade.



**Figura 10-** Comparação dos três modelos alométricos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014) vs Modelo específico (local) para o tipo florestal ombrófila, na Trilha do Gato Serra da Mocidade.



**Tabela 5-** Comparação do modelo alométrico escolhido para os três tipos florestais (Michaelis-Menten) com os modelos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014), na Trilha do Gato Parque Nacional Serra da Mocidade.

Tipos Florestais	Comparação dos modelos		
	Modelos Alométricos	P valor	Amostra (n)
Campinarana	Michaelis-Menten vs. Baseado no Clima	0.0000000	61
	Michaelis-Menten vs. Escudo da Guyana	0.0000000	
	Pantropical vs. Michaelis-Menten	0.0000000	
	Sul Americano vs. Michaelis-Menten	0.0000000	
Ecótono	Michaelis -Menten vs. Baseado no Clima	0.9070820	82
	Michaelis-Menten vs. Escudo da Guyana	0.0000000	
	Pantropical vs. Michaelis-Menten	0.2780757	
	Sul Americano vs. Michaelis-Menten	0.0486879	
Ombrófila	Michaelis -Menten vs. Baseado no Clima	0.9976657	207
	Michaelis-Menten vs. Escudo da Guyana	0.0000000	
	Pantropical vs. Michaelis-Menten	0.4787786	
	Sul Americano vs. Michaelis-Menten	0.0961329	

Os modelos com P valor > 0.05 não apresentam diferença estatística significativa entre eles, segundo o Teste de Tukey.

## 4.2 DISCUSSÃO

A discussão correspondente a cada um dos resultados obtido da relação diâmetro altura, envolvendo as condicionantes hidro-edáficas, na Trilha do Gato do Parque Nacional Serra da Mocidade.

### 4.2.1 Relações estruturais diâmetro altura dos três diferentes tipos florestais

Os resultados encontrados neste estudo indicam que os diferentes tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila) da Trilha do Gato, no Parque Nacional Serra da Mocidade apresentam diferenças estruturais nas relações diâmetro x altura, associadas com as condicionantes ambientais dispersas ao longo do gradiente hidro-edáfico, em especial em função da periodicidade de inundação e classes de solos dominantes. Essa primeira impressão havia sido sugerida preliminarmente por Barbosa et al. (2017), indicando que as relações alométricas das árvores presentes no gradiente ambiental próximo da Serra do Cumaru estariam vinculados a periodicidade de inundação e tipos de solos. De forma geral, essas distinções são comuns e vem sendo apontadas por vários autores como determinantes nas relações alométricas de florestas tropicais (BARBOSA et al., 2019; DETO et al.2013; DUIVENVOORDEN 1996; FERRAZ et al., 1998; SCARANELLO et al., 2012). Por outro lado, essas variações também vêm sendo atribuídas a variações climáticas regionais, em especial entre macrorregiões tropicais, como salientado por Feldpausch et al. (2012). No entanto, não há variação climática na área de estudo, pois o transecto é contínuo e estabelecido dentro de uma escala espacial de pouco mais de 2 km. Contudo, dentro do transecto existem variações hidro-edáficas proporcionadas pelo gradiente altitudinal, indicando a necessidade de modelos alométricos específicos para cada tipo florestal, como previamente comentado por Chave et al. (2014), que os modelos gerais, especialmente o baseado no clima, não possuem a sofisticação específica para tipos de florestas com restrições ambientais locais. Isso implica que a aplicação de modelos alométricos específicos para diferentes tipos florestais tendem a melhorar as estimativas de biomassa e estoques de carbono em diferentes regiões tropicais, diminuindo as incertezas nas medições, como é colocado por Wayne et al. (2017).

#### 4.2.2 Condicionantes ambientais (duração da inundação e tipos de solos) nos diferentes tipos florestais caracterizados

De forma geral, os solos encontrados no transecto da Trilha do Gato, no Parque Nacional Serra da Mocidade, são caracterizados por altos conteúdos de areia e baixa fertilidade, especialmente nas áreas de baixada (Campinarana e Ecótono). Estas características são diretamente determinadas pelos processos de formação hidrogeológicos, como inundação sazonal e/ou arraste de sedimento que permeiam a formação deste ambiente nesta área de estudo. Segundo Mendonça et al. (2011) esses processos estão profundamente ligados a flutuação anual do lençol freático (inundação temporal). Onde as baixadas com longos períodos de inundação (3-4 meses), apresentaram diferenças significativas do D~H em relação ao tipo florestal livre de alagamento (floresta ombrófila). Essa observação é importante, pois é um indicativo de ambiente restritivo do ponto de vista edáfico, com D e H possuindo menores dimensões morfométricas.

Essas condições restritivas encontradas na área de estudo são semelhantes às reportadas por Ramirez-Narvaez, (2017) na Estação Ecológica de Maracá, onde as condicionantes ambientais (periodicidade de inundações) são atribuídas como uma provável limitação ambiental, que atua no desenvolvimento da altura e do diâmetro do tronco nas árvores comparado com ambientes menos restritivos. Por outro lado, dados reportados por Mendonça et al. (2013), no Parque Nacional Viruá, concordam com os encontrados na Mocidade, onde os solos com maiores teores de areia e baixo teor de nutrientes estão associados a condições ambientais mais restritas (e.g. periodicidade de inundação), caracterizando especialmente a fitofisionomia das campinaranas. Da mesma forma, Sterck et al. (2001) encontraram que árvores de ambientes mais restritos possuem menor crescimento em altura porque provavelmente alocam mais energia em estruturas de raízes subterrâneas. Em adição, alguns estudos (FERRAZ et al., 1998) indicam que os solos com maior altitude tendem a ter maiores teores de argilas em comparação com solos de baixada ou com restrições ambientais, pois devido a sua relação com corpos hídricos, são mais arenosos, podendo ser um forte limitante no crescimento do diâmetro e altura nas árvores. Características parecidas foram encontradas na área de estudo, onde os maiores diâmetros e alturas, apresentam-se nas partes mais altas do gradiente ambiental com solos sem presença de inundação. Essa constatação também foi alvo do estudo de Suwa et al. (2013), com os autores encontrando que a altura das árvores diminui a medida em que se aproximam a ambientes mais restritos, com solos arenosos e especialmente em áreas com inundação ou anoxia temporal. Esta associação de ambientes alagados e áreas livre de alagamento geraram mudanças significativas nas relações D~H nas florestas tropicais

estudadas na Mocidade, indicando concordância com o reportado por Duivenvoorden, (1996), e plenamente associado ao reportado por Luizão et al. (2007) que indicou que o pouco crescimento das árvores no tipo florestal campinarana (formas morfométricas menores) está condicionado a fatores limitantes como a nutrição, acidez e drenagem do solo.

#### 4.2.3 Modelos alométricos que melhor descrevem a relação D~H para cada tipo florestal

O melhor modelo alométrico apresentado, para os três diferentes tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila) foi não linear definido como Michaelis-Menten. Este mesmo modelo foi utilizado por diferentes autores em outras regiões locais da bacia amazônica para relacionamento H~D, e especificamente na Ilha de Maracá por BARBOSA et al. (2019). Dados reportados por Sullivan et al. (2017) indicam que esse modelo geralmente se adequa melhor para estimar as alturas de árvores em florestas tropicais. Da mesma forma, estudos desenvolvidos nas florestas tropicais do Congo, (África) sugerem que a aplicação do modelo Michaelis-Menten apresenta melhor verossimilhança para os dados analisados em diferentes tipos florestais (IMANI et al., 2017). Por outro lado, Feldpausch et al. (2011) e Feldpausch et al. (2012) indicaram que os modelos de melhor parcimônia para as estimativas das alturas em macrorregiões tropicais são os do tipo Weibull. De qualquer forma, os modelos selecionados para a área de estudo podem ser considerados de alto ajuste para regiões de ecótono no norte da Amazônia brasileira, se assemelhando com os resultados obtidos por BARBOSA et al. (2019).

#### 4.2.4 Modelos alométricos (locais) vs modelos gerais (pantropicais e baseados no clima)

Os modelos alométricos não-lineares mais parcimoniosos para o cálculo da altura baseado no diâmetro do tronco como variável independente dos três tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila) são os primeiros para as florestas ecotonais oligotróficas no extremo norte da Amazônia brasileira situadas no Parque Nacional Serra da Mocidade. Modelos não lineares que relacionam H~D específicos para zonas ecotonais envolvendo florestas ombrófilas e sazonais já foram reportados por Barbosa et al. (2019) na Estação Ecológica de Maracá, mas essa área é completamente distinta do transecto estabelecido próximo da Serra do Cumaru. Nosso melhor modelo específico da área de estudo (Michaelis-Menten) envolve as condicionantes ambientais e variabilidade estrutural em todo o transecto dos diferentes tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila) que caracterizam essa região de ecótono no norte da Amazônia. Segundo dados reportados por Mendonça et al. (2013), no

Parque Nacional do Viruá, estas condições hidro-edáficas (periodicidade de inundação e classes de solo) atuam sobre as diferentes fitofisionomias que conformam esta região ecotonal. Esta área de estudo caracteriza-se especialmente por períodos longos de alagamento que podem influenciar as relações H~D, e mais especificamente nas áreas de campinarana (La+Ld) e transição (LO), como havia sido sugerido por (BARBOSA et al., 2017).

Nesse sentido, os usos de modelos gerais para florestas específicas devem ser avaliados com parcimônia, já que grandes desvios foram relatados localmente, em estudos desenvolvidos na Amazônia central (CHAMBERS et al., 2001). Da mesma forma, dados reportados por Fayolle et al. (2018) nas florestas da bacia do Congo na África, confirmam que a utilização de modelos gerais (pantropicais), podem gerar grandes incertezas nas estimativas de biomassa/carbono devido à heterogeneidade na composição estrutural das florestas tropicais. Há um crescente número de estudos alométricos, porém, a maioria continua sendo restrita a algumas áreas ou espécies avaliadas na escala global o regional. (BANIN et al., 2012; CHAVE et al., 2014; FELDPAUSCH et al., 2011).

Neste estudo, houve um direcionamento para entender as relações alométricas de tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila) específicos com o intuitivo de fornecer informações que procurem diminuir as incertezas nas estimativas de biomassa/carbono no nível da paisagem da região ecotonal do norte da Amazônia brasileira. Nesse contexto, os resultados indicam que os modelos específicos para a região de estudo são preferíveis para estimar a altura total das árvores em função do diâmetro do tronco, para os três tipos florestais estudados, podendo ser uma opção para diminuir as incertezas nas estimativas gerais. Na comparação com os modelos atualmente publicados na literatura para regiões tropicais (CHAVE et al., 2014; FELDPAUSCH et al., 2012), há a geração de valores com viés para a área do estudo. Todos os modelos testados indicaram superestimativas nas alturas das árvores nos modelos de Weibull (17.7-105.8%) e baseados no clima (13.2-67.6%). Porém, nas fitofisionomias com menor presença ou livre de alagamento (transição e ombrófila) o modelo baseado no clima apresentou um melhor ajuste em comparação aos pantropicais, com base nos valores observados em campo. Estes resultados concordam com os reportados por Kearsley et al. (2018) em uma região na África central, onde os modelos gerais superestimaram as alturas em (17-27%) em contraponto, o modelo baseado no clima superestimou as alturas em só (9-13%) em relação as alturas observadas. Por outro lado, resultados semelhantes foram reportados por outros autores na região amazônica, indicando que embora sejam pequenas as imprecisões, isso pode gerar grandes incertezas nas estimativas dos fluxos de carbono global, onde as florestas tropicais possuem grande importância para a mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (BARBOSA



et al., 2019; HUNTER et al., 2013). Estudos realizados por Huang, Price e Titus. (2000) e Goussanou et al. (2017) destacaram que a aplicação de modelos H~D: específicos de uma região para outra poderia resultar em um erro médio de 29%, já que as florestas mudam sua estrutura e composição de espécies dependendo das condições ambientais locais. Em adição, estudos desenvolvidos por Banin et al. (2012) e Feldpausch et al. (2011), descrevem que a média nas alturas tendem a ser maiores para as florestas tropicais asiáticas, em relação as africanas e americanas. Estas observações são atribuídas as variações geográficas, na sua maioria devido a variações ambientais e estruturais nestas regiões. Assim sendo, a aplicação de modelos alométricos gerais para as diferentes florestas tropicais sem levar em consideração essa heterogeneidade, nas relações H~D pode causar maiores incertezas nas estimativas de biomassa/carbono (BARBOSA et al., 2019; MENSAH et al., 2016). Segundo Hunter et al. (2013) e Falloye et al. (2018) os modelos alométricos gerais tendem a ter diferenças estatísticas significativas quando se aplicam a áreas florestais específicas com algumas restrições ambientais. Nesse sentido, nossa área de estudo especialmente na fitofisionomia da campinarana, apresentou maior diferença entre os modelos gerais e o baseado no clima em relação ao modelo escolhido de Michaelis-Menten, em contraponto com as fitofisionomias com menores restrições ambientais (ecótono e ombrófila) Pode se relacionar essas diferenças com algumas características hidro-edáficas presentes nessa área florestal (duração da inundação e solos com menor fertilidade e altos teores de areia). Desta forma, os resultados encontrados neste estudo destacam que os modelos específicos do local na região da Trilha do Gato, no Parque Nacional Serra da Mocidade são mais indicados para estimar a altura total da árvore como uma função do diâmetro do tronco no nível da formação dos três tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila). Estes modelos específicos são uma opção mais útil quando as avaliações são feitas na escala de paisagem (região ecotonal), da Amazônia, com o intuito de diminuir as incertezas na quantificação dos fluxos de carbono no contexto das mudanças climáticas globais e regionais.

## 5 CONCLUSÃO

A relação de diâmetro-altura difere entre a fitofisionomia da campinarana (3-4 meses de inundação), a área de ecótono (1-2 meses de alagamento) e a floresta ombrófila (sem presença de inundação), indicando que ambientes mais restritos (campinaranas estabelecidas em zonas com maior período de inundação e solos mais pobres) possuem padrões biométricos menores em relação aos tipos florestais com menores restrições (florestas ombrófilas e ecótonos situados em zonas isentas ou com menor período de alagamento temporal). Os melhores modelos específicos do local nesta área de estudo são uma opção útil para avaliações no nível da paisagem nos três tipos florestais (campinaranas, ecótono e ombrófila) porém deve ser adotado com muito cuidado para uso em outras localidades. Nossos resultados apresentaram redução nas incertezas geradas pela aplicação de modelos gerais para estimar a altura das árvores com base no diâmetro do tronco nesta área ecotonal, indicando a proeminência do desenvolvimento de modelos específicos por cada tipo florestal estudado em toda a Amazônia e em florestas tropicais em geral. Os modelos gerais de Weibull superestimaram as alturas nos três tipos florestais (campinaranas, ecótono e ombrófila), com exceção nos diâmetros  $>60$  (cm) no tipo florestal ombrófila onde o modelo Sul americano subestimou as alturas. O modelo baseado no clima superestimou as alturas com maior dimensão na campinarana. No entanto, na área de ecótono as alturas com base nos diâmetros  $\leq 20$  (cm) foram superestimadas e subestimadas nos diâmetros  $> 38$  (cm). Por outro lado, na fitofisionomia ombrófila, as alturas foram superestimadas nos diâmetros  $\leq 20$  (cm), e subestimadas nos diâmetros  $> 25$  (cm). Assim sendo, esses erros podem gerar maiores incertezas nas estimativas de biomassa e consequentemente nos cálculos de fluxos de carbono.

## REFERÊNCIAS

- ACOSTA, M. et al. Estimación de la biomasa aérea mediante el uso de relaciones alométricas en seis especies arbóreas en México. **Agrociencia**, Oxaca, v.36, [s.n], p. 725-736, nov. /dez. 2002.
- BACCINI, A. et al. Estimated carbon dioxide emissions from tropical deforestation improved by carbon-density maps. **Nature Climate Change**, [s.l], v. 2, n. 27, p. 182-185, [s.m], 2012.
- BACCINI, A.; ASNER, G. Improving pantropical forest carbon maps with airborne LiDAR sampling, **Carbon Management**, [s.l], v, [s.n], p. 591-600, [s.m], 2013.
- BANIN, L. et al. What controls tropical forest architecture? Testing environmental, structural and floristic drivers. **Glob Ecol Biogeogr**, [s.l], v. 21, [s.n], p. 1179–1190, [s.m], 2012.
- BARBOSA, R. I; CARVALHO, L. C; OLIVEIRA, R. **Estrutura e biomassa dos tipos florestais do entorno da Serra do Cumaru, Parque Nacional Serra da Mocidade, norte da Amazônia brasileira**. Roraima: INPA/RR, 2017. 35 p. (Relatório Técnico, TT01).
- BARBOSA, R.I. et al. Allometric models to estimate tree height in northern Amazonian ecotone forests. **Acta Amazonica**, [s.l], v.49, n. 2, p. 81-90, [s.m], 2019.
- BARBOSA, R.I. et al. The “Lavrados” of Roraima: biodiversity and conservation of Brazil’s Amazonian savannas. **Functional Ecosystems and Communities**, v.1, n. 1, p. 29-41, [s.m], 2007.
- BARBOSA, R.I.; FERREIRA, C.A.C. Biomassa acima do solo de um ecossistema de “campina” em Roraima, norte da Amazônia Brasileira. **Acta Amazonica**, Boa Vista, v. 34, n.4, p. 577- 586, [s.m], 2004.
- BARNI, P. E. et al. Spatial distribution of forest biomass in Brazil’s state of Roraima, northern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 377, [s.n], p. 170-181, [s.m], 2016.
- BRASIL. **Projeto RADAMBRASIL. Folha NA.20 Boa Vista e parte das Folhas NA. 21. Tumucumaque, NA. 20 Roraima e NA. 21**. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, v. 8, 1975.
- BROWN, I. et al. Fires in rain forests of southwestern Amazonia: Multi-national satellite imagery for monitoring and for informing the public. **EOS Transactions**, [s.l], v. 87, n. 25, p. 253-264, [s.m], 2006.
- BROWN, S. Estimating biomass and biomass change of tropical forests. **Fao Forestry Paper**, Roma, v. 134, n. 5, p. 55, [s.m], 1997.
- CASTILHO, C.V. et al. **Manual para medição e marcação de árvores em grades e módulos RAPELD do PPBio. INPA/PPBio. Manaus, Amazonas. Retrieved from. 2014. 22p.** Disponível em: <[https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo\\_estrutura\\_vegetacao\\_2014\\_0.pdf](https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/Protocolo_estrutura_vegetacao_2014_0.pdf)>. Acesso em: 06 dez. 2017.

- CHAMBERS, J. et al. Tree damage, allometric relationships, and above-ground net primary production in central Amazon forest. **Ecol. Manage**, [s.l], v. 152, [s.n], p. 73–84, [s.m], 2001.
- CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, [s.l], v. 20, n. 10, p. 3177-3190, oct, 2014.
- CHAVE, J. et al. Error propagation and scaling for tropical forest biomass estimates. **Philos. Trans. R. Soc. London**, v. 359, n.1443, p. 409-420, [s.m], 2004.
- CHAVE, J. et al. Spatial and temporal variation in biomass of a tropical forest: results from a large census plot in Panama. **Journal of Ecology**, London, v. 91, n. 2, p. 240-252, [s.m], 2003.
- CHAVE, J. et al. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Ecology**, Berlim, v.145, n. 1, p. 87-99, [s.m], 2005.
- CHAVE. J.; RIÉRA B.; DUBOIS M. A. Estimation of biomass in a neotropical forest of French Guiana: spatial and temporal variability. **Journal of Tropical Ecology**, Cayenne, v. 17, [s.n], p. 79-96, [s.m], 2001.
- CLARK, D.A. et al. Measuring net primary production in forests: concepts and field methods. **Ecological Applications**, Washington, v. 11, n. 2, p. 356-370, [s.m], 2001.
- COELHO, F.; MAGNUSSON, W.; GAUI. T. **Protocolo para medição e marcação de árvores em grades e módulos RAPELD pelo método do transecto de linha. INPA/PPBio**. (s.d). 17p. disponível em: <[https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/protocolo\\_Arvores\\_comerciais.pdf](https://ppbio.inpa.gov.br/sites/default/files/protocolo_Arvores_comerciais.pdf)>. Acesso em: 01 dez 2017.
- CORDEIRO, C. et al. Impact of sedimentary processes on white-sand vegetation in an Amazonian megafan. **Journal of Tropical Ecology**, [s.l], v.32, n. 6, p. 498-509, [s.m], 2016.
- CORTE, D. et al. Desempenho de diferentes equipamentos para mensuração de diâmetro a 1,30 m, altura individual total, e volume do fuste em *Cryptomeria japônica*. **Enciclopédia Biosfera**, [s.l], v. 13, n.23, p. 432-441, [s.m], 2016.
- CUTINI. A.; CHIANUCCI. M.; MANETTI. Allometric relationships for volume and biomass for stone pine (*Pinus pinea* L.) in Italian coastal stands. **IForest -Biogeosciences and Forestry**, Arezzo, v. 80, n. 6, p. 331-337, [s.m], 2013.
- DETTO, M. et al. Hydrological networks and associated topographic variation as templates for the spatial organization of tropical forest vegetation. **PLoS ONE**, [s.l], v. 8, n. 10, 2013. Disponível em: <<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0076296> >. Acesso em: 01 dez 2018.
- DOUGHTY, C.E. et al. Drought impact on forest carbon dynamics and fluxes in Amazonia. **Nature**, [s.l], v. 519, n. 7541, p. 78-82, [s.m], 2015.
- DOUGLAS, M.; SAIKAT, D.; DAVID, M.; BATES. **Code used byalgorithm = "port"**. 2016. Disponível em: <<http://www.netlib.org/port/>>. Acesso em: 05 abr. 2019.

DUIVENVOORDEN, J. F. Patterns of tree species richness in rain forests of the middle Caqueta area, Colombia, NW Amazonia. **Biotropica**, [s.l], v. 28, [s.n], p. 142-158, [s.m], 1996.

FAO (Food and Agricultural Organization of the United Nations) **Statistical database available at**. 2015. Disponível em: < <http://faostat.fao.org/>>. Acesso em: 10 dez. 2018.

FAYOLLE, A et al. A regional allometry for the Congo basin forests based on the largest ever destructive sampling. **Forest Ecology and Management**, [s.l], v. 430, [s.n], p. 228-240, aug. 2018

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Amazonian forest carbon: the key to Southern Amazonia's significance for global climate. **Regional Environmental Change**, [s.l], v.18, n.1, p.47-61, jan, 2018.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation control in Mato Grosso: A new model for slowing the loss of Brazil's Amazon forest. **AMBIO: Journal of the Human Environment**, [s.l], v. 232, [s.n], p. 343-345, [s.m], 2003.

FEARNSIDE, P.M. et al. Biomass and greenhouse-gas emissions from land-use change in Brazil's Amazonian "arc of deforestation": The states of Mato Grosso and Rondônia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 258, n. 9, p. 1968-1978, [s.m], 2009.

FEARNSIDE, P.M. Quantificação do serviço ambiental do carbono nas florestas amazônicas brasileiras. **Oecologia Brasiliensis**, Manaus, v. 12, n. 4, p. 743-756, [s.m], 2008.

FEARNSIDE, P.M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, [s.l], v. 28, [s.n], p. 23-38, [s.m], 2001.

FEARNSIDE, P.M.; FERRAZ, J.A. Conservation gap analysis of Brazil's Amazonian vegetation. **Conservation Biology**, Victoria, v. 9, n. 5, p. 1134-1147, [s.m], 1995.

FELDPAUSCH, T. R. et al. Tree height integrated into pantropical forest biomass estimates. **Biogeosciences**. [s.l], v.9, n.8, p. 3381-3403, [s.m], 2012.

FELDPAUSCH, T.R. et al. Height-diameter allometry of tropical forest trees. **Biogeosciences**, v.8, n. 5, p. 1081-1106, [s.m], 2011.

FERRAZ, J. et al. Distribuição dos solos ao longo de dois transectos em floresta primária ao norte de Manaus (A.M). En: Higuchi, N. et al. (Ed.) Pesquisas florestais para a conservação da floresta y reabilitação de áreas degradadas da Amazônia. **Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia**, Manaus. [s.v], [s.n], p. 111-143, [s.m], 1998.

FERREIRA, C. A. **Variação florística e fisionômica da vegetação de transição campina, campinarana e floresta de terra firme na Amazônia Central Manaus**. 1997. 112p. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Faculdade de Ciências Biológicas, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 1997.

FERREIRA-JÚNIOR, O. **GPS TrackMaker Program (Version 4.6)**. Belo Horizonte, Minas Gerais: **Geo Studio Technology Ltd**. Retrieved from. 2008. 11p. Disponível em: <<http://www.gpstm.com>>. Acesso em: 02 dez 2017.

FIGUEROA, N. et al. Estimación de Biomasa en un bosque bajo manejo de *Pinus patula* Schltdl. et Cham. **Ciencias Forestales**. Hidalgo, v.1, n. 1, p. 105-112, jun, 2010.

GENTRY, A. Tropical forest biodiversity: distributional patterns and their conservational significance. **Oikos**, Missouri, v. 63, [s.n], p. 19-28, [s.m], 1992.

GIRARDIN, C. A. et al. Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. **Plant Ecology & Diversity**, [s.l], v. 7, n. 1-2, p. 161-171, sep. 2013.

GOUSSANOU, C. A. et al. Application of site-specific biomass models to quantify spatial distribution of stocks and historical emissions from deforestation in a tropical ecosystem. **Journal of Forestry Research**, [s.l], v.29, [s.n], p. 205-213, [s.m], 2017.

GUEDES, B. et al. Rare canopy species in communities within the Atlantic Coastal Forest. **Biodiversity Conservation**, Rio de Janeiro, v. 8, n.21, p. 387-403, [s.m], 2009.

HUANG, S.; PRICE, D.J.; TITUS, S. Development of ecoregion-based height–diameter models for white spruce in boreal forests. **Forest Ecology and Management**, [s.l], v.129, [s.n], p. 125-141, [s.m], 2000.

HOUGHTON, R. A. Revised estimates of the annual net flux of carbon to the atmosphere from changes in land use and land management. **Tellus B**, [s.l], v. 55, n. 2, p. 378-390, apr, 2003a.

HOUGHTON, R. A. Why are estimates of the terrestrial carbon balance so different?. **Global Change Biology**, [s.l], v. 9, n. 4, p. 500-509, apr, 2003b.

HOUGHTON, R.A. Aboveground forest biomass and the Global Carbon Balance. **Global Change Biology**, Sydney, v. 11, n. 6, p. 945-958, [s.m], 2005.

HOUGHTON, R.A. et al. The spatial distribution of forest biomass in the Brazilian Amazon: a comparison of estimates. **Global Change Biology**, [s.l], v. 7, n.4, p. 731-746, oct, 2001.

HUNTER, M. O., et al. Tree height and tropical forest biomass estimation. **Biogeosciences**, [s.l], v. 10, n. 12, p. 8385-8399, dec, 2013.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**, 2. ed Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), 2012.

IMANI, G, et al. Height-diameter allometry and above ground biomass in tropical montane forests: Insights from the Albertine Rift in Africa. **Plos One**, [s.l], v. 12, n. 6, p. 1-20, [s.m], 2017.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE). **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. National greenhouse gas inventories programme, H. S. Eggleston, L. Miwa, T. Ngara and K. Tanabe (eds). Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Institute for Global Environmental Strategies (IGES), JAPAN, 2006.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE). **Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report (AR5), Climate Change 2013: the physical science basis**. Stockholm. 2013. Disponível em: <[http://www.ipcc.ch/publications\\_and\\_data/publications\\_and\\_data\\_reports.shtml](http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml)>. Acesso em: 17 nov. 2017.

IRGANG, G. **Elaboração da base cartográfica e realização de estudo e mapeamento das unidades de paisagem naturais para subsidiar a elaboração dos planos de manejo das unidades de conservação federais Parque Nacional Serra da Mocidade e Estação Ecológica Niquiá**. Roraima: ICMBIO/RR, 2015. 93 P. (Relatório Técnico).

JAMES et al. Toward a metabolic theory of ecology. **Ecology**, [s.l], v. 85, n. 7, p. 1771-1789, jul, 2004.

KARK, S. V; RENSBURG, B. J. Ecotones: marginal or central areas of transition? **Israel Journal of Ecology and Evolution**, Jerusalem, v. 52, n. 1, p. 29-53, mar, 2006.

KEARSLEY, E. et al. Model performance of tree height diameter relationships in the central Congo Basin. **Annals of Forest Science**, [s.l], v. 74, n. 1, p. 2-13, [s.m], 2018.

LARJAVAARA, M. et al. Measuring tree height: a quantitative comparison of two common field methods in a moist tropical forest. **Methods in Ecology and Evolution**, Balboa, v. 4, n. 9, p. 793-801, sep, 2013.

LAURANCE, W. F. et al. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 118, [s.n], p. 127-138, [s.m], 1999.

LUIZÃO, F. J. et al. Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils. **Plant Ecol**, [s.l], v.192, [s.n], p. 209-224, [s.m], 2007.

MALHI, Y. et al. An international network to monitor the structure, composition and dynamics of Amazonian forest (RAINFOR). **Journal of Vegetation Science**, [s.l], v. 1, n. 13, p. 439-450, jun, 2002.

MALHI, Y. et al. Climate Change, Deforestation, and the fate of the Amazon. **Science**, Washington, v. 319, n. 5860, p. 169-172, [s.m], 2008.

MALHI, Y. et al. The above-ground coarse wood productivity of 104 Neotropical forest plots. **Global Change Biology**, [s.l], v. 10, [s.n], p.563-580, [s.m], 2004.

MENDONÇA, B. A. et al. Solos e Geoambientes do Parque Nacional do Viruá e entorno, Roraima: visão integrada da paisagem e serviço ambiental, **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 23, n. 2, p. 427-442, abr./jun, 2013.

MENDONÇA, B. A. F. **Campinaranas amazônicas: pedogênese e relações solo-vegetação**. 2011. 110p. Tese (Doutorado em Solos) – Faculdade de Agronomia, Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2011.

MENSAH, S, et al. Aboveground biomass and carbon in a South African Mistbelt forest and the relationships with tree species diversity and forest structures. **Forest**, [s.l], v.7, n. p. 79-96, apr, 2016.

MOLTO, Q. et al. Predicting tree heights for biomass estimates in tropical forests a test from French Guiana. **Biogeosciences**, [s.l], v. 11, [s.n], p. 3121-3130, jun, 2014.

MOSER, G. et al. Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. **Global Change Biology**, [s.l], v. 17, n. 6, p. 2211-2226, jun, 2011.

MOSIMANN, J.E. Size allometry: Size and shape variables with characterizations of the lognormal and generalized gamma distributions. **Journal of the American Statistical Association**, [s.l], v. 65, [s.n], p. 930-945, aug, 1970.

NOGUEIRA, E.M. et al. Carbon stock loss from deforestation through 2013 in Brazilian Amazonia. **Global Change Biology**, [s.l], v. 21, n. 3, p. 1271-1292, mar, 2015.

OÜ, D. **Measure Height Application**. Versão 1.4, 2014. Disponível em: <[https://play.google.com/store/apps/details?id= ee.deskis.android.height&hl=pt\\_BR](https://play.google.com/store/apps/details?id=ee.deskis.android.height&hl=pt_BR) > Acesso 06 dez. 2018.

PAN, Y. et al. A large and persistent carbon sink in the world's forests. **Science**, [s.l], v. 333, n. 6045, p. 988-993, aug, 2011.

PHILIPP, M. et al. A brief review of shape, form, and allometry in geometric morphometrics, with applications to human facial morphology. **Hystrix, the Italian Journal of Mammalogy**, [s.l], v. 24, n. 1, p. 59-66, apr, 2013.

PHILLIPS, O.; BAKER, T.; FELDPAUSCH, T.; BRIENEN, R. **Rainfor Field Manual for plot establishment and remeasurement**. University of Leeds. Leeds, UK. Retrieved from. 2016. 27p. disponível em: <[http://www.rainfor.org/upload/ManualsEnglish/RAINFOR\\_field\\_manual\\_version\\_2016.pdf](http://www.rainfor.org/upload/ManualsEnglish/RAINFOR_field_manual_version_2016.pdf) >. Acesso em: 06 dez 2017.

PRANCE, G.T. Estudos sobre a vegetação das Campinas Amazônicas-I Introdução a uma série de publicações sobre a vegetação das Campinas Amazônicas. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 5, n. 3, p. 207-209, [s.m], 1975.

R CORE TEAM, R. **A language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria, 2018, disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 02 mar 2019.

RAMÍREZ-NARVÁEZ, P.N. **Efeito dos parâmetros biométricos e da altitude em estimativas da biomassa de raízes grossas de árvores em florestas do ecótono norte da amazônia brasileira**. 2017. 47p. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais), Universidade Federal de Roraima, Boa Vista, 2017.

SANTOS, C.P.F. et al. 2007. **Mapeamento dos remanescentes e ocupação antrópica no Bioma Amazônia**. <<http://marte.dpi.inpe.br/rep/dpi.inpe.br/sbsr@80/2006/11.18.01.25?mirror=dpi.inpe.br>>. Acesso em: 02 dez 2017.



SANTOS, H.G. et al. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. Ed. Brasília - DF: Embrapa Solos, 2018, 590 p.

SCARANELLO, M. et al. Height-diameter relationships of tropical Atlantic moist forest trees in southeastern Brazil. **Scientia Agricola**, São Paulo, v. 69, p. 26-37, jan/feb, 2012.

SLIK, J. W. et al. Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo's tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, [s.l], v. 19, n. 1, p. 50-60, jan, 2010.

STERCK, F.J.; BONGERS, F.; NEWBERY, D.M. Tree architecture in a Bornean lowland rain forest: intraspecific and interspecific patterns. **Tropical Forest Canopies: Ecology and Management**. Netherlands, v. 69, [s.n], p. 279-292, [s.m], 2001.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática**: guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira baseado em APG II. 2. ed. São Paulo: Nova Odessa, 2008. 703p.

SULLIVAN, M.J. et al. Field methods for sampling tree height for tropical forest biomass estimation. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, [s.n], p. 1-11, jan, 2018.

SUWA, R. et al. Meaning of the topographic gradient in stem diameter - Height allometry for precise biomass Estimation of a tropical humid forest in the central Amazon. **JARQ**, [s.l], v.47, [s.n], p. 109-114, [s.m], 2013.

WAYNE, M. et al. A new nonlinear model applied to the height-DBH relationship. **Forest Ecology and Management**, [s.l], v. 397, [s.n], p. 139- 149, [s.m], 2017.

**APÊNDICE**

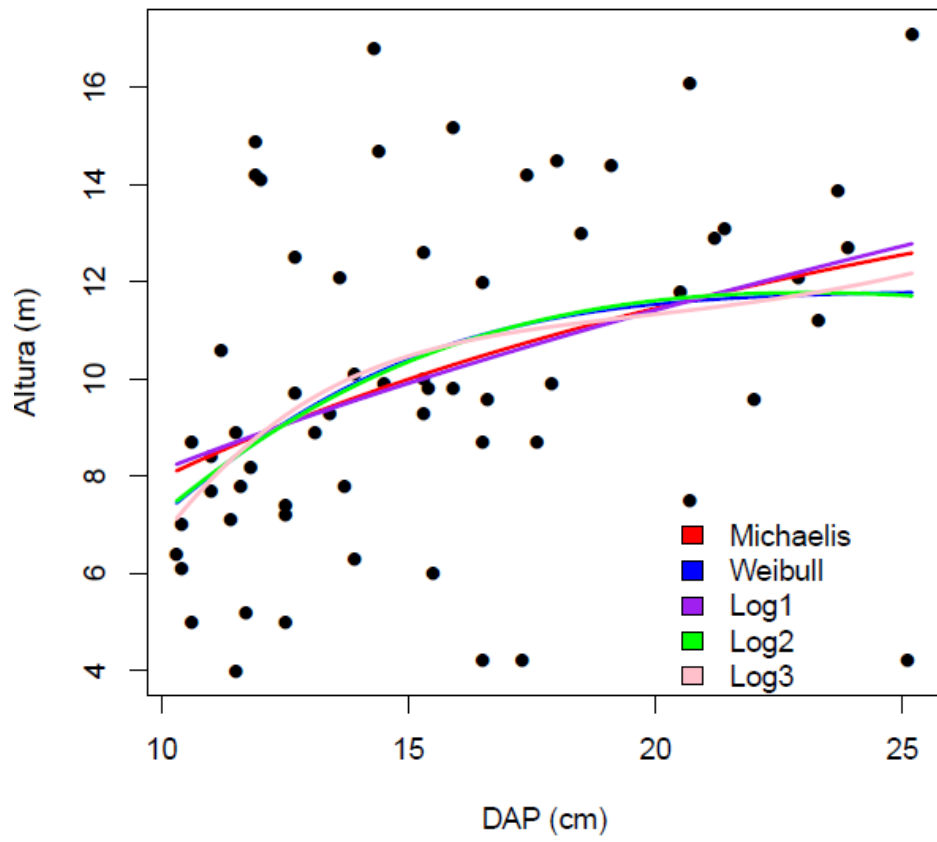
APÊNDICE A – Modelos Alométricos não lineares testados para os três diferentes tipos florestais (campinarana, ecótono e ombrófila) para descrever as melhores relações alométricas entre altura total (Y) e diâmetro à altura do peito (X) em indivíduos arbóreos.

<b>Tipo</b>	<b>Modelos Alométricos (1)</b>	<b><math>\beta_0</math></b>	<b><math>\beta_1</math></b>	<b><math>\beta_2</math></b>	<b><math>\beta_3</math></b>	<b>RSE</b>	<b><math>R^2_{adj}</math></b>	<b>AIC</b>
<b>Campinarana Arborizada + Florestada (La+Ld)</b>								
Michaelis Menten	$Y = (\beta_0 * X) / (\beta_1 + X)$	20.408	15.632			3.202	0.153	319.066
Weibull	$Y = \beta_0 * (1 - \exp(- (X / \beta_1) ^ \beta_2))$	11.808	10.324	2.018		3.207	0.165	320.215
Log 1	$(\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 * \log(X))$	0.964	0.490			3.213	0.148	319.477
Log 2	$(\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 * \log(X) + \beta_2 * \log(X)^2)$	-4.426	4.394	-0.700		3.207	0.165	320.204
Log 3	$(\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 * \log(X) + \beta_2 * \log(X)^2 + \beta_3 * \log(X)^3)$	-32.93	35.436	-11.90	1.341	3.229	0.168	321.983
<b>Área de Tensão Ecológica (LO)</b>								
Michaelis Menten	$Y = (\beta_0 * X) / (\beta_1 + X)$	55.012	45.81			4.381	0.532	478.953
Weibull	$Y = \beta_0 * (1 - \exp(- (X / \beta_1) ^ \beta_2))$	30.755	24.557	1.107		4.399	0.531	480.599
Log 1	$(\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 * \log(X))$	0.795	0.669			4.404	0.524	479.800
Log 2	$(\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 * \log(X) + \beta_2 * \log(X)^2)$	-0.833	1.736	-0.172		4.409	0.529	480.951
Log 3	$(\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 * \log(X) + \beta_2 * \log(X)^2 + \beta_3 * \log(X)^3)$	29.548	-28.39	9.680	-1.062	4.398	0.557	479.837
<b>Floresta Ombrófila de Terras Baixas + Submontana (Ab+As)</b>								
Michaelis Menten	$Y = (\beta_0 * X) / (\beta_1 + X)$	56.857	56.336			4.345	0.607	1193.878
Weibull	$Y = \beta_0 * (1 - \exp(- (X / \beta_1) ^ \beta_2))$	60.748	100.60	0.791		4.336	0.610	1193.961
Log 1	$(\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 * \log(X))$	0.769	0.639			4.338	0.608	1193.135
Log 2	$(\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 * \log(X) + \beta_2 * \log(X)^2)$	0.316	0.913	-0.040		4.342	0.609	1194.549
Log 3	$(\log(Y) = \beta_0 + \beta_1 * \log(X) + \beta_2 * \log(X)^2 + \beta_3 * \log(X)^3)$	7.869	-5.965	2.003	-0.198	4.396	0.619	1195.083

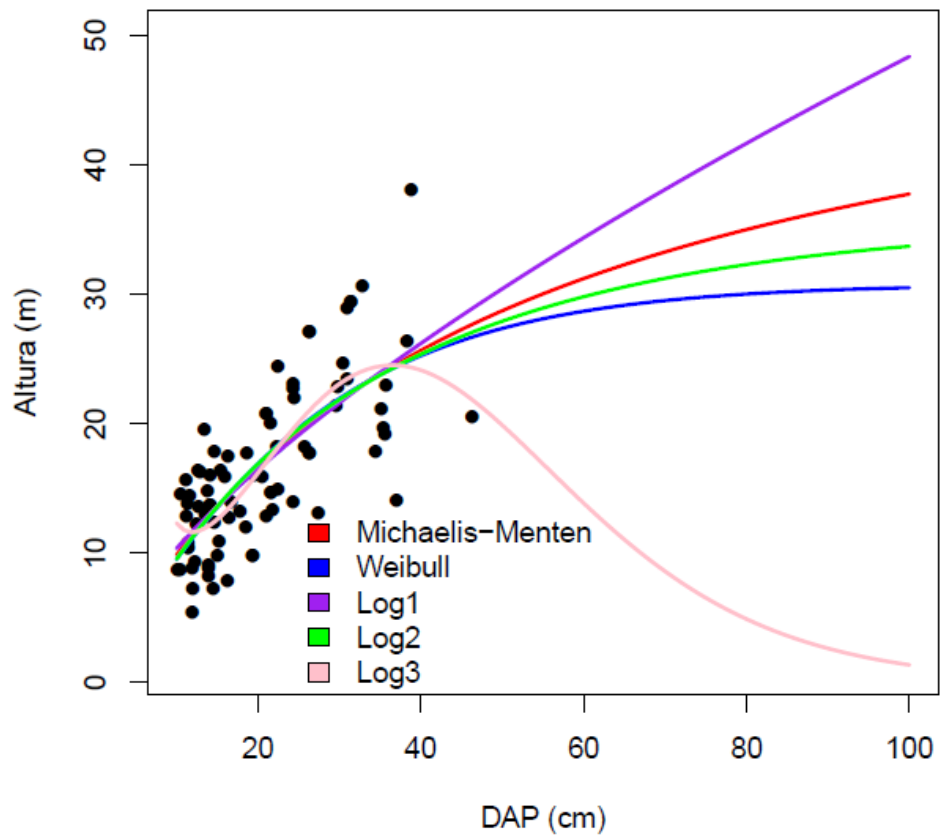
**Onde:** Y = altura total (m); X = diâmetro do caule (cm);  $\beta_0$ ,  $\beta_1$ ,  $\beta_2$  e  $\beta_3$  = coeficientes das equações, RSE= Error Estandar dos Resíduos,  $R^2$  = Coeficiente de Determinação e AIC= Critério de Informação de Akaike.

(1) Os modelos são baseados nas seguintes fontes: Feldpausch et al. (2012) e Molto et al. (2014).

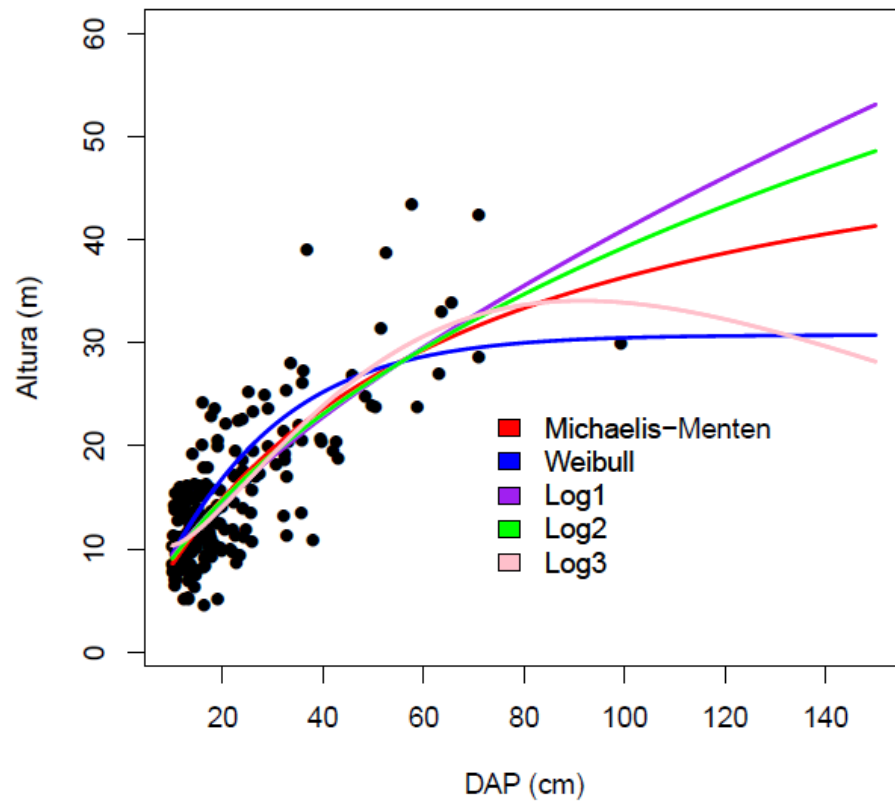
APÊNDICE B – Modelos Alometricos não lineares testados para a fitofisionomia da Campinarana, na Trilha do Gato, PARNA Serra da Mocidade.



APÊNDICE C – Modelos Alométricos não lineares testados para a área de ecótono, na Trilha do Gato, PARNA Serra da Mocidade



APÊNDICE D – Modelos Alométricos não lineares testados para o tipo florestal da ombrófila, na Trilha do Gato, PARNA Serra da Mocidade



APÊNDICE E - Resultado da análise química e física dos perfis do solo da Trilha do Gato, Parque Nacional Serra da Mocidade.

Profundidade	pH	MO	P	Cu	Fe	Zn	Mn	B	K	Ca	Mg	H+Al	Al	SB	CTC	Sat.	Sat.	Arg	Sil	ArT	ArG	ArF	
(cm)	H <sub>2</sub> O	g/kg		.....mg/kg.....					.....cmolc/Kg.....					Bases	Al	.....%.....							
																V%	m%						
<b>NEOSSOLO FLÚVICO Psamítico</b> – Campinarana Arborizada + Florestada (La+Ld)																							
0-20	5.1	14	3	6.80	92.00	8.20	3.00	0.43	0.10	0.20	0.10	3.40	0.20	0.40	3.80	11	33	13.9	19.1	67.0	7.0	60.0	
20-40	5.2	7	2	6.70	37.20	8.05	1.40	0.25	0.06	0.10	0.10	2.80	0.20	0.26	3.06	9	43	14.2	16.8	69.0	4.0	65.0	
40-60	4.8	5	2	4.60	14.20	5.80	1.10	0.24	0.06	0.10	0.10	2.50	0.20	0.26	2.76	9	43	14.2	16.8	69.0	4.0	65.0	
<b>NEOSSOLO QUARTZARENICO Hidromórfico</b> – Área de Tensão Ecológica (LO)																							
0-20	4.6	23	3	1.60	9.80	5.65	15.40	0.26	0.20	0.30	0.10	6.40	0.40	0.60	7.00	9	40	15.7	11.3	73.0	20.0	53.0	
20-40	4.9	9	3	2.10	18.60	3.80	2.40	0.38	0.15	0.30	0.10	4.20	0.30	0.55	4.75	12	35	17.4	9.6	73.0	21.0	52.0	
40-60	4.9	5	2	2.00	19.00	3.60	1.20	0.35	0.13	0.30	0.10	3.80	0.20	0.53	4.33	12	27	16.9	8.1	75.0	23.0	52.0	
<b>ARGISSOLO AMARELO Distrófico</b> – Floresta Ombrófila de Terras Baixas + Submontana (Ab+As)																							
0-20	4.6	11	3	2.90	106.00	5.95	6.50	0.34	0.15	0.60	0.20	4.70	0.20	0.95	5.65	17	17	15.4	3.6	81.0	51.0	30.0	
20-40	4.7	5	2	2.10	102.00	4.30	1.90	0.32	0.12	0.20	0.10	3.40	0.30	0.42	3.82	11	42	20.3	6.7	73.0	42.0	31.0	
40-60	4.6	5	1	0.70	80.00	3.45	2.00	0.27	0.06	0.10	0.10	3.40	0.20	0.26	3.66	7	43	25.0	6.0	69.0	37.0	32.0	

**Em que:** MO\_Materia Orgânica, P\_Fósforo; Cu\_Cobre, Fe\_Ferro, Zn\_Zinco, Mn\_Maganês, B\_Boro, K\_Potássio, Ca\_Cálcio, Mg\_Magnésio, H+Al\_Acidez trocável, Al\_Alumínio trocável, SB\_Soma de Bases, CTC\_Capacidade de Troca Catiônica, V\_Saturação por Bases, m\_Saturação por Al, Arg\_Argila (<0,002mm), Sil\_Silte (0,053-0,002mm), ArT\_Areia Total, ArG\_Areia Grossa (2,00-0,210mm), ArF\_Areia Fina (0,210-0,053mm).

APENDICE F- Modelos pantropicais que foram comparados com os gerados localmente na área de estudo, da Trilha do Gato, PARNA Serra da Mocidade, norte da Amazonia.

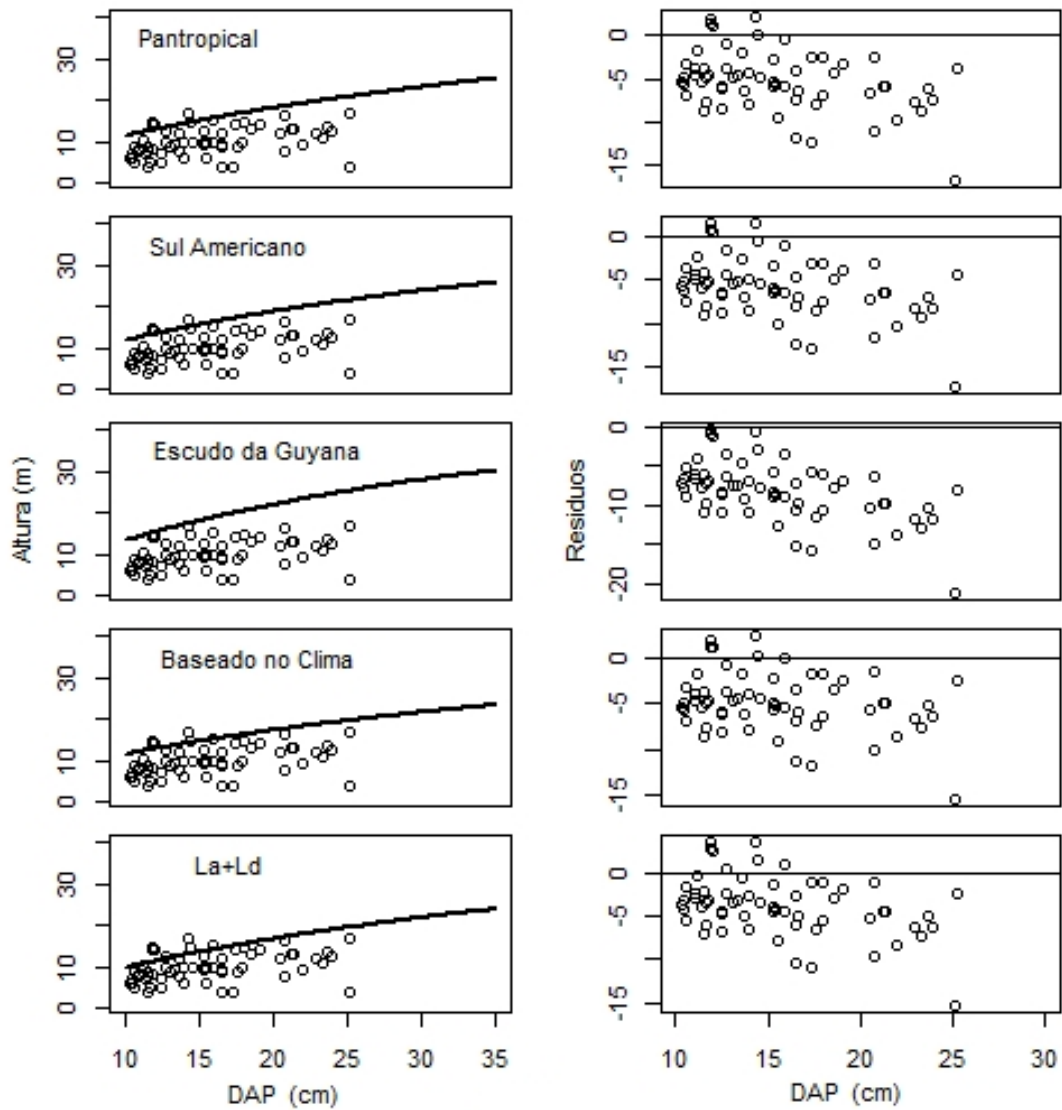
<b>Modelos (1)</b>	<b>Nome dos Modelos</b>	<b>a</b>	<b>b</b>	<b>c</b>	<b>E</b>	<b>RSE</b>	<b>AIC</b>	<b>n</b>
$(H = a * (1 - \exp(-b * D^c)))$	Pantropical	50.874	0.0420	0.784		5.479	266 169	42656
	Sul-Americano	42.574	0.0482	0.8307		5.619	121 167	19 262
	Escudo da Guyana	42.845	0.0433	0.9372		5.285	32 491	5267
$\ln(H) = a - E + b * \ln(D) - c(\ln(D))^2$	Baseado no Clima	0.918	0.739	0.0306	0.1053059	0.243	47	

Onde: H= Altura total estimada, D= Diametro do Tronco medido, a, b, c e E= Parametros dos modelos, RSE= Error Padrão Residual, AIC= Critério de Informação do Akaike e n= Número total das observações.

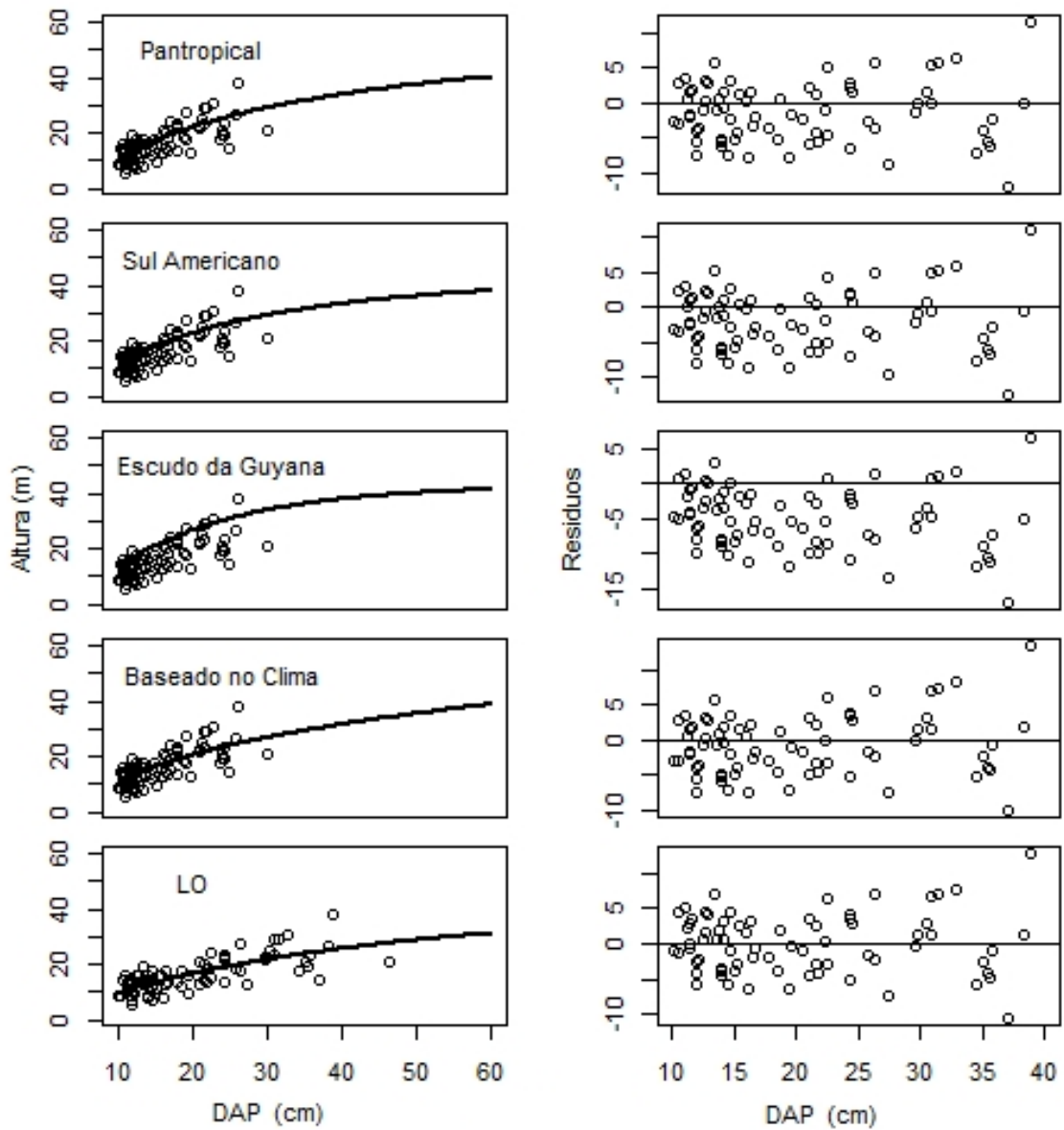
(1). Os modelos são baseados nas seguintes fontes: Feldpausch et al. (2012) e Chave et al. (2014)



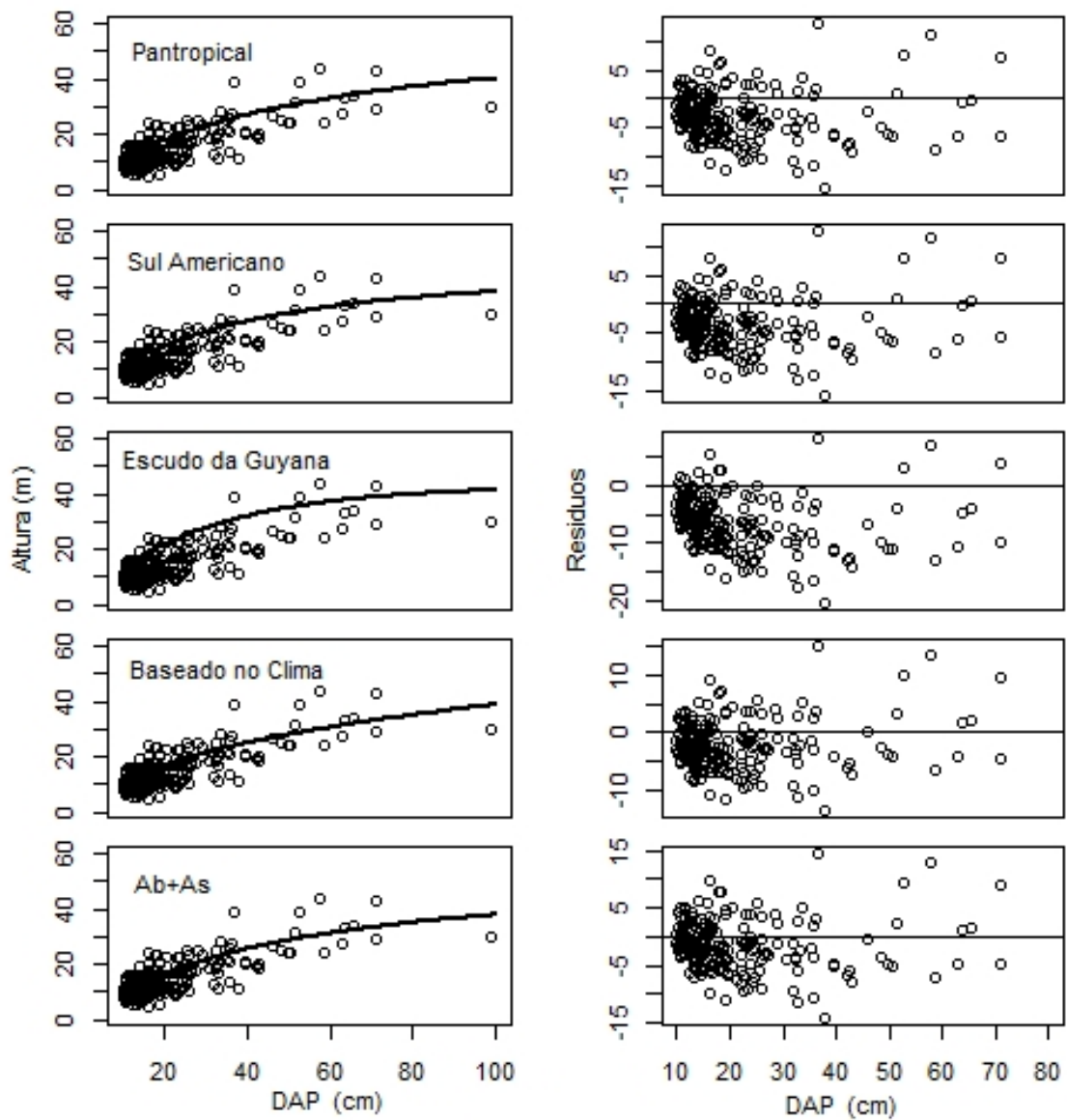
APENDICE G- Resíduos dos três modelos alométricos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014) vs Modelo específico (local) para a fitofisionomia da campinarana, na Trilha do Gato Serra da Mocidade.



APENDICE H- Resíduos dos três modelos alométricos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014) vs Modelo específico (local) para a região do ecótono, na Trilha do Gato Serra da Mocidade



APENDICE I- Resíduos dos três modelos alométricos de Weibull (Feldpausch et al., 2012) e o modelo baseado no Clima (Chave et al., 2014) vs Modelo específico (local) para o tipo florestal da ombrófila, na Trilha do Gato Serra da Mocidade.



APENDICE J- Dados de medições de DAP (cm) e alturas (m) de 350 árvores da Trilha do Gato, no Parque Nacional Serra da Mocidade.

Nº	DAP (cm)	Altura (m)	Árvore	Tipo Florestal	43	18.7	13.9	58	Ombrófila
1	23.9	22.6	1	Ombrófila	44	22.5	19.5	59	Ombrófila
2	36.7	39	2	Ombrófila	45	22	12	60	Ombrófila
3	71	28.7	3	Ombrófila	46	11.2	11.2	62	Ombrófila
4	36	27.4	4	Ombrófila	47	13.4	7.1	64	Ombrófila
5	16.6	9.4	5	Ombrófila	48	16.3	4.6	65	Ombrófila
6	16.8	16	6	Ombrófila	49	12.3	5.2	66	Ombrófila
7	19.5	10.1	7	Ombrófila	50	10.7	9.6	69	Ombrófila
8	13.6	8.6	9	Ombrófila	51	14.5	7.5	71	Ombrófila
9	10.8	7.1	13.1	Ombrófila	52	13.7	10.2	72	Ombrófila
10	23.1	22.5	14	Ombrófila	53	19.5	15.7	73	Ombrófila
11	23.4	9.4	16	Ombrófila	54	14.4	7.6	76	Ombrófila
12	11.2	10.6	18	Ombrófila	55	11.2	10.3	77	Ombrófila
13	13	11.6	19	Ombrófila	56	10.5	13.9	78	Ombrófila
14	18.9	14.3	20	Ombrófila	57	14.6	7.5	82	Ombrófila
15	15.5	12.8	21	Ombrófila	60	10.6	10.1	84.1	Ombrófila
16	12.4	9.5	22	Ombrófila	61	22.4	17	86	Ombrófila
17	11.5	8.4	23	Ombrófila	62	14.9	8	88	Ombrófila
18	11	9.3	24	Ombrófila	63	26	19.6	91	Ombrófila
19	58.7	23.8	25	Ombrófila	64	25.1	25.3	92	Ombrófila
20	25.8	15.8	26	Ombrófila	65	13.1	5.3	94	Ombrófila
21	29	23.6	27	Ombrófila	66	13.2	5.2	95	Ombrófila
22	12.3	13.8	28	Ombrófila	67	13	9.4	96	Ombrófila
23	12.8	9.8	29	Ombrófila	68	17.4	11.3	97	Ombrófila
24	27.3	17.3	31	Ombrófila	69	19.8	9.9	98	Ombrófila
25	15	11.2	32	Ombrófila	70	11	8.7	99	Ombrófila
26	14.4	14.8	33	Ombrófila	71	10.6	15.4	100	Ombrófila
27	65.5	34	34	Ombrófila	72	10.5	6.5	101	Ombrófila
28	35.8	26.1	35	Ombrófila	73	11.5	16.1	102	Ombrófila
29	12	10.6	36	Ombrófila	74	24.6	12	104	Ombrófila
30	13.5	10	37	Ombrófila	75	11.6	10.4	105	Ombrófila
31	17.7	13.7	38	Ombrófila	76	13.2	7	106	Ombrófila
32	32.7	11.4	39	Ombrófila	77	11.5	9.2	108	Ombrófila
33	18.9	10.1	40	Ombrófila	78	51.5	31.5	111	Ombrófila
34	19	5.2	41	Ombrófila	79	16.4	9.2	117	Ombrófila
35	23	17	43	Ombrófila	80	19.8	14.2	118	Ombrófila
36	19	12.5	47	Ombrófila	81	32.6	25.4	119	Ombrófila
37	14.4	6.3	49	Ombrófila	82	12.7	15.5	120	Ombrófila
38	25.8	10.7	53	Ombrófila	83	19	20	121	Ombrófila
39	12.9	9.4	54	Ombrófila	84	14.8	13	122	Ombrófila
40	15.8	15.1	55	Ombrófila	85	20.6	22.2	123	Ombrófila
41	48.4	24.8	56	Ombrófila	86	63.5	33	124	Ombrófila
42	13.4	10.9	57	Ombrófila	87	16	13.2	125	Ombrófila

88	17.7	11.1	126	Omrófila
89	22	9.7	127	Omrófila
90	16.5	8.4	128	Omrófila
91	14.4	16.4	129	Omrófila
92	10.2	7.8	129.1	Omrófila
93	21.5	10	130	Omrófila
94	13.4	8	131	Omrófila
95	13.5	12.3	132	Omrófila
96	16.6	11.3	133	Omrófila
97	26	23.3	134	Omrófila
98	43	18.8	135	Omrófila
99	17.8	9.3	136	Omrófila
100	12.5	14.4	137	Omrófila
101	16	24.2	138	Omrófila
102	10.3	8.3	139	Omrófila
103	29	20	140	Omrófila
104	13.7	11.1	141	Omrófila
105	12.9	16.2	142	Omrófila
106	12.2	8.2	145	Omrófila
107	10.5	7.1	146	Omrófila
108	24.5	17.1	150	Omrófila
109	52.5	38.7	152	Omrófila
110	22.5	11.4	153	Omrófila
111	11.1	12.8	154.1	Omrófila
112	63	27.1	155	Omrófila
113	33.5	28.1	156	Omrófila
114	12.3	11	157	Omrófila
115	13.9	8.1	160	Omrófila
116	14.9	11.6	161	Omrófila
117	14	19.3	162	Omrófila
118	17	18	164	Omrófila
119	15	14	165	Omrófila
120	10.6	10.2	166	Omrófila
121	30.6	18.2	167	Omrófila
122	13	13.2	168	Omrófila
123	15.4	10.9	169	Omrófila
124	24.2	11.2	170	Omrófila
125	10.4	14.3	171	Omrófila
126	12.1	10.7	171.1	Omrófila
127	37.9	10.9	172	Omrófila
128	24	17.7	173	Omrófila
129	15.4	15.5	174	Omrófila
130	13.6	10.6	175	Omrófila
131	45.8	26.9	176	Omrófila
132	17.4	11.6	177	Omrófila
133	12.1	11.2	178	Omrófila

134	13	14.7	179	Omrófila
135	16.7	16.4	180	Omrófila
136	39.4	20.7	181	Omrófila
137	10	8.6	182	Omrófila
138	33	20.5	183	Omrófila
139	20.4	12	184	Omrófila
140	11.4	9.4	185	Omrófila
141	25.6	13.6	186	Omrófila
142	15	13	188	Omrófila
143	17	12.5	189	Omrófila
144	11.4	15.7	190	Omrófila
145	13.9	9.7	191	Omrófila
146	12.5	11.2	192	Omrófila
147	50.4	23.8	193	Omrófila
148	14.5	11.2	194	Omrófila
149	10.2	11.4	195	Omrófila
150	57.6	43.5	196	Omrófila
151	35.7	20.6	197	Omrófila
152	12.9	8.5	198	Omrófila
153	13.9	13.6	199	Omrófila
154	32.3	18.7	200	Omrófila
155	17.7	23	201	Omrófila
156	49.7	23.9	202	Omrófila
157	42	19.5	203	Omrófila
158	11.6	13	204	Omrófila
159	15	12.2	205	Omrófila
160	16.1	15.5	206	Omrófila
161	16	13.1	207	Omrófila
162	99.2	30	208	Omrófila
163	12.2	10	209	Omrófila
164	13	10.3	210	Omrófila
165	35.1	22	212	Omrófila
166	26.5	17.1	213	Omrófila
167	32.3	19.3	214	Omrófila
168	18	12.7	215	Omrófila
169	22.2	17.2	216	Omrófila
170	24.4	16.6	217	Omrófila
171	11.9	13.5	218	Omrófila
172	16.2	8.3	219	Omrófila
173	18.4	10.4	221	Omrófila
174	15.3	16.2	222	Omrófila
175	32.7	17	223	Omrófila
176	13.5	7.5	224	Omrófila
177	28.3	25	225	Omrófila
178	19.5	12.5	226	Omrófila
179	18.4	23.6	228	Omrófila

180	13.5	15.3	229	Omrófila	226	14.1	16	295	Ecótono
181	71	42.5	230	Omrófila	227	26.3	27.1	296	Ecótono
182	18.7	12.6	231	Omrófila	228	31.4	29.4	297	Ecótono
183	17.2	10.3	233	Omrófila	229	14.5	7.3	298	Ecótono
184	11.6	8	235	Omrófila	230	21.6	14.7	300	Ecótono
185	13	10.1	236	Omrófila	231	14.1	13.7	269	Ecótono
186	10.1	7.8	237	Omrófila	232	19.3	9.8	274	Ecótono
187	14.8	10.2	238	Omrófila	233	11.4	10.4	279	Ecótono
188	11.6	14.6	239	Omrófila	234	26.3	17.8	284	Ecótono
189	23.6	17.2	240	Omrófila	235	21	20.8	294	Ecótono
190	18.3	10.2	241	Omrófila	236	26.3	27.1	296	Ecótono
191	12.1	13.2	243	Omrófila	237	31.4	29.4	297	Ecótono
192	22.2	14.6	244	Omrófila	238	21.6	14.7	300	Ecótono
193	14.6	13	244.1	Omrófila	239	29.8	22.9	306	Ecótono
194	26.6	17.4	246	Omrófila	240	35.1	21.2	307	Ecótono
195	42.6	20.4	247	Omrófila	241	12.9	16.3	311	Ecótono
196	11.2	9.1	249	Omrófila	242	19.5	16.1	314	Ecótono
197	15.9	20.1	251	Omrófila	243	15.2	10.9	321	Ecótono
198	23.9	18.7	252	Omrófila	244	13.4	19.6	324	Ecótono
199	39.6	20.5	253	Omrófila	245	11.2	12.9	325	Ecótono
200	19	20.6	254	Omrófila	246	14.6	17.9	326	Ecótono
201	32.1	21.4	255	Omrófila	247	25.7	18.3	328	Ecótono
202	16.2	18	256	Omrófila	248	16.2	7.9	328.1	Ecótono
203	10	10.3	256.1	Omrófila	249	10.5	14.6	329	Ecótono
204	17.6	15.9	257	Omrófila	250	32.8	30.7	339	Ecótono
205	24	14	258	Omrófila	251	24.3	22.7	340	Ecótono
206	35.6	13.6	261	Omrófila	252	35.6	19.2	347	Ecótono
207	22.7	8.7	262	Omrófila	253	15	9.8	348	Ecótono
208	32.1	13.2	265	Omrófila	254	29.6	21.4	351	Ecótono
209	14.1	13.7	269	Ecótono	255	38.8	38.1	360	Ecótono
210	10.1	8.8	270	Ecótono	256	30.9	28.9	363	Ecótono
211	19.3	9.8	274	Ecótono	257	38.3	26.4	364	Ecótono
212	14.6	12.4	276	Ecótono	258	30.9	23.5	367	Ecótono
213	12	7.3	277	Ecótono	259	18.6	17.7	372	Ecótono
214	13.9	8.2	278	Ecótono	260	24.4	22	377	Ecótono
215	11.4	10.4	279	Ecótono	261	22.4	24.4	381	Ecótono
216	24.3	14	280	Ecótono	262	11.9	8.9	382	Ecótono
217	11.6	14.5	281	Ecótono	263	11.9	5.5	383	Ecótono
218	27.4	13.1	282	Ecótono	264	20.5	15.9	385	Ecótono
219	26.3	17.8	284	Ecótono	265	21.5	20.1	386	Ecótono
220	12.6	16.4	285	Ecótono	266	13.9	9.1	387	Ecótono
221	13.5	13	287	Ecótono	267	10.4	8.8	389	Ecótono
222	17.8	13.3	290	Ecótono	268	16.4	12.7	393	Ecótono
223	12.2	9.4	291	Ecótono	269	30.4	24.7	406	Ecótono
224	22.4	15	292	Ecótono	270	13.9	8.9	407	Ecótono
225	21	20.8	294	Ecótono	271	46.3	20.6	417	Ecótono

272	15.4	16.4	421	Ecótono
273	16.7	14	424	Ecótono
274	11.3	13.9	427	Ecótono
275	24.3	23.1	430	Ecótono
276	21	12.9	438	Ecótono
277	15.9	15.9	441	Ecótono
278	21.8	13.4	447	Ecótono
279	11.4	10.8	450	Ecótono
280	16.3	17.5	451	Ecótono
281	13.8	14.8	455	Ecótono
282	37	14.1	457	Ecótono
283	11.1	15.7	461	Ecótono
284	35.4	19.7	463	Ecótono
285	35.7	23	466	Ecótono
286	12.4	12.3	483	Ecótono
287	22.3	18.2	491	Ecótono
288	12.7	13.6	504	Ecótono
289	34.4	17.9	512	Ecótono
290	18.5	12	520	Ecótono
291	15.3	9.3	528	Campinarana
292	20.7	16.1	529	Campinarana
293	17.6	8.7	533	Campinarana
294	19.1	14.4	537	Campinarana
295	20.5	11.8	538	Campinarana
296	15.9	9.8	541	Campinarana
297	13.4	9.3	543	Campinarana
298	10.3	6.4	550	Campinarana
299	13.1	8.9	558	Campinarana
300	12.7	9.7	559	Campinarana
301	25.1	4.2	562	Campinarana
302	11.9	14.2	564	Campinarana
303	15.3	12.6	565	Campinarana
304	16.5	4.2	578	Campinarana
305	12.5	7.4	583	Campinarana
306	13.9	6.3	586	Campinarana
307	13.7	7.8	590	Campinarana
308	11.5	8.9	591	Campinarana
309	15.5	6	595	Campinarana
310	12.5	5	600	Campinarana
311	10.4	7	603	Campinarana

312	12.5	7.2	605	Campinarana
313	10.6	5	607	Campinarana
314	11.4	7.1	608	Campinarana
315	11.7	5.2	613	Campinarana
316	10.4	6.1	615	Campinarana
317	11.5	4	619	Campinarana
318	11.6	7.8	626	Campinarana
319	11	8.4	628	Campinarana
320	22.9	12.1	631	Campinarana
321	13.9	10.1	637	Campinarana
322	21.4	13.1	646	Campinarana
323	20.7	7.5	647	Campinarana
324	17.3	4.2	650	Campinarana
325	15.3	10	652	Campinarana
326	23.9	12.7	654	Campinarana
327	16.5	12	657	Campinarana
328	18.5	13	658	Campinarana
329	21.2	12.9	659	Campinarana
330	12.7	12.5	660	Campinarana
331	15.9	15.2	663	Campinarana
332	17.4	14.2	665	Campinarana
333	14.3	16.8	666	Campinarana
334	11.9	14.9	669	Campinarana
335	14.4	14.7	671	Campinarana
336	18	14.5	672	Campinarana
337	10.6	8.7	674	Campinarana
338	13.6	12.1	675	Campinarana
339	12	14.1	677	Campinarana
340	11.2	10.6	679	Campinarana
341	11.8	8.2	682	Campinarana
342	16.5	8.7	686	Campinarana
343	15.4	9.8	688	Campinarana
344	17.9	9.9	689	Campinarana
345	11	7.7	690.1	Campinarana
346	25.2	17.1	693	Campinarana
347	23.7	13.9	695	Campinarana
348	16.6	9.6	696	Campinarana
349	14.5	9.9	703	Campinarana
350	23.3	11.2	705	Campinarana