

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Determinação de biomassa aérea em florestas nativas num ambiente
agrícola do Estado de São Paulo**

Jaime Felipe Medina Sotomayor

**Tese apresentada para obtenção do título de Doutor em
Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção em:
Conservação de Ecossistemas Florestais**

**Piracicaba
2013**

Jaime Felipe Medina Sotomayor
Engenheiro Agropecuário

**Determinação de biomassa aérea em florestas nativas num ambiente agrícola do Estado
de São Paulo**

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **HILTON THADEU ZARATE DO
COUTO**

**Tese apresentada para obtenção do título de Doutor
em Ciências, Programa: Recursos Florestais. Opção
em: Conservação de Ecossistemas Florestais**

**Piracicaba
2013**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP

Medina Sotomayor, Jaime Felipe

Determinação de biomassa aérea em florestas nativas num ambiente agrícola do Estado de São Paulo / Jaime Felipe Medina Sotomayor. - - versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2013.
129 p: il.

Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2013.

1. Amostragem 2. Biomassa - Determinação 3. Equações alométricas 4. Florestas
5. Madeira - Densidade 6. Métodos não destrutivos 7. Modelos mistos I. Título

CDD 634.90981
M491d

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte - O autor"

Dedicatoria

A toda mi familia y a los amigos que he conocido en el transcurso de mi camino en los lugares donde hemos pasado y que me han enseñado mucho más de lo que queda en este papel.

Sara, Jaime Daniel y Felipe David, este logro es nuestro, gracias. César y María Eugenia, mis padres, y toda mi familia que sin importar la distancia están siempre cerca.

AGRADECIMENTOS

À Universidade de São Paulo, à Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, e ao programa de Recursos Florestais.

Ao professor Hilton Thadeu Zarate do Couto, pelo apoio incondicional durante todo este tempo que compartilhamos, tanto academicamente quanto no âmbito pessoal, com certeza deixa grande parte de sua pessoa em mim.

Professor Aaron Weiskittel, great person who hosted me at UMaine to spend some of my doctoral time with his research group. That was one of the most amazing experiences in my life, thanks to him. I am also grateful to the School of Forestry Resources and Office of International Students of the University of Maine for all the help given to me.

Ao CNPq e CAPES pela bolsa de estudos e à Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo financiamento da pesquisa.

A mi familia, mis padres César y María Eugenia, mis hermanos y sus familias y Sara y mis hijos Jaime Daniel y Felipe David, todos han batallado conmigo, pues este logro no es solo mío, es de toda mi familia que se mantiene a mi lado con sus palabras de ánimo y su guía constante.

Ao Prof. João Luís Ferreira Batista, Profs. Demostenes Silva e Carlos Eduardo Cerri. Ao Prof. Luciano Martins Verdade, coordenador do projeto temático no qual foi desenvolvido este estudo.

Ao Jefferson, mão direita de todo o CMQ, e a todos os colegas, pelas discussões produtivas e pela descontração gerada. Ao Cristiano Stetz pela colaboração no trabalho como estagiário de Iniciação Científica.

A todo el grupo de extranjeros de la ESALQ con quien conviví todo este tiempo.

Aos amigos piracicabanos e adotados por Piracicaba, que compartilharam este tempo comigo, a lista é grande, sintam-se todos inclusos.

Ao grande grupo envolvido no trabalho de campo e laboratório, ao pessoal de Angatuba, e quem colaborou nas viagens de coleta de dados. Ao Marcelo Pinho Ferreira (Pinus) pelo

6

apoio constante nas coletas e ao Júlio Cesar pelo apoio e críticas construtivas no desenvolvimento do trabalho.

SUMARIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
RESUMEN	15
LISTA DE FIGURAS	17
LISTA DE TABELAS.....	19
1 INTRODUÇÃO.....	21
1.1 Objetivos.....	23
1.2 Estrutura da tese.....	24
1.3 Descrição da área de estudo.....	24
1.3.1 Inventário florestal de nativas.....	26
1.3.1.1 Resultados do Inventário Florestal	27
Agradecimentos	37
Referências	37
2 COMPARAÇÃO DE MÉTODOS DESTRUTIVOS E NÃO DESTRUTIVOS PARA DETERMINAÇÃO DE DENSIDADE BÁSICA DA MADEIRA E BIOMASSA DO TRONCO EM ESPÉCIES FLORESTAIS	39
Resumo	39
Abstract.....	39
2.1 Introdução.....	40
2.1.1 Biomassa florestal.....	42
2.1.1.1 Métodos de determinação da biomassa aérea.....	43
2.1.2 Densidade básica da madeira.....	44
2.1.2.1 Métodos de determinação da densidade básica da madeira	45
2.1.2.1.1 Trado de incremento	46
2.1.3 Objetivos.....	47
2.2 Materiais e Métodos	48

2.2.1 Área de estudo.....	48
2.2.2 Variáveis de estudo	48
2.2.2.1 Densidade da madeira	48
2.2.2.1.1 Discos.....	50
2.2.2.1.2 Baguetas	52
2.2.2.2 Biomassa	54
2.2.2.2.1 Técnica volumétrica.....	54
2.2.2.2.2 Técnica gravimétrica.....	55
2.2.3 Análises estatísticas	55
2.2.3.1 Densidade básica.....	55
2.2.3.2 Biomassa do tronco.....	57
2.3 Resultados	57
2.3.1 Densidade básica.....	57
2.3.2 Biomassa do tronco.....	63
2.4 Conclusões	67
Referências.....	68
3 MODELOS DE EFEITOS FIXOS E DE EFEITOS MISTOS PARA DETERMINAÇÃO DE BIOMASSA AÉREA EM UMA FLORESTA TROPICAL NO ESTADO DE SÃO PAULO, BR.....	
Resumo	73
Abstract	73
3.1 Introdução	74
3.1.1 Modelos e Seleção de Modelos.....	80
3.1.2 Objetivos	82
3.2 Materiais e Métodos.....	82
3.2.1 Área de estudo.....	82
3.2.2 Variáveis de estudo	83

3.2.3 Equações de biomassa	83
3.2.4 Seleção de modelos	86
3.2.5 Inventário florestal.....	87
3.3 Resultados.....	87
3.3.1 Modelos para biomassa florestal total	89
3.3.2 Modelos para biomassa florestal do tronco	97
3.3.3 Modelos para biomassa florestal da copa	102
3.4 Conclusões.....	109
Agradecimentos	110
Referências	110
4 CONCLUSÕES GERAIS.....	115
ANEXOS	117

RESUMO

Determinação de biomassa aérea em florestas nativas num ambiente agrícola do Estado de São Paulo

Técnicas adequadas para quantificação de biomassa florestal têm sido demandadas devido ao grande crescimento do mercado de carbono e de aspectos relacionados às mudanças climáticas, assim, é importante desenvolver métodos de determinação e estimação da biomassa com menores custos e que apresentem estimativas confiáveis. O objetivo deste trabalho foi determinar a biomassa aérea total comparando métodos destrutivos e não destrutivos e ajustar equações alométricas para biomassa aérea total e seus componentes (biomassa do fuste e biomassa da copa) usando diferentes modelos de regressão (modelos de efeitos fixos e modelos de efeitos mistos). Para isso foi realizado um inventário selecionando sistematicamente locando 30 parcelas de 200 m² nas áreas de floresta nativa da Fazenda Três Lagoas, localizada em Angatuba, estado de São Paulo, Brasil. Posteriormente, foram coletados indivíduos de 11 espécies nativas (as de maior frequência e maior Índice de Valor de Importância - IVI). Foi realizada uma amostragem destrutiva e a cubagem rigorosa, além de coleta de quatro discos do fuste e uma bagueta de madeira das árvores distribuídas em três classes de diâmetros e determinada a densidade básica e a biomassa. Posteriormente foram ajustados diferentes modelos de regressão linear e não linear de efeitos fixos e de efeitos mistos e escolhido o melhor modelo segundo o AIC (Critério de Akaike) e o Índice de Furnival. Quando estudada a densidade básica da madeira, o método de determinação usando bagueta é diferente dos métodos destrutivos, sendo que a densidade básica da madeira baseada na bagueta apresentou sempre a maior média. No entanto, quando a biomassa do tronco é estudada, o método não destrutivo não apresenta diferença estatística dos outros métodos de coleta destrutivos (um disco e múltiplos discos). Ainda, os métodos diretos de determinação de biomassa (volumetria e gravimetria) foram estatisticamente similares. Ao ajustar as equações para biomassa aérea, os modelos mistos foram superiores aos modelos de efeitos fixos. Modelos na escala original e modelos com função de variância não conseguiram obter um bom comportamento do resíduo, sendo os modelos com transformações em ambos os lados (logaritmo) os que obtiveram homocedasticidade. Os modelos selecionados (usando o Critério de Akaike e o Índice de Furnival) foram os modelos lineares transformados de efeitos mistos (usando espécie como variável aleatória). Quando esses modelos foram aplicados ao inventário florestal da área, a biomassa aérea total foi de 125,52 Mg.ha⁻¹. Conclui-se que: Os métodos volumétricos e gravimétricos para determinação de biomassa do fuste são estatisticamente iguais, e permitem o uso de técnicas não destrutivas (bagueta) para determinar a densidade básica da madeira a ser usada no cálculo da biomassa. O uso de métodos não destrutivos diminui o trabalho de campo e de laboratório, o que permite a redução de custos. Quando só a densidade básica da madeira é estudada, o método destrutivo e não destrutivo apresentam diferenças estatísticas, sendo que a bagueta apresenta a maior média de densidade básica da madeira. Quando são construídos modelos de regressão para estimação de biomassa, os modelos de efeitos mistos com a espécie como efeito aleatório apresentam um melhor AIC que os modelos de efeitos fixos. Nesta floresta os modelos com transformações de ambos os lados foram os únicos modelos que obtiveram homocedasticidade.

Palavras-chave: Métodos não destrutivos; Equações alométricas; Modelos mistos;
Amostragem

ABSTRACT

Determination of aboveground biomass in native forests in an agricultural environment in Sao Paulo State, Brazil

Adequate techniques to quantify the forest biomass have shown to be necessary due to the carbon market growth and issues related to climate change; therefore, it is important to develop less expensive biomass determination and estimation methods that provide reliable estimations. The main objective of this research was to determine the total aboveground biomass by comparing destructive and non-destructive methods and fit allometric equations for total aboveground biomass and its components (trunk biomass and crown biomass) using different regression models (fixed effects and mixed effects models). In order to do that, we inventoried 30 plots of 200 m² in native forest areas at Três Lagoas Farm in Angatuba, Sao Paulo, Brazil. Subsequently, we collected sample trees of 11 native species (those that are more frequent and that have a higher Importance Value Index - IVi). A destructive sampling was performed in those trees and after that their volume was calculated; four discs were extracted from their trunks as well as core samples distributed in three diameter classes; and, basic density and biomass were determined. Then, we fitted different linear and non-linear models of regression of fixed and mixed effects and then we chose the best model according to AIC (Akaike Information Criterion) and Furnival's Index. When studying wood basic density the core sample method differs from other types of methods and presents the higher mean value. However, when analyzing trunk biomass this non-destructive method does not differ statistically from other sampling destructive methods like disc and multiple discs. Nevertheless, direct methods to determine biomass (volumetry and gravimetry) were statistically similar. When fitting equations for aboveground biomass, mixed models had a superior behavior compared with fixed effects. Models in their original scale and models with variance function did not have good residuals behavior. Two-side transformation models (logarithm) showed homoscedasticity. The selected models (using Akaike Criteria and Furnival's Index) were linear transformed models of mixed effects (using the species as a random variable). When those models were applied to the forest inventory of the area, the value corresponding to total aboveground biomass was 125.52 Mg.ha⁻¹. Therefore, we were able to conclude that: Volumetric and gravimetric methods to determine trunk biomass are statistically equal, and allow the use of non-destructive techniques (core sampling) to determine the wood basic density if this variable is going to be used to determine biomass. The use of non-destructive methods decreases field and lab work, allowing cost reduction. When wood basic density is the only variable, destructive and non-destructive methods showed statistic differences, being that the core sample presented the highest mean of wood basic density. When adjusting regression models to estimate biomass, mixed effects models with the species as a random effect showed a better AIC compared to fixed effects models. In this forest, models with two-side transformations were the only models to obtain homoscedasticity.

Keywords: Non-destructive methods; Allometric equations; Mixed models; Sampling

RESUMEN

Determinación de biomasa aérea en bosques nativos en un ambiente agrícola del Estado de Sao Paulo, Brasil.

Existe un amplia demanda de técnicas adecuadas para cálculo de biomasa forestal debido al crecimiento del mercado de carbono y de aspectos relacionados a los cambios climáticos, por eso es importante desarrollar métodos de determinación y estimación de biomasa con menos costos y que presenten estimativas confiables. Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue determinar la biomasa aérea total comparando métodos destructivos y no destructivos y ajustar ecuaciones alométricas para biomasa aérea total y sus componentes (biomasa del tronco y biomasa de copa) usando diferentes modelos de regresión (modelos de efectos fijos y mixtos). Para ello se realizó un inventario de 30 parcelas de 200 m² en áreas de bosque nativo de la Hacienda Três Lagoas, ubicada en Angatuba, Sao Paulo, Brasil. Posteriormente se colectaron 11 especies nativas (las más frecuentes y con mayor Índice de Valor de Importancia - IVi). Se llevó a cabo el muestreo destructivo y el cálculo de volumen además de extraer cuatro discos del tronco y un tarugo de madera de los árboles distribuidos en tres clases de diámetros y posteriormente se realizó el cálculo de la densidad básica de la madera. Después, se ajustaron diferentes modelos de regresión lineal y no lineal de efecto fijos y de efectos mixtos y se eligió el mejor modelo según el AIC y el Índice de Furnival. Al estudiar la densidad básica de la madera el método de determinación usando tarugos es diferente de los métodos destructivos, siendo que la densidad básica de la madera calculada con el tarugo presentó en todos los casos una media más alta. Sin embargo, el método no destructivo no presentó diferencias estadísticas en relación a otros métodos de colecta destructivos (disco y múltiples discos). Además, los métodos directos de determinación de biomasa (volumetría y gravimetría) fueron estadísticamente similares. Al ajustar las ecuaciones para biomasa aérea los modelos mixtos fueron superiores a los modelos de efectos fijos. Los modelos en su escala original y los modelos con función de varianza no obtuvieron buen comportamiento de residuos. Los modelos con transformaciones en ambos lados (logaritmo) obtuvieron homogeneidad de la varianza. Los modelos seleccionados (usando el Criterio de Akaike y el Índice de Furnival) fueron los modelos lineales transformados de efectos mixtos (usando la especie como variable aleatoria). Cuando esos modelos fueron aplicados al inventario forestal del área la biomasa aérea total fue de 125,52 Mg.ha⁻¹. Por lo tanto se concluyó que: Los métodos volumétricos y gravimétricos para determinación de biomasa del tronco son estadísticamente iguales y permiten el uso de técnicas no destructivas (tarugo) para determinación de la densidad básica de la madera. El uso de métodos no destructivos disminuye el trabajo de campo y de laboratorio permitiendo reducir costos. Cuando se estudia únicamente la densidad básica de la madera tanto el método destructivo como el no destructivo presentan diferencias estadísticas, siendo que el tarugo presenta siempre la mayor media de densidad básica de la madera. Al ajustar modelos de regresión para determinación de biomasa los modelos de efectos mixtos con la especie como efecto aleatorio presentan un mejor AIC que los modelos de efectos fijos. En el bosque de estudio los modelos con transformaciones en ambos lados fueron los únicos modelos que obtuvieron homogeneidad de la varianza.

Palabras clave: Métodos no destructivos; Ecuaciones alométricas; Modelos mixtos; Muestreo

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Mapa de vegetação nativa nas unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo (1996/2004).....	22
Figura 1.2 - Distribuição geográfica de área cultivada com eucalipto e número de produtores, 2007/2008.....	22
Figura 1.3 - Área de estudo – Fazenda Três Lagoas – localizada no município de Angatuba – SP, Brasil e distribuição das parcelas de inventário florestal para floresta nativa.....	25
Figura 1.4 - Riqueza de famílias nos fragmentos florestais da Fazenda Três Lagoas, Angatuba-SP.....	29
Figura 1.5 - Espécies de maior densidade dos fragmentos florestais da Fazenda Três Lagoas, Angatuba-SP.....	30
Figura 1.6 - Espécies de maior Índice de Valor de Importância dos fragmentos florestais da Fazenda Três Lagoas, Angatuba-SP.....	31
Figura 1.7 - Distribuição diamétrica dos indivíduos por classes de diâmetro inventariados na Fazenda Três Lagoas, Angatuba – SP.....	32
Figura 1.8 - Distribuição diamétrica das espécies pioneiras por classes de diâmetro.....	33
Figura 1.9 - Distribuição diamétrica das espécies secundárias iniciais por classes de diâmetro.....	34
Figura 1.10 - Distribuição diamétrica das espécies secundárias tardias por classes de diâmetro.....	35
Figura 1.11 - Distribuição diamétrica das espécies típicas do cerrado por classes de diâmetro.....	36
Figura 1.12 - Distribuição diamétrica dos indivíduos mortos amostrados na fazenda Três Lagoas, Município de Angatuba – SP.....	36
Figura 2.1 - Área de estudo – Fazenda Três Lagoas – localizada no município de Angatuba – SP, Brasil e distribuição das parcelas de inventário florestal para o plantio de Eucalipto.....	49
Figura 2.2 – Amostragem destrutiva e coleta de discos para determinação de densidade básica e teor de umidade das espécies florestais.....	51
Figura 2.3 - Coleta de baguetas como método não destrutivo para determinação de densidade básica.....	53

Figura 3.1 – Biomassa aérea total por espécie florestal e distribuição nos compartimentos biomassa do fuste e biomassa da copa.....	89
Figura 3.2 - Relação da biomassa aérea total e o diâmetro das espécies florestais nativas estudadas.....	90
Figura 3.3 - Resíduos padronizados dos modelos lineares de efeitos mistos para biomassa total usando duas e três variáveis (DAP, HT e DB).....	91
Figura 3.4 – Comportamento dos resíduos padronizados dos modelos para biomassa aérea total (variáveis DAP, HT e DB).....	93
Figura 3.5 - Modelos lineares e não lineares de efeitos fixos (variáveis DAP, HT e DB) para biomassa total.....	95
Figura 3.6 - Modelo linear transformado de efeitos mistos (variável DAP) para biomassa total.....	95
Figura 3.7 - Modelo não linear transformado de efeitos mistos (variável DAP) para biomassa total.....	96
Figura 3.8 - Relação da biomassa do tronco e DAP.....	98
Figura 3.9 - Resíduos padronizados dos modelos para biomassa do fuste (variáveis DAP e DAP e HC).....	99
Figura 3.10 – Comportamento dos resíduos padronizados dos modelos para biomassa do fuste (variáveis DAP, HT e DB).....	101
Figura 3.11 - Relação da biomassa da copa e do DAP.....	103
Figura 3.12 - Resíduos padronizados dos modelos para biomassa da copa (variáveis DAP, HT e DB).....	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 1.1 - Famílias encontradas na Fazenda Três Lagoas – Angatuba – SP.....	28
Tabela 1.2 - Índice de Valor de Importância (IVI) e Frequência das 10 principais espécies da Fazenda Três Lagoas, Angatuba – SP.....	31
Tabela 2.1 – Distribuição diamétrica das espécies amostradas na Fazenda Três Lagoas, Angatuba –SP, Brasil.....	50
Tabela 2.2 – Quadro da análise de variância da densidade básica da madeira.....	56
Tabela 2.3 – Quadro da análise de variância da biomassa do tronco.....	57
Tabela 2.4 – Resultados da análise de variância da densidade básica do tronco.....	58
Tabela 2.5 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) das espécies florestais para a densidade de madeira.....	58
Tabela 2.6 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) dos métodos de determinação da densidade básica da madeira.....	59
Tabela 2.7 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) das classes de diâmetros das espécies florestais para determinação de densidade básica.....	59
Tabela 2.8 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) da densidade da madeira segundo os métodos e as classes de diâmetros de cada espécie florestal.....	62
Tabela 2.9 – Resultados da análise de variância da biomassa do tronco das espécies florestais.....	64
Tabela 2.10 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) das espécies florestais para biomassa do tronco.....	64
Tabela 2.11 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) da biomassa do tronco segundo as classes de diâmetros das espécies florestais.....	65
Tabela 2.12 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) dos métodos e das classes de diâmetros segundo cada espécie florestal na determinação de biomassa.....	66
Tabela 3.1 – Classes de diâmetro das árvores amostradas na Fazenda Três Lagoas.....	87
Tabela 3.2 – Distribuição diamétrica das espécies florestais amostradas na Fazenda Três Lagoas.....	88
Tabela 3.3 - Altura total e Densidade básica das espécies florestais nativas.....	89
Tabela 3.4 - Biomassa aérea total das espécies florestais.....	90

Tabela 3.5 - Índice de Furnival (FI) e Critério de Akaike (AIC) dos modelos para biomassa aérea total.....	94
Tabela 3.6 - Coeficientes dos modelos selecionados para estimativa da biomassa aérea total.....	94
Tabela 3.7 - Biomassa do fuste das espécies florestais.....	97
Tabela 3.8 – Altura comercial e relação percentual com a altura total das espécies florestais nativas.....	99
Tabela 3.9 – Critério de Akaike (AIC) e Índice de Furnival (FI) dos modelos para biomassa do fuste.....	102
Tabela 3.10 - Coeficientes do modelo selecionado para estimativa da biomassa do fuste.	102
Tabela 3.11 - Biomassa da copa das espécies florestais.....	103
Tabela 3.12 - Critério de Akaike (AIC) e Índice de Furnival (FI) dos modelos para biomassa da copa.....	106
Tabela 3.13 - Coeficientes do modelo para estimativa da biomassa da copa.....	106

1 INTRODUÇÃO

A biomassa florestal é uma variável de interesse por varias razões: é a matéria prima de alimento, fibra e combustível; é importante para a gestão do solo, fogo e água; está relacionada à estrutura da vegetação que por sua vez influencia a biodiversidade; determina a magnitude e a taxa de respiração autotrófica; e, finalmente, a densidade da biomassa (quantidade de biomassa por unidade de área) determina a quantidade de carbono emitido na atmosfera como CO₂, CO e CH₄ devido à queima e morte quando os ecossistemas são modificados (HOUGHTON; HALL; GOETZ, 2009).

As florestas são consideradas importantes já que contém uma estimativa de 340 Pg de carbono na biomassa, com aproximadamente 62% estocado nas florestas tropicais de baixa latitude, variando entre 60 e 230 T.C.ha⁻¹ nas florestas primarias e entre 25 e 190 T.C.ha⁻¹ em florestas secundárias (KANNINEN, 2003).

No Brasil, 62% do total de terras tem cobertura florestal, com um estoque de 121 T.C.ha⁻¹ (FAO, 2010). O estado de São Paulo apresenta diversos usos de solo para produção animal e vegetal, classificadas segundo São Paulo (2008) em áreas com cultura perene, temporária, pastagem, reflorestamento, vegetação natural, vegetação de brejo e várzea, descanso e complementar.

As áreas com reflorestamento compreendem terras ocupadas com o cultivo de espécies florestais exóticas ou nativas e as áreas de vegetação natural compreendem as terras ocupadas com diversos tipos de vegetação natural, incluindo mata natural, capoeira, cerrado, cerradão, campos e similares. As áreas com vegetação natural correspondem a 11,87% do Estado (figura 1.1) (SÃO PAULO, 2008).

As áreas com reflorestamento respondem por 4,99% da área do estado. No ano 2007/2008 o Eucalipto apresentou uma área de plantio superior a 862.504,52 ha (figura 1.2) (SÃO PAULO, 2008).

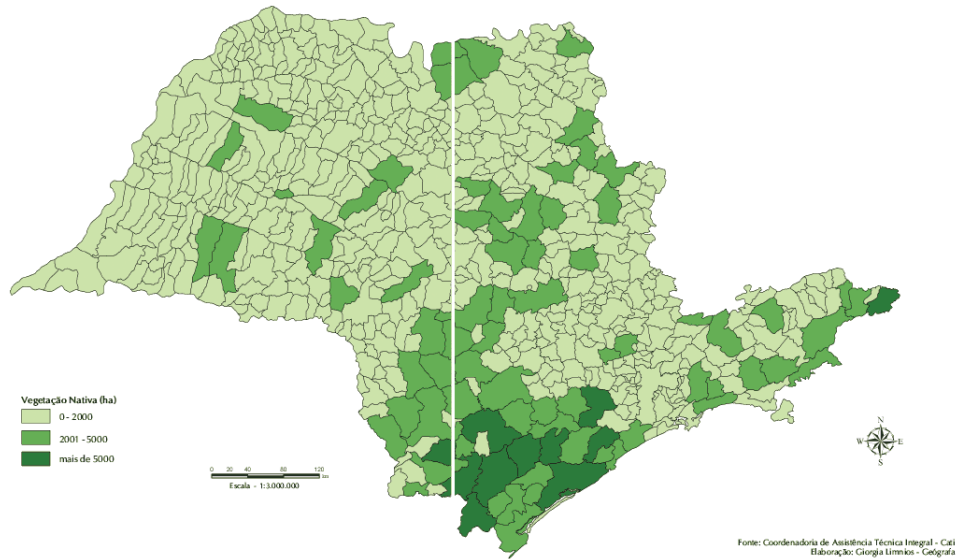


Figura 1.1 - Mapa de vegetação nativa nas unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo (1996/2004)

Fonte: Associação Paulista de Produtores de Florestas Plantadas (2011)

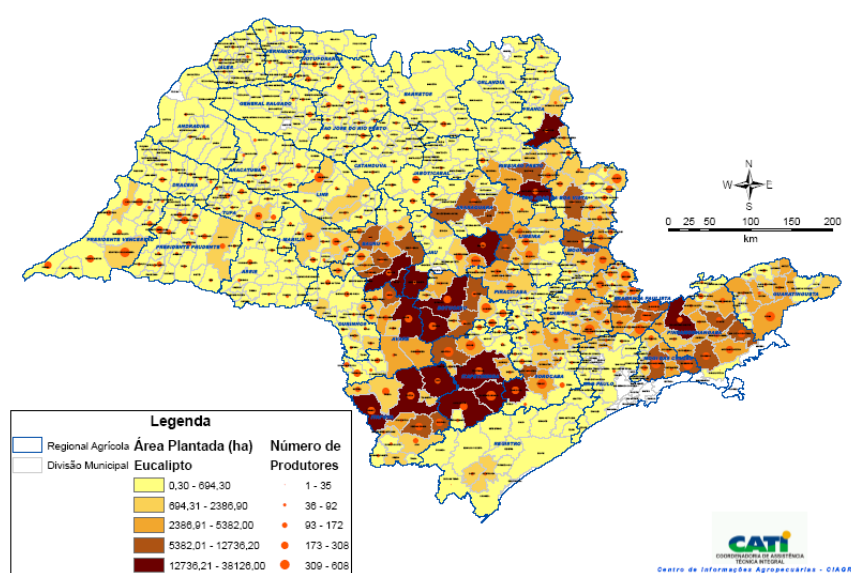


Figura 1.2 - Distribuição geográfica de área cultivada com eucalipto e número de produtores, 2007/2008

Fonte: São Paulo (2008)

A biomassa vegetal é uma variável ecológica essencial para compreender a evolução e as potenciais mudanças futuras do sistema climático, já que ela é um reservatório com um estoque de carbono maior que o presente na atmosfera e, mudanças na quantidade de biomassa vegetal já afetam a atmosfera global sendo uma fonte líquida de carbono e tendo o

potencial de sequestrar carbono no futuro (GLOBAL TERRESTRIAL OBSERVING SYSTEM-GTOS, 2009).

Segundo Houghton, Hall e Goetz (2009) existem dois aspectos para quantificar a densidade da biomassa das medições *in situ*: para áreas específicas e métodos para extrapolar os resultados dessas áreas para áreas maiores. O principal método de medição da biomassa no nível de parcela (áreas específicas) é uma técnica destrutiva intensivamente laboriosa.

Para evitar os problemas da amostragem destrutiva, pesquisadores e ecólogos têm desenvolvido métodos indiretos para estimar a biomassa, sendo que o método mais usado é a construção de equações empíricas o que permite a estimação da biomassa usando variáveis de fácil mensuração, como diâmetro à altura do peito (DAP) e altura (H).

Assim, depois de uma ausência de aproximadamente 30 anos de pesquisas científicas na área, a biomassa florestal parece recuperar sua importância histórica (ZIANIS e MENCUCCINI, 2004). Os renovados interesses nos inventários florestais tropicais têm motivado uma nova literatura relacionada a aspectos metodológicos que têm melhorado imensamente a confiança nas estimativas de biomassa das parcelas (CHAVE et al., 2004), recomendando o desenvolvimento de novas ou melhores funções alométricas (em diferentes tipos de vegetação, zonas climáticas e classes de fertilidade) (GTOS, 2009).

1.1 Objetivos

O presente trabalho tem como objetivo estimar a biomassa aérea total de uma floresta secundária do Estado de São Paulo. Os objetivos específicos foram:

- Comparar métodos de determinação destrutivos e não destrutivos da biomassa do tronco;
- Comparar modelos de efeitos fixos e de efeitos mistos lineares e não lineares para estimativa de biomassa aérea e seus componentes (biomassa da copa e biomassa do fuste); e,
- Determinar o estoque de biomassa aérea existente na floresta estudada.

1.2 Estrutura da tese

A estrutura deste trabalho está organizada em:

- O capítulo de Introdução que apresenta também uma descrição geral da área de estudo e do inventário inicial que serve como base para o desenvolvimento dos outros capítulos.
- O segundo capítulo compara métodos de determinação da densidade básica da madeira mediante técnicas destrutivas (coleta de múltiplos discos) e não destrutiva (coleta de baguetas), variável que posteriormente é usada no cálculo da biomassa do fuste para comparação dos métodos volumétricos e gravimétricos.
- No terceiro capítulo são ajustados diferentes modelos lineares e não lineares de efeitos fixos e de efeitos mistos na escala original e também transformados para determinar a biomassa aérea total e seus componentes (copa e fuste) para estimar a biomassa estocada nos remanescentes florestais da área de estudo.
- Finalmente são apresentadas as conclusões gerais do estudo.

1.3 Descrição da área de estudo

O estudo foi desenvolvido em Angatuba, município localizado no centro-sul do estado de São Paulo, Brasil.

Desde sua fundação, o Município de Angatuba é de vocação agropecuária, pois plantações de algodão e a chegada dos trilhos da Estrada de Ferro Sorocabana até Itapetininga foram os motivadores da formação de inúmeras fazendas na região, sendo desta mobilização agrícola o nascimento do povoado (PREFEITURA MUNICIPAL DE ANGATUBA, 2012).

Segundo Torres (1989) é uma região muito desmatada, com pequenas manchas de florestas ou capoeiras apenas onde o relevo é desfavorável a atividades econômicas.

A área de estudo se encontra localizada na Fazenda Três Lagoas, entre as coordenadas 7418000N-756000E e 7640000N-7408000E. Tem uma extensão de 3247,47ha (Figura 1.3). No ano 2006, a empresa Ripasa S/A Celulose e Papel substituiu aproximadamente 2590 ha de pastagem por plantios de *Eucalyptus*. As áreas remanescentes foram mantidas como Área de Preservação Permanente, Reserva Natural e Infraestrutura.

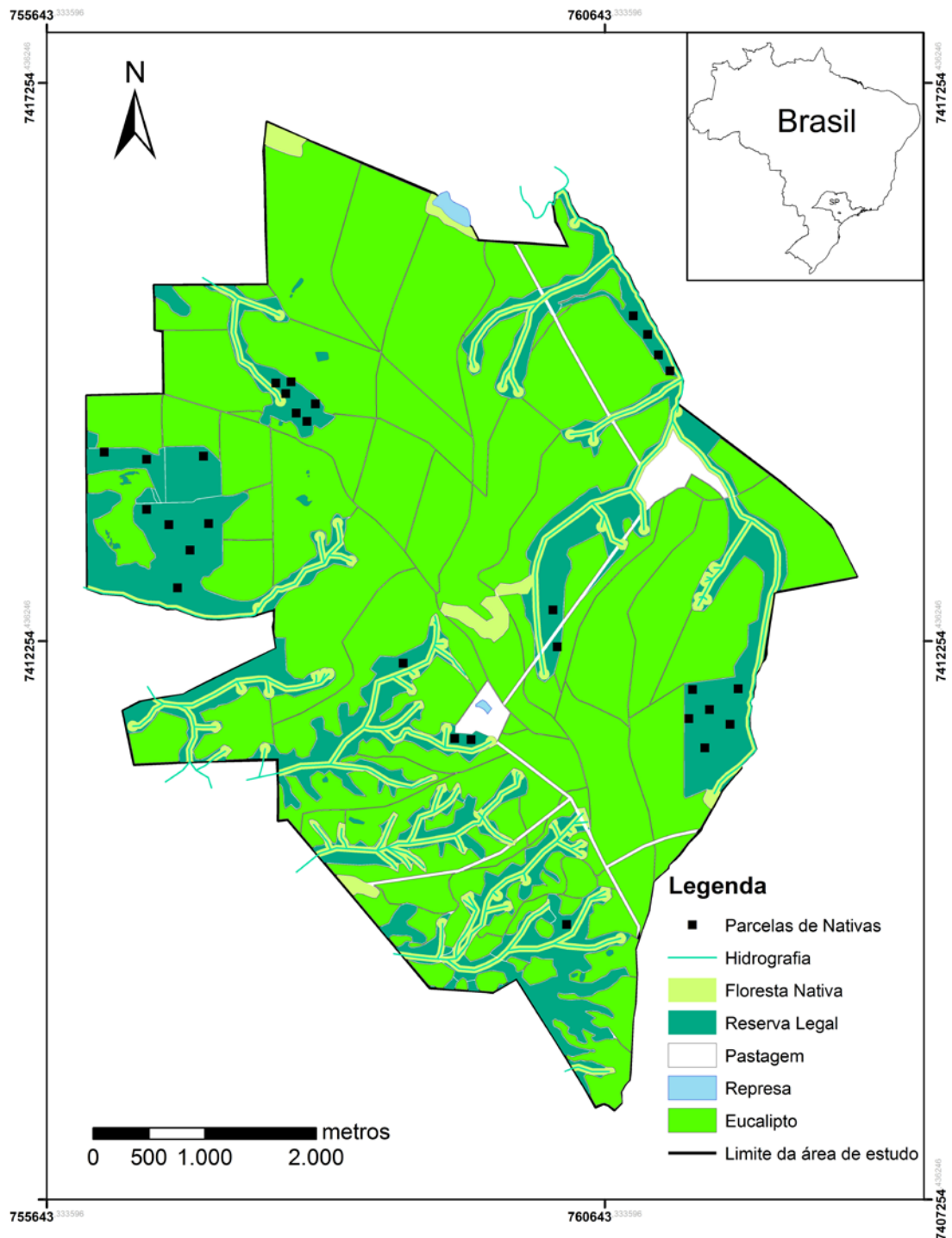


Figura 1.3 - Área de estudo – Fazenda Três Lagoas – localizada no município de Angatuba – SP, Brasil e distribuição das parcelas de inventário florestal para floresta nativa

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cfa mesotérmico úmido, sem estação seca bem definida, e com regime de chuva de $1250 \text{ mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ (MODLER; MATTOS; ROSSI, 2007; DUFRANC et al., 2004) a $1321 \text{ mm}\cdot\text{ano}^{-1}$ (FIGUEIREDO, 1993),

concentrada principalmente nos meses de outubro a março, sendo dezembro o mês mais chuvoso. Apresenta uma estação seca branda, com deficiência hídrica anual de 0-25 mm, coincidindo com o inverno frio e relativamente longo (TORRES, 1989). Entretanto, Figueiredo (1993) aponta que em 23 anos de estudo realizados houve um excedente hídrico anual médio de 418 mm.

A menor precipitação média ocorre nos meses de abril a setembro sendo que dentre eles, agosto apresenta a menor média (FIGUEIREDO, 1993).

A temperatura máxima é em torno de 26 a 30°C em janeiro, e a mínima, de 8 a 10°C em julho (TORRES, 1989), sendo a temperatura média anual de 19°C, do mês mais quente 22,2°C e do mês mais frio 15,1°C (FIGUEIREDO, 1993). Os solos da região são considerados do tipo Latossolos (OLIVEIRA et al., 1999).

1.3.1 Inventário florestal de nativas

Foram distribuídas ao acaso 30 parcelas retangulares de 200m² (20x10m) por toda a área de estudo da floresta nativa (Área de Preservação Permanente e Reserva Legal, Figura 1.3) para realizar o inventário florestal.

Cada vértice da parcela foi montada no campo usando trena, balizas topográficas e de ângulo de 90 graus. As coordenadas geográficas de cada parcela foram coletadas com a ajuda de um GPS.

Foram medidos todos os indivíduos arbóreos com diâmetro igual ou superior a 5 cm incluindo indivíduos mortos em pé. As variáveis: Altura Total (m) e Diâmetro à Altura do Peito (1,3 m) foram medidas em todos os indivíduos. Árvores mortas em pé (fixas) também foram incluídas na amostragem, consideradas como um único grupo chamado de Indivíduos Mortos. Os indivíduos com troncos ramificados abaixo de 1,3 m e com pelo menos um dos ramos com o diâmetro mínimo (5 cm) também entraram na amostra. As atividades de inventário foram conduzidas durante os anos de 2010 e 2011.

Foi realizada a identificação botânica das espécies arbóreas com ajuda de um especialista em taxonomia vegetal. Materiais botânicos (galhos com flores e/ou frutos) das espécies vegetais não identificadas em campo foram coletados (usando tesoura de poda alta) e herborizados para posterior identificação por comparação com exsicatas dos herbários ESA

(USP/ESALQ, Piracicaba-SP) ou pela consulta a obras bibliográficas e revisões taxonômicas específicas. As espécies encontradas nos levantamentos foram enquadradas nas suas respectivas famílias botânicas, com base em Bremer et al. (2009) e na Lista de Espécies da Flora do Brasil (2012).

Para a distribuição diamétrica foi estabelecida a amplitude e o número de classes para cada espécie, sendo a primeira classe o menor diâmetro (5 cm), para as demais classes uma amplitude de 5 cm e a última classe aberta.

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados segundo Preiskron (2011). As fórmulas empregadas para o cálculo dos parâmetros fitossociológicos são apresentadas no ANEXO A.

Todos os cálculos deste capítulo foram realizados empregando o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

1.3.1.1 Resultados do Inventário Florestal

As formações encontradas na área de estudo podem ser agrupadas em: Cerradão, Cerrado strictu sensu, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Paludosa.

Foram amostrados 1220 indivíduos, dos quais 97 são indivíduos mortos em pé.

A densidade total do inventário florestal foi de 2033 indivíduos.ha⁻¹, valor menor ao encontrado por Ivanauskas; Rodrigues e Nave (1999) (2271,43 ind.ha⁻¹) quando estudaram uma Floresta Estacional Semidecidual em Itatinga (Estado de São Paulo, Brasil), porém que incluiu indivíduos com DAP maior ou igual a 4,8 cm; e ao trabalho de Figueiredo (1993) (2156 ind.ha⁻¹) numa floresta secundária em Angatuba, que também incluiu indivíduos com DAP maior ou igual a 4,8 cm. A área basal do remanescente florestal foi de 28,31 m².ha⁻¹, que assim como na densidade, apresentou um valor menor ao descoberto nos estudos de Ivanauskas; Rodrigues e Nave (1999) (31,934 m².ha⁻¹), porém maior ao encontrado por Figueiredo (1993) (21,304 m².ha⁻¹).

Oito indivíduos não foram identificados por não possuírem estruturas vegetativas para identificação botânica.

Das 138 espécies analisadas, 38 espécies foram representadas por um único indivíduo, o que corresponde a 27,54% do total de espécies.

Foram identificadas 138 espécies diferentes; das quais, 28 foram identificadas apenas ao nível taxonômico de gênero (20%), pois não apresentavam estruturas reprodutivas para identificação de espécie. Em todos os demais indivíduos foi realizada identificação botânica até o nível taxonômico de espécie (ANEXO B).

As 138 espécies identificadas pertencem a 48 famílias, sendo que as quatro primeiras famílias (Fabaceae, Myrtaceae, Burseraceae e Anacardiaceae) foram responsáveis por 50% do total de indivíduos (Tabela 1.1). Segundo Torres (1989), as famílias Myrtaceae e Lauraceae são as famílias que apresentam maiores problemas para identificação taxonômica nos estudos das florestas do estado de São Paulo.

Tabela 1.1 - Famílias encontradas na Fazenda Três Lagoas – Angatuba – SP

Família	%Ac	Família	%Ac	Família	%Ac
Fabaceae	24.1	Clethraceae	86.5	Aquifoliaceae	97.2
Myrtaceae	35.9	Annonaceae	87.7	Lamiaceae	97.6
Burseraceae	45.9	Rutaceae	88.9	Meliaceae	98.0
Anacardiaceae	50.3	Caryocaraceae	90.0	Asteraceae	98.2
Vochysiaceae	54.7	Winteraceae	90.8	Boraginaceae	98.5
Melastomataceae	59.0	Moraceae	91.5	Chloranthaceae	98.8
Lauraceae	63.1	Ochnaceae	92.2	Malvaceae	99.0
Peraceae	66.7	Magnoliaceae	92.8	Araliaceae	99.2
Euphorbiaceae	69.6	Arecaceae	93.4	Nyctaginaceae	99.4
Sapindaceae	72.5	Celastraceae	93.9	Combretaceae	99.5
Primulaceae	75.2	Chrysobalanaceae	94.5	Malpighiaceae	99.6
Rubiaceae	77.7	Phyllanthaceae	95.0	Proteaceae	99.7
Salicaceae	79.9	Urticaceae	95.5	Rosaceae	99.8
Clusiaceae	82.1	Apocynaceae	96.0	Siparunaceae	99.9
Sapotaceae	83.8	Bignoniaceae	96.4	Solanaceae	99.9
Styracaceae	85.3	Cunoniaceae	96.9	Thymaeleaceae	100.0

Nota: %Ac (Porcentagem acumulado)

A família de maior riqueza florística foi Fabaceae, seguida por Myrtaceae, Melastomataceae, Lauraceae, Annonaceae, Rutaceae e Rubiaceae que respondem por 50% da riqueza de espécies (Figura 1.4).

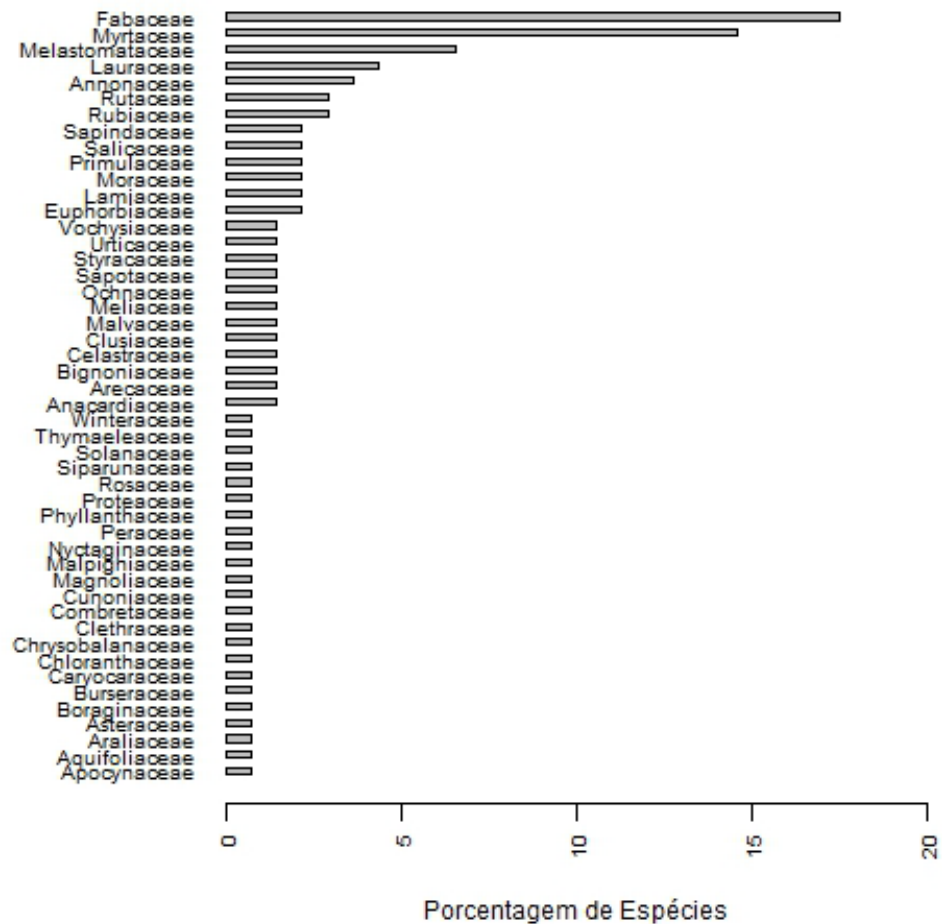


Figura 1.4 - Riqueza de famílias nos fragmentos florestais da Fazenda Três Lagoas, Angatuba-SP

Estudos realizados por Torres (1989) na Estação Ecológica de Angatuba, que inventariou todos os indivíduos com DAP maior ou igual a 5 cm, mostram as famílias Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae no topo das famílias de maior riqueza na região, sendo que estiveram presentes também as famílias Euphorbiaceae, Rutaceae, Rubiaceae e Boraginaceae nesse estudo. Todavia, o autor indica que essas famílias são as mesmas de outras matas de planalto do estado. Posteriormente, Figueiredo (1993) realiza outro estudo na Estação Ecológica de Angatuba, encontrando 1078 indivíduos (15 mortos) pertencentes a 128 espécies, 93 gêneros e 48 famílias, número igual ao encontrado nos remanescentes florestais estudados na fazenda. Assim também, Figueiredo aponta as famílias Myrtaceae, Fabaceae, Lauraceae, Rubiaceae, Euphorbiaceae, Rutaceae como as que apresentaram maior número de espécies, sendo que nove famílias englobaram 50% da riqueza da Estação. Todavia, a ocorrência daquelas famílias com valores elevados de abundância nas diversas florestas do

estado de São Paulo já foi citada por vários autores, ocorrendo apenas variações localizadas do valor de importância e invertendo a posição de uma ou outra família dependendo da área estudada.

Apresentam-se no ANEXO B os resultados fitossociológicos da área de estudo, incluindo o número de indivíduos, densidade absoluta e relativa, frequência absoluta e relativa, dominância absoluta e relativa e o Índice de valor de importância (IVI).

Quando estudado o número de indivíduos, as dez espécies (incluindo indivíduos mortos) de maior densidade relativa representam 48% do total de indivíduos amostrados (Figura 1.5).

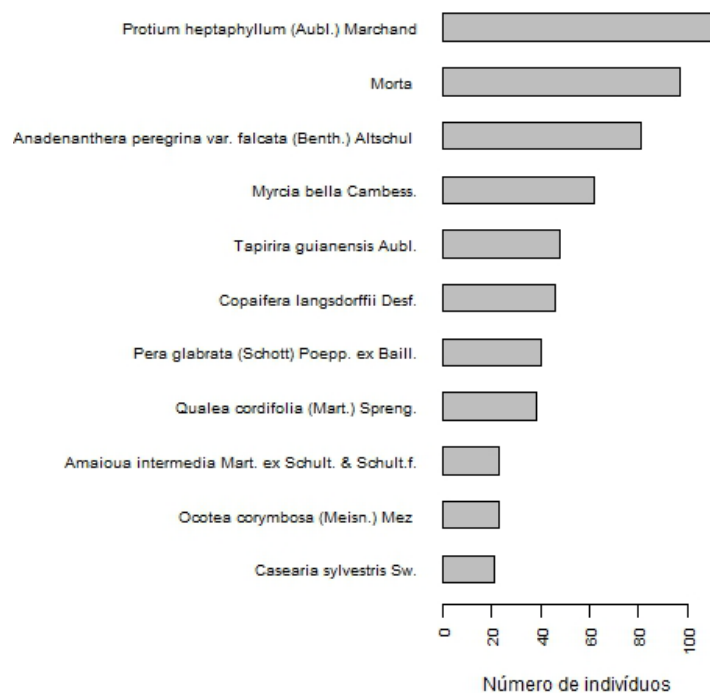


Figura 1.5 - Espécies de maior densidade dos fragmentos florestais da Fazenda Três Lagoas, Angatuba-SP

Na Figura 1.6 são apresentadas as dez espécies incluindo as árvores mortas de maior Índice de Valor de Importância. Elas representam 45% do IVI total.

A tabela 1.2 apresenta as 10 espécies com o maior IVI e as 10 espécies com a maior frequência na área de estudo, incluindo também os indivíduos mortos que se encontram sempre nos primeiros lugares.

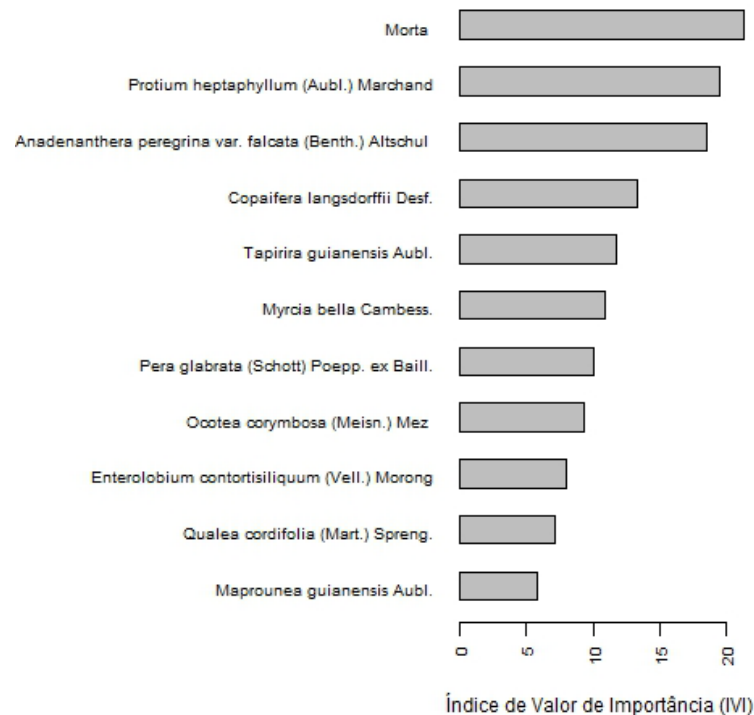


Figura 1.6 - Espécies de maior Índice de Valor de Importância dos fragmentos florestais da Fazenda Três Lagoas, Angatuba-SP

Tabela 1.2 - Índice de Valor de Importância (IVI) e Frequência das 10 principais espécies da Fazenda Três Lagoas, Angatuba – SP

IVI	Frequência
Morta	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Morta
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	<i>Myrcia bella</i> Cambess.
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	<i>Qualea cordifolia</i> (Mart.) Spreng.
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez
<i>Qualea cordifolia</i> (Mart.) Spreng.	<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.

É possível verificar que as espécies *Enterolobium contortisiliquum* (Vell.) Morong e *Maprounea guianensis* Aubl. estiveram presentes só no IVI, enquanto que as espécies *Amaioua intermedia* Mart. ex Schult. & Schult.f e *Casearia sylvestris* Sw estiveram presentes só nas espécies de maior frequência. As demais espécies são similares se diferenciando simplesmente pela posição.

Os indivíduos mortos são importantes tanto na frequência quanto no IVI, pois representam uma porcentagem expressiva (7,95% e 7,08% respectivamente), apresentando uma porcentagem elevada se compararmos com estudos em regiões similares como o de Figueiredo (1993) realizado na Estação Ecológica Angatuba, que obteve um IVI dos indivíduos mortos de 1,9%.

A distribuição diamétrica dos indivíduos inventariados apresenta-se na Figura 1.7. Verifica-se que a distribuição dos diâmetros segue a forma conhecida com o nome de “J-invertido” ou exponencial negativa.

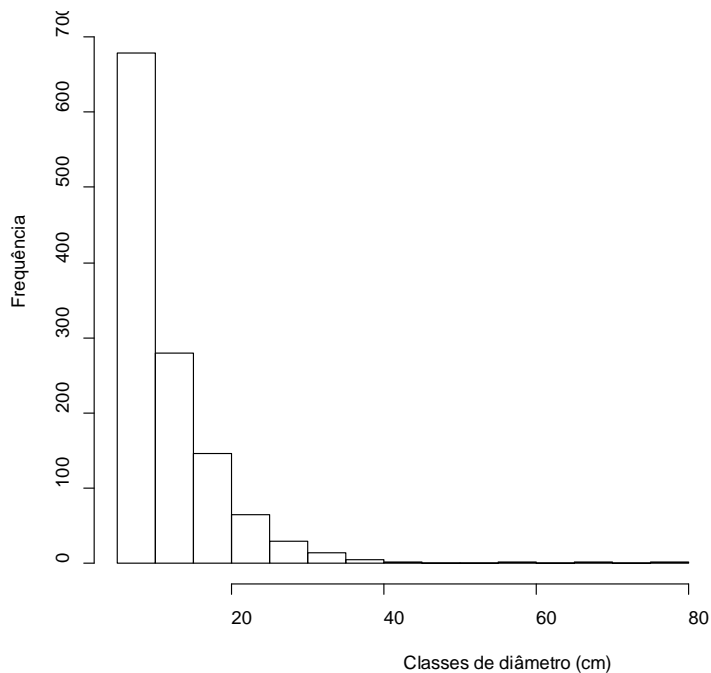


Figura 1.7 - Distribuição diamétrica dos indivíduos por classes de diâmetro inventariados na Fazenda Três Lagoas, Angatuba – SP

Apresentam-se na Figura 1.8 os histogramas da distribuição diamétrica das espécies da Tabela 1.2 classificadas como pioneiras segundo a sucessão florestal. As espécies *Casearia sylvestris* e *Pera glabrata* seguem uma distribuição exponencial negativa. A espécie *Enterolobium contortisiliquum* apresentou só um indivíduo distribuído em algumas classes de diâmetro.

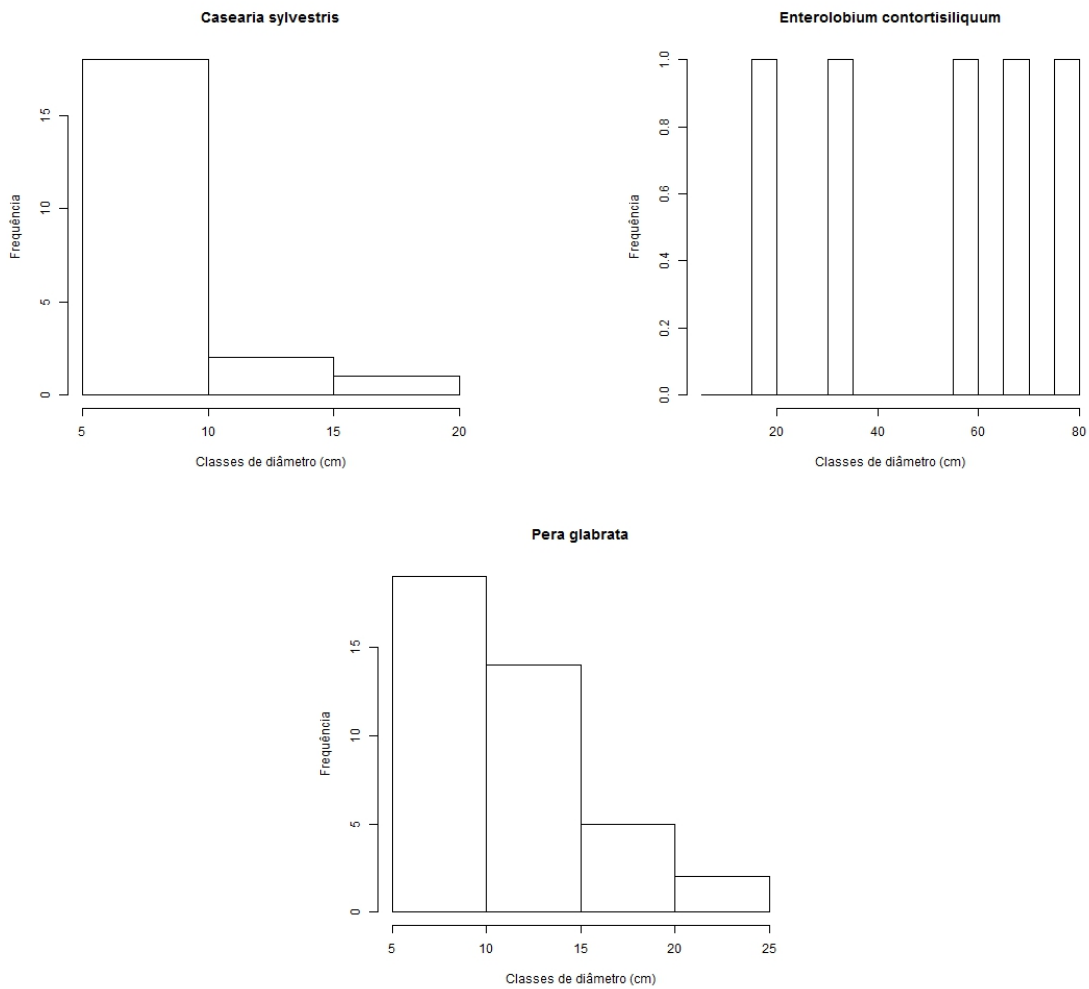


Figura 1.8 - Distribuição diamétrica das espécies pioneiras por classes de diâmetro

Na Figura 1.9 é apresentada a distribuição diamétrica das espécies secundárias iniciais (*Amaioua intermedia*, *Copaifera langsdorffii*, *Maprounea guianensis*, *Protium heptaphyllum* e *Tapirira guianensis*). A espécie *Copaifera langsdorffii* não apresentou uma distribuição exponencial negativa, pois a classe de menor diâmetro (5-10 cm) teve uma menor frequência que as duas seguintes.

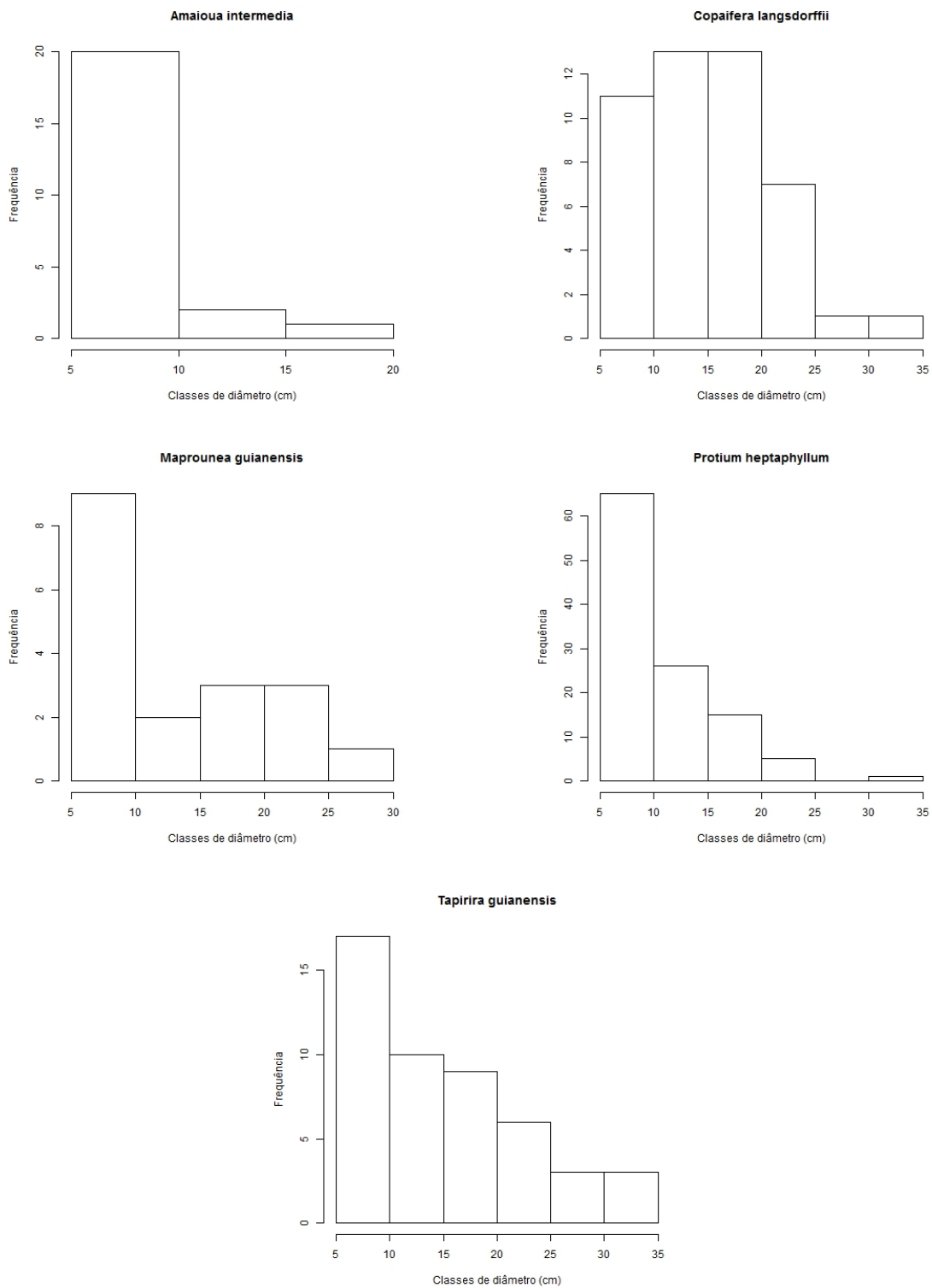


Figura 1.9 - Distribuição diamétrica das espécies secundárias iniciais por classes de diâmetro

Na Figura 1.10 é apresentada a distribuição diamétrica das espécies secundárias tardias (*Ocotea corymbosa*) que assim como a espécie *Copaifera langsdorffii*, não apresentou uma distribuição exponencial negativa.

É apresentada na Figura 1.11 a distribuição diamétrica das espécies típicas do cerrado. As espécies *Myrcia bela* e *Qualea cordifolia* apresentaram uma distribuição exponencial negativa, enquanto que a espécie *Anadenanthera peregrina* teve uma menor frequência de indivíduos na primeira classe.

Os indivíduos mortos apresentam um comportamento similar ao comportamento obtido na amostragem realizada, concentrando o maior número de indivíduos nas primeiras classes (Figura 1.12).

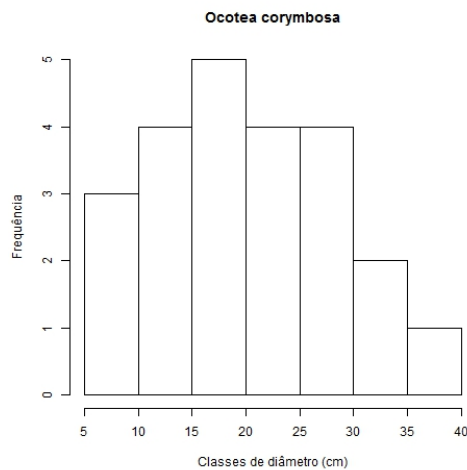


Figura 1.10 - Distribuição diamétrica das espécies secundárias tardias por classes de diâmetro

Segundo Figueiredo (1993), esse comportamento de dados configura uma floresta jovem, sendo a maioria dos seus indivíduos de tamanho pequeno ou estando em fase de crescimento, o que é esperado, uma vez que esta é uma formação secundária que vem sendo protegida contra fatores externos de degradação.

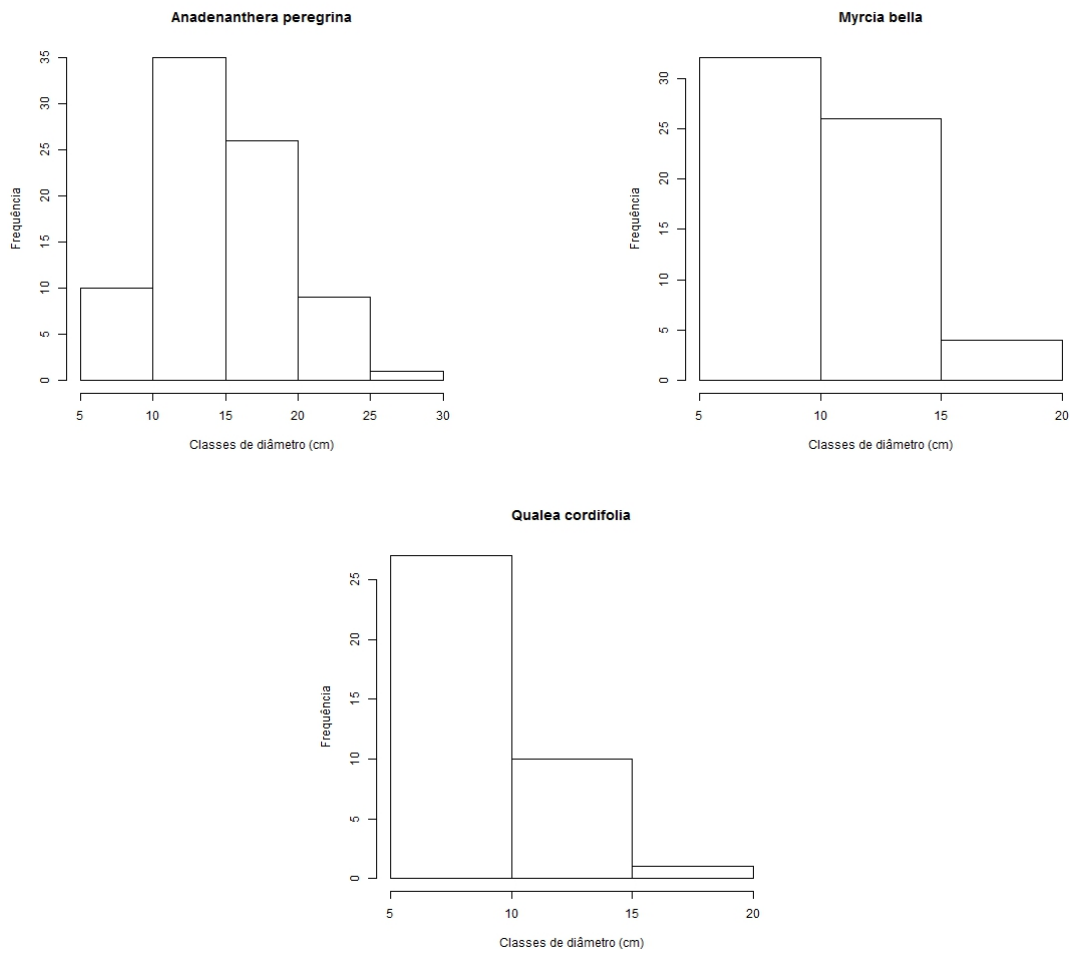


Figura 1.11 - Distribuição diamétrica das espécies típicas do cerrado por classes de diâmetro

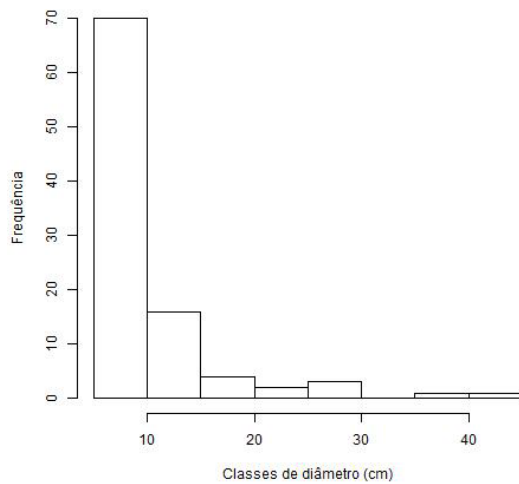


Figura 1.12 - Distribuição diamétrica dos indivíduos mortos amostrados na fazenda Três Lagoas, Município de Angatuba – SP

AGRADECIMENTOS

O presente capítulo foi realizado com a colaboração de Marcelo A. de Pinho Ferreira.

Referências

ASSOCIAÇÃO PAULISTA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS.

Cobertura Florestal em São Paulo. 2011. Disponível em:

<<http://www.floresta.org.br/index.php?interna=estatisticas/coberturaestadual&grupo=3>>.

Acesso em: 15fev. 2011.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R. Error propagation and scaling for tropical Forest biomass estimates. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences**, London, v.359, p.409-420, Mar. 2004.

BREMER, B.; BREMER, K.; CHASE, M.W.; FAY, M.F.; REVEAL, J.L.; SOLTIS, D.E.; SOLTIS, P.S.; STEVENS, P.F. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 2, p. 105-121, Oct. 2009.

DUFRANC, G.; DECHEN, S.C.F.; FREITAS, S.S.; CAMARGO, O.A. Atributos físicos, químicos e biológicos relacionados com a estabilidade de agregados de dois latossolos em plantio direto no Estado de São Paulo. **Ciência do Solo**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 505-517, maio/jun. 2004.

FAO. **Global forest resources assessment 2010 Main report**. Rome: FAO Forestry Paper, 2010. 340p.

FIGUEIREDO, N. de. **Estudo fitossociológico em uma floresta mesófila semidecídua secundária na Estação Experimental de Angatuba, Município de Angatuba, SP**. 1993. 160p. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1993.

GLOBAL TERRESTRIAL OBSERVING SYSTEM. **Biomass**. Version 10. Rome: FAO: GTOS, 2009. 18p.

HOUGHTON, R.A.; HALL, F.; GOETZ, S.J. Importance of biomass in the global carbon cycle. **Journal of Geophysical Research**, Washington, n. 144, G00E03, 13 p, Sept. 2009.

IVANAUSKAS, N.M.; RODRIGUES, R.R.; NAVE, A.G. Fitossociologia de um trecho de floresta estacional semidecidual em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 83-99, Dez. 1999.

KANNINEN, M. Secuestro de carbón en bosques, su papel en el ciclo global. In: SÁNCHEZ, M.D.; MÉNDEZ, M.R. (Ed.). **Agroforestería para la producción animal en América Latina**. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, 2003. p. 99-110.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL 2012. Disponível em:

<<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/>>. Acesso em: 19 set. 2012.

MODLER, I.F.; MATTOS, I.F.A.; ROSSI, M. Influência dos elementos do meio físico geologia, geomorfologia e solos na distribuição de cerrado e floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica de Angatuba, SP. **Instituto Florestal, Série Registros**, São Paulo, n. 31, p. 275-280, jul. 2007.

OLIVEIRA, J.B. de; CAMARGO, M.N.; ROSSI, M.; CALDERANO FILHO, B. **Mapa pedológico do Estado de São Paulo**: legenda expandida. Campinas: Instituto Agrônômico; EMBRAPA Solos, 1999. Escala: 1:500000.

PREFEITURA MUNICIPAL DE ANGATUBA. 2012. Disponível em: <<http://www.angatuba.sp.gov.br/o-municipio/historia-do-municipio-de-angatuba.html>>. Acesso em: 09 set.2012.

PREISKORN, G.M. **Composição florística, estrutura e quantificação do estoque de carbono em florestas restauradas com idades diferentes**. 2011. 129p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: <<http://www.R-project.org>>. 2012.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Agricultura e Abastecimento. Coordenadoria de Assistência Técnica Integral. Instituto de Economia Agrícola. **Levantamento censitário de unidades de produção agrícola do Estado de São Paulo - LUPA 2007/2008**. São Paulo: SAA/CATI/IEA, 2008. Disponível em: <<http://www.cati.sp.gov.br/projetolupa>>. Acesso em: 09 set. 2012.

TORRES, R.B. **Estudos florísticos em mata secundária da Estação Ecológica de Angatuba, Angatuba (São Paulo)**. 1989. 231p. Tese (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1989.

ZIANIS, D.; MENCUCINI, M. On simplifying allometric analyses of forest biomass. **Forest ecology and management**, Amsterdam, v. 187, p. 311-332, Jan. 2004.

2. COMPARAÇÃO DE MÉTODOS DESTRUTIVOS E NÃO DESTRUTIVOS PARA DETERMINAÇÃO DE DENSIDADE BÁSICA DA MADEIRA E BIOMASSA DO TRONCO EM ESPÉCIES FLORESTAIS

Resumo

Com o objetivo de comparar métodos de determinação da densidade básica da madeira e biomassa do tronco, foram usados métodos destrutivos (densidade proveniente de um disco-DAP e densidade média proveniente de múltiplos discos) e um método não destrutivo (amostra retirada com um trado motorizado no DAP, amostra chamada de bagueta) para determinação da densidade básica e, também, foram comparados diferentes métodos para determinação da biomassa do tronco, sendo eles o método volumétrico (usando a densidade básica obtida pelos três métodos anteriores) e o método gravimétrico (com teor de umidade do DAP e teor de umidade médio, proveniente de múltiplos discos). Para isso foram amostradas árvores pertencentes a 11 espécies nativas e a uma espécie de um plantio de *Eucalyptus*, na fazenda Três Lagoas, localizada no município de Angatuba, São Paulo, Brasil. Foi realizada uma amostragem destrutiva seguida de uma cubagem rigorosa e foram coletados quatro discos do tronco (localizados na base, DAP, 50% da altura comercial e 100% da altura comercial) e posteriormente se determinou a densidade básica e a biomassa do tronco. Os dados foram analisados usando análises de variância e o teste de comparação de média, usando na densidade básica transformações Box-Cox e na biomassa uma análise de variância baseada em ordens. Quando estudada a densidade básica (DB) da madeira, as espécies nativas apresentaram uma DB maior que o plantio de *Eucalyptus*, com uma amplitude de 0,41 a 0,63 g.cm⁻³. O método de determinação, a espécie, a classe de DAP e a interação espécie*método apresentaram diferença estatística na análise de variância. O método de determinação não destrutivo (0,57 g.cm⁻³) foi diferente dos métodos de determinação destrutivos (0,51 g.cm⁻³). Quando estudada a biomassa, a espécie, a classe de DAP e a interação espécie*classe de DAP, todas foram estatisticamente diferentes. Distinto da DB, o método de determinação da biomassa do tronco não apresentou diferenças estatísticas, apresentando uma média de 13,52 na *Myrcia bella* até 119,77 kg.árvore⁻¹ na espécie *Ocotea corymbosa*. A biomassa do plantio de *Eucalyptus* foi de 85,53 kg.árvore⁻¹. Conclui-se que dependendo da variável de interesse, os métodos de coleta influenciam na determinação da densidade básica e da biomassa do tronco. Quando estudada a densidade básica da madeira, as amostras não destrutivas podem apresentar uma média diferente das amostras destrutivas, dependendo da espécie estudada. Quando a variável de interesse é a biomassa do tronco pode-se usar a bagueta para determinar a biomassa, pois o método não influencia na biomassa do tronco. Assim também, qualquer método de determinação da biomassa (gravimétrico ou volumétrico) pode ser empregado sem influenciar na determinação da biomassa do tronco.

Palavras-chave: Baguetas; Trado motorizado; Plantios de *Eucalyptus*; Espécies Nativas Tropicais

Abstract

In order to compare methods to determine basic wood density and trunk biomass, this study analyzed destructive methods (density of the DBH disc and average density of several discs) and a non-destructive method (core sample took with a drill at DBH) to determine basic

density and also make comparisons of different methods to determine trunk biomass, namely, volumetric method (using basic density results obtained by means of the above-mentioned methods) and gravimetric method (with stem water content at DBH and average stem water content of several discs). In order to do so, we took samples trees from 11 native species and one species from an *Eucalyptus* plantation at *Três Lagoas* Farm, in Angatuba, Sao Paulo, Brazil. First, the destructive sampling was carried out in order to calculate the tree volume and collect four discs from the trunk (at the bottom, at DBH, at 50% of commercial height and 100% of commercial height) to determine the basic density and the trunk biomass. The data was analyzed using variance analysis and means comparison tests, using Box-Cox transformations for basic density and rank transformations for biomass. When analyzing wood basic density (BD), native species showed higher BD when compared to the *Eucalyptus* plantation, with a range from 0.41 to 0.63 g.cm⁻³. The determination method, the species, the DBH class and the interaction species*method showed an statistic difference in the variance analysis. The non-destructive determination method (0.57 g.cm⁻³) showed differences when compared with destructive determination methods (0.51 g.cm⁻³). When studying the biomass, the species, the DBH class and the interaction species*DBH class, all of them were statistically different. Unlike BD, the trunk biomass determination method did not present statistical differences. It has an average that goes from 13.52 kg.tree⁻¹ in *Myrcia bella* to 119.77 kg.tree⁻¹ in *Ocotea corymbosa*. The *Eucalyptus* plantation biomass was 85.53 kg.tree⁻¹. This allows to conclude that depending on the variable, the sampling method influences the determination of basic density and trunk biomass. When studying wood basic density, non-destructive samples can present a different average result compared with the result of destructive samples, depending on the species. When the most important variable is the trunk biomass, the core sampling can be used to determine the trunk biomass, since the determined value does not influence the trunk biomass. Thus, any biomass determination method whether it is gravimetric or volumetric could be used to determine trunk biomass without influencing the result.

Keywords: Core samples; Drill; *Eucalyptus* plantation; Tropical native species

2.1 Introdução

A informação sobre a biomassa das florestas tropicais é fundamental para responder diversas perguntas sobre o papel das florestas a nível global, incluindo o ciclo global do carbono e ciclos de outros nutrientes, e sobre a magnitude dos recursos florestais globais. Os dados de densidade da madeira também podem ser úteis para o estudo da estrutura florestal e resposta a fatores ambientais. Os dados da densidade da madeira não estão sempre disponíveis para ecólogos e florestais, mas o uso de dados de inventário florestal para estimativa de biomassa, valores de densidade da madeira para espécies ou grupos de espécies são frequentemente necessários. Há uma grande quantidade de dados de inventários florestais dos trópicos disponível em trabalhos científicos e relatórios. Esses dados geralmente apresentam tabelas do povoamento e da produção (número de árvores por unidade de parcela e volume por unidade de área, respectivamente) por classe de diâmetro ou volume total para áreas que

são representativas de milhares de hectares de floresta. Os dados são úteis para estimar a biomassa florestal usando uma variedade de técnicas (REYES et al., 1992).

O manejo das florestas e das plantações florestais também requer estimativas quantitativas do volume e da biomassa atual de madeira e seus produtos numa escala nacional, regional e local (LAAR; AKÇA, 2007). Até recentemente tinha se enfatizado estimar o volume (total ou comercial) em vez do peso, devido principalmente ao fato de que a comercialização de madeira é feita por volume e que as estimativas podem ser realizadas com maior facilidade. Entretanto, em muitos países e regiões existe uma necessidade crescente para expressar a produtividade florestal em termos de peso (LAAR; AKÇA, 2007), recuperando assim a biomassa uma significância histórica após uma ausência de aproximadamente 30 anos (ZIANIS; MENCUCCINI, 2004, MOORE, 2010, SOMOGYI et al., 2007) com um interesse global e renovado para a maioria das espécies florestais. Um dos principais impulsionadores deste novo interesse, é o Protocolo de Quioto da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC pelas suas siglas em inglês) (MOORE, 2010, SOMOGYI et al. 2007) pois no contexto das mudanças climáticas, as florestas surgem como grande alento, pois além de serem fonte alternativa de energia, são um recurso natural renovável, que pode contribuir para reduzir os impactos ambientais (SANQUETTA, 2002).

Assim, a quantificação da biomassa é imprescindível para a compreensão do processo de crescimento e alocação de carbono e de nutrientes nos diferentes componentes das árvores (MELLO; GONÇALVES, 2008), para determinar a quantidade de energia primária que pode ser obtida das florestas e, para propósitos científicos onde a biomassa presente é uma variável fundamental em vários modelos ecológicos e ecofisiológicos (ZIANIS; MENCUCCINI, 2004). Quando se considera o papel que desempenha no sistema climático, a biomassa é uma variável essencial devido aos diferentes papéis que desempenha: como sumidouro de carbono no processo de fotossíntese, administrando a produtividade do ecossistema e ainda, a crescente demanda na geração de bioenergia. Portanto, a determinação de biomassa e o conhecimento de sua dinâmica são essenciais para modelos de mudanças climáticas e estratégias de mitigação e adaptação (GLOBAL TERRESTRIAL OBSERVING SYSTEM-GTOS, 2009). Assim, a biomassa é uma variável crucial para ecólogos, biogeoquímicos, florestais e formuladores de políticas públicas (CHAVE et al., 2004).

Todavia, é importante estudar a biomassa contida no tronco das espécies florestais, pois nele pode estar contido aproximadamente 2/3 do volume total e da biomassa aérea total da árvore (SEGURA; KANNINEN, 2005).

2.1.1 Biomassa florestal

A biomassa florestal é definida como a matéria orgânica presente acima e abaixo do solo, viva ou morta, sendo que a biomassa aérea é definida como toda a biomassa viva acima do solo e que inclui tronco, galhos, casca, sementes e folhagem (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE-IPCC, 2003).

Para estimar a biomassa com o objetivo de determinar o sequestro de carbono pelos ecossistemas florestais é necessário ter a disposição métodos de fácil implementação (ZIANIS; MENCUCINI, 2004). A biomassa pode ser conhecida de quatro maneiras distintas (GTOS, 2009):

i) Mensuração direta da biomassa por método destrutivo *in situ*: Este método envolve o corte da planta, secagem e pesagem da biomassa, o que pode ser realizado por árvore ou parcela. É o método mais direto e preciso para quantificar biomassa em unidades de área pequenas, porém pode ser inviável em inventários de larga escala.

ii) Estimação não destrutiva de biomassa *in situ*: Não requer o corte das árvores, pois inclui mensuração de altura e diâmetro do tronco e o uso de alometria ou de fatores de conversão para extrapolar biomassa a unidades de área. As equações de biomassa geralmente proporcionam as estimativas mais precisas, pois as equações são derivadas de uma amostragem representativa das árvores do tipo de ecossistema considerado. Quando as equações de biomassa não estão disponíveis, fatores de conversão ou expansão podem ser usados para converter estoques de volume em biomassa.

iii) Inferência por sensoriamento remoto: Mensura a quantidade de micro-ondas, radiação óptica ou infravermelha que é refletida ou dispersada pela vegetação.

iv) Modelos: Diferentes modelos têm sido desenvolvidos para derivar as estimativas de biomassa em grandes áreas incorporando dados espaciais, dados de sensoriamento remoto e amostragem de dados de inventários florestais.

Para Sanquetta (2002), existem os métodos diretos e indiretos para determinar ou estimar a biomassa. Determinação significa uma medição real feita diretamente na biomassa (e.g. pesagem de um fuste inteiro por meio de uso de um dinamômetro ou de uma balança), quando isto não é feito de maneira direta, então são feitas estimativas através de relações quantitativas ou matemáticas, como razões ou regressões, diferenciando-se assim, os métodos diretos (determinação) e os métodos indiretos (estimativas).

Comparando estas duas classificações, a mensuração direta por método destrutivo *in-situ* faz parte do método direto, enquanto que o método indireto para estimar a biomassa inclui as outras três divisões: Modelos, Sensoriamento Remoto e estimação não destrutiva por equações ou fatores de conversão. Assim, os métodos de medição direta são usados para propósitos de pesquisa e para o desenvolvimento das equações de regressão a ser aplicadas posteriormente (GTOS, 2009), pois, dessa metodologia provem os dados para ajustar e calibrar os modelos empregados nas estimativas de biomassa (SANQUETTA, 2002). Sendo assim, a precisão das estimativas depende, dentre outros fatores, da precisão do método direto usado para determinação da biomassa (VISMARA, 2009).

2.1.1.1 Métodos de determinação da biomassa aérea

Mesmo que métodos alternativos e novas abordagens estejam surgindo (e.g. LiDAR), os métodos atuais ainda são importantes e são baseados, principalmente em dados de inventários florestais (SOMOGYI et al., 2007), sendo necessária uma amostragem destrutiva usando como procedimento básico a seleção de árvores para constituírem uma amostra (CAMPOS, 1991).

A escala de determinação de biomassa podem ser enquadrados em duas grandes categorias: Método da árvore individual e método da parcela (HIGUCHI; CARVALHO JR., 1994), sendo que no primeiro caso se elegem árvores por meio de amostragem para realizar as determinações diretas de biomassa, já no segundo caso, uma determinada unidade de área é predefinida e toda a biomassa ali contida é determinada (SANQUETTA, 2002).

A determinação da biomassa pode ser realizada através de técnicas gravimétricas e volumétricas (VISMARA, 2009). Na técnica volumétrica se consideram duas etapas: na primeira etapa, o volume da amostra das árvores derrubadas é determinado pela mensuração do diâmetro no ponto intermediário de secções de 1m, e usando a formula de Smalian (ou

outras formas de cubagem rigorosa) se obtêm o volume de cada secção do tronco; no segundo estagio, se extraem discos de largura predeterminada, preferivelmente no ponto intermediário ou na parte mais fina de cada secção do tronco. O volume verde do disco é determinado e uma sub-amostra é posta para secar a fim de converter o peso verde em peso seco (densidade básica da madeira) (LAAR; AKÇA, 2007).

Assim também, a técnica gravimétrica pode ser realizada em duas etapas: Pesagem da árvore no campo dividida em todos os compartimentos e, coleta de amostras para determinação do teor de umidade.

A densidade da madeira é um importante fator para transformar o volume de madeira da floresta em biomassa, e é um item que contribui nas incertezas das estimativas da biomassa (FEARNSIDE, 1997).

2.1.2 Densidade básica da madeira

A densidade pode ser reportada de diversas maneiras, sendo a “densidade básica” a que permite estimar a biomassa partindo de dados de volume (FEARNSIDE, 1997). A densidade básica da madeira é a relação da massa seca (até peso constante) em estufa a $105\pm 2^{\circ}\text{C}$ pelo respectivo volume da madeira acima do ponto de saturação das fibras (Associação Brasileira de Normas Técnicas – ABNT, 2003) e que permite o calculo da biomassa da madeira em massa de matéria seca (IPCC, 2003). É conhecido que a densidade básica é um dos melhores indicadores da qualidade da madeira (PAUL; BAUDENDISTEL, 1956, WAHLGREN; FASSNACHT, 1959, TRUGILHO et al., 1990, PÁDUA, 2009). Isso se deve ao fato de a densidade básica além de ser uma propriedade de fácil determinação e possuir alta herdabilidade, está correlacionada com um número muito grande de outras propriedades da madeira, e, conseqüentemente exerce grande influencia na qualidade e no rendimento de determinados produtos (PÁDUA, 2009). No entanto, a densidade básica não é por si suficientemente informativa sobre a natureza das variações existentes na madeira, devido a fatores como idade, condições climáticas e edáficas, dentre outras (TRUGILHO et al., 1990). Além de ser indicadora da qualidade da madeira, a densidade básica pode ser uma importante variável para avaliação econômica da floresta, podendo, para fins práticos, ser indicativo do uso final da madeira (TRUGILHO et al., 1990), porém não pode ser usada de forma isolada (PÁDUA, 2009).

2.1.2.1 Métodos de determinação da densidade básica da madeira

É necessário ter informações a respeito da densidade básica, pois é um dos fatores que permite obter estimativas de biomassa usando dados de volume florestal (FEARNSIDE, 1997). A madeira altera seu volume pela absorção ou perda de água, pelo que é necessário expressar a densidade a um teor especificado de umidade e volume correspondentes, sendo usual expressar a massa mínima (seca em estufa ou livre de umidade) e o volume saturado (saturado em água ou verde) (ABNT, 2003). As medições da densidade básica no tronco são realizadas tradicionalmente utilizando-se discos ou baguetas. Normalmente, são retiradas amostras, na forma de discos, nas posições da base, 25%, 50%, 75% e 100% da altura comercial ou na forma de baguetas na posição de 1,30 m de altura do solo (PÁDUA, 2009).

Alguns dos métodos mais usados para determinação de densidade incluem (DOWNES et al., 1997):

- Métodos destrutivos: Fragmentos de madeira, lascas do tronco, discos.
- Métodos não destrutivos: Trados de incremento e Pilodyn.

Estudos extensos da densidade básica podem ainda ser muito onerosos e geralmente envolver métodos destrutivos, por isso existe uma demanda por métodos não destrutivos para obter a densidade da árvore como um todo (DOWNES et al., 1997). Assim alguns métodos destrutivos já foram utilizados para estimar direta ou indiretamente a densidade, dentre os quais se citam (PÁDUA, 2009):

- Pilodyn®, para a determinação da resistência da madeira à penetração de um pino na sua porção mais externa;
- Resistograph®, para determinar a resistência da madeira à penetração de uma broca metálica em toda a extensão diametral da madeira;
- Extensômetro, para a estimativa indireta das tensões longitudinais de crescimento;
- Trado motorizado para a extração de baguetas.

Mesmo existindo vários métodos para determinação da densidade básica da madeira, a maior dificuldade é verificada na obtenção do volume real do corpo de prova, uma vez que os métodos de medição do volume por via direta tendem a ser pouco precisos e muitas vezes as amostras apresentam formatos irregulares, por isso existem vários métodos que estimam o

volume por via indireta, destacando-se o método do máximo teor de umidade e os métodos de imersão (com o uso de balança hidrostática) (TRUGILHO et al., 1990).

2.1.2.1.1 Trado de incremento

Já em 1956 Paul e Baudendistel apontaram que é altamente desejado que existam métodos rápidos e fáceis para determinar a densidade básica da madeira para eliminar custos desnecessários e reduzir o tempo de coleta e análise. Uma amostra tirada de um simples trado de incremento no DAP pode ser usada para estimar a média da densidade básica (WAHLGREN; FASSNACHT, 1959). Os trados de incremento têm sido usados para avaliar características das árvores como: idade, taxa de crescimento, porcentagem de tecidos, composição química e densidade, (TARAS; WAHLGREN, 1963).

As vantagens do uso do trado de incremento são: apropriado para grandes volumes de amostras, rápido e não destrutivo (na teoria). Por outro lado, as desvantagens são: pouca representação do tronco, dificuldade de coleta em árvores muito pequenas ou muito grandes, super-representação dos anéis interiores e apodrecimento do tronco após o dano causado pelo trado (DOWNES et al., 1997). Teoricamente, o uso do trado de incremento é considerado não destrutivo, pois na prática ele pode gerar algum dano na árvore amostrada, e em alguns casos, a morte do indivíduo.

Johansen (1987) apresenta os trados de incremento acoplados a trados elétricos ou de combustível, apontando que florestais que precisam obter um grande número de amostras e de alta qualidade podem usar esta metodologia com um ganho significativo em relação ao trado convencional manual e com gastos mínimos se comparado ao conforto e qualidade de trabalho que pode ser alcançado. Downes et al. (1997) apresenta o Trecor corer, trado de motor para obter amostras e analisar propriedades da madeira como densidade aparente usando brocas de diversos diâmetros e comprimentos.

Diversos trabalhos têm sido realizados usando trados motorizados (e.g. RAYMOND; MUNERI, 2001, MOORE et al., 2009, CHAGAS, 2009, PÁDUA, 2009, VIHERMAA, 2010, DOWNES et al. 1997)

Ao realizar uma comparação dos diferentes métodos de amostragem Downes et al. (1997) amostraram 1000 árvores de *Eucalyptus* e determinaram a densidade básica usando

diferentes métodos de coleta, sendo que o método destrutivo com coleta de múltiplos discos foi o que apresentou o menor coeficiente de variação, (4,5 para *E. globulus* e 5,6 para *E. nitens*) seguido do método destrutivo com amostragem de um disco (6,9 e 6,13 para *E. globulus* e *E. nitens* respectivamente) e posteriormente, o trado motorizado (5,8 para *E. globulus* e 7,2 para *E. nitens*). Porém, o custo da amostragem destrutiva é cinco vezes maior no caso de um só disco (\$10670,00 dólares) ou pouco mais de sete vezes (\$16000,00 dólares) no caso de múltiplos discos comparado ao trado motorizado (\$2130,00 dólares). Outros métodos comparados por Downes et al. (1997) são o Pilodyn com uma e quatro leituras (custo de \$1070,00 e \$2130,00 para uma e quatro leituras respectivamente), porém, com coeficientes de variação maiores (maior que 9% no caso de *E. globulus* e maior que 11% para *E. nitens*) sendo que o Pylodin é um método que determina a densidade básica de forma indireta. Todas as análises descritas acima foram realizadas nas seguintes condições: árvores com 20 cm de DAP em média, dois trabalhadores, 8 horas trabalho.dia⁻¹, 20 dólares.hora⁻¹trabalhador⁻¹. Segundo Pádua (2009), um pequeno aumento na precisão experimental, pode não justificar um aumento considerável no número de amostras, em função do custo e da demanda de tempo.

2.1.3 Objetivos

O objetivo deste trabalho foi avaliar métodos de determinação da densidade básica e da biomassa do tronco em florestas nativas e em um plantio de *Eucalyptus*. Os objetivos específicos deste trabalho foram:

- Comparar diferentes métodos de determinação de densidade básica da madeira, sendo um não destrutivo (baguetas coletadas no DAP com trado motorizado) e dois destrutivos (densidade do DAP e densidade média da árvore).
- Comparar se os métodos de determinação da densidade básica influenciam na biomassa do tronco ao ser usado no método volumétrico de determinação de biomassa.
- Comparar se os métodos volumétricos e gravimétricos de determinação de biomassa são diferentes para determinar biomassa aérea florestal.
- Estudar estes comportamentos para cada espécie escolhida na floresta tropical e no plantio de *Eucalyptus* por classe de diâmetro.

2.2 Materiais e Métodos

2.2.1 Área de estudo

Os dados foram coletados em Angatuba, município localizado no centro-sul do estado de São Paulo, Brasil, na fazenda Três Lagoas, entre as coordenadas 7418000N-756000E e 7640000N-7408000E, com uma extensão de 3247,47 ha. Outras informações referentes à área de estudo e à coleta de dados para as espécies nativas podem ser encontradas no item 1.3 deste trabalho.

No caso do plantio de *Eucalyptus* foi usado o inventário florestal realizado pela empresa SUZANO (de fevereiro de 2010 até março de 2011) onde foram implantadas parcelas de 500 m² distribuídas em 49 talhões de *Eucalyptus*, com um total de 320 parcelas distribuídas sistematicamente segundo o tamanho do talhão (Figura 2.1).

Para compor a amostragem, foram escolhidas 11 espécies da floresta nativa (composição das espécies com maior frequência ou maior IVI), e coletadas 66 árvores (seis por espécie), e 36 árvores do plantio de *Eucalyptus*.

No campo as árvores foram escolhidas ao acaso, segundo sua distribuição diamétrica, definida de acordo com a amplitude de variação do DAP apresentados por cada espécie, e distribuindo essa amplitude para três classes (Tabela 2.1).

2.2.2 Variáveis de estudo

As variáveis estudadas foram densidade básica da madeira e biomassa do tronco das espécies florestais nativas e do *Eucalyptus*. A seguir, a descrição de cada uma das variáveis.

2.2.2.1 Densidade da madeira

Na determinação da densidade básica da madeira foi usada a amostragem destrutiva (discos) e não destrutiva (baguetas). Apresenta-se a continuação a metodologia de coleta de cada uma delas.

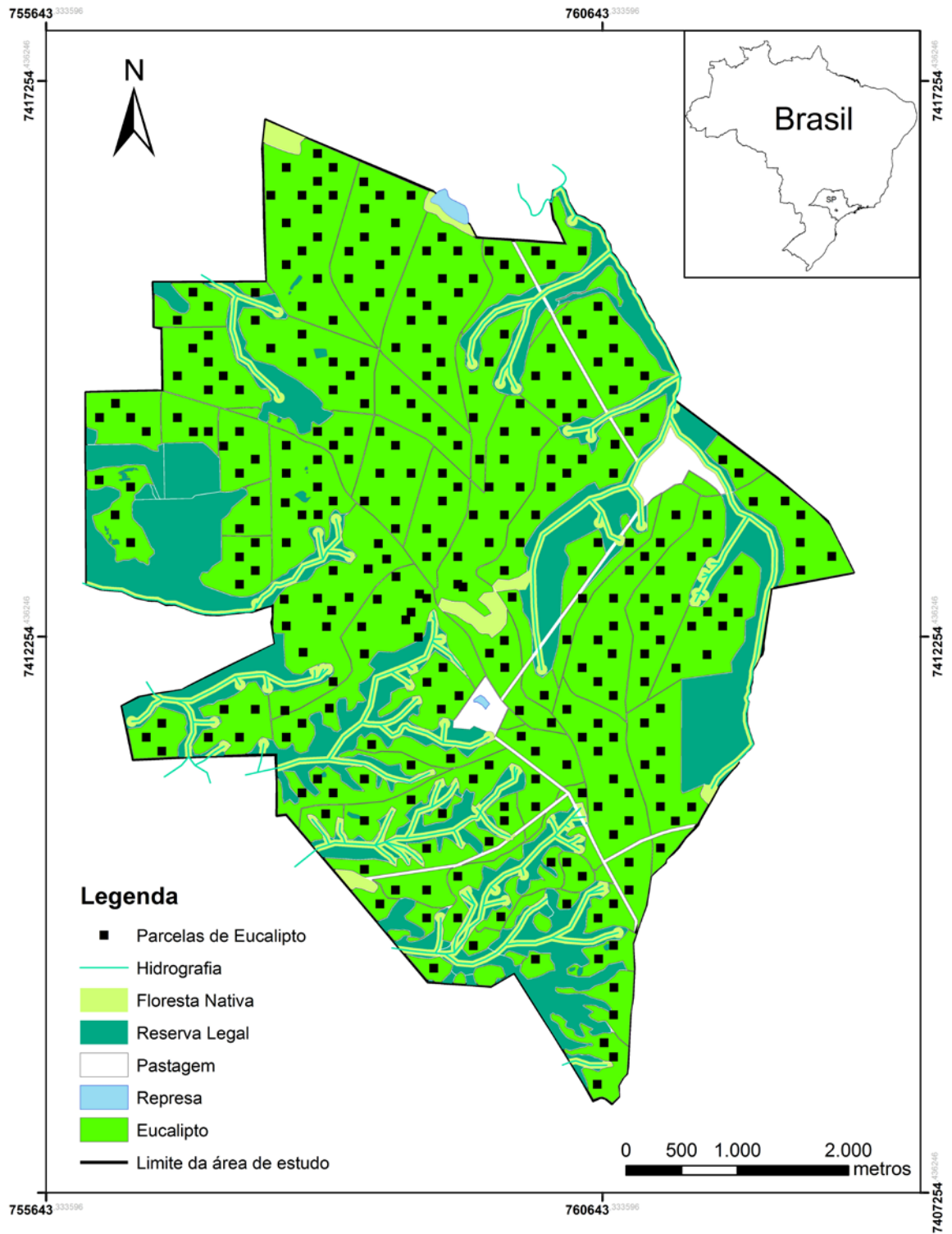


Figura 2.1 - Área de estudo – Fazenda Três Lagoas – localizada no município de Angatuba – SP, Brasil e distribuição das parcelas de inventário florestal para o plantio de Eucalipto

Tabela 2.1 – Distribuição diamétrica das espécies amostradas na Fazenda Três Lagoas, Angatuba –SP, Brasil

Espécie	Classes de diâmetro (cm)		
	A	B	C
Floresta Nativa			
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f	5-8,5	8,6-12	> 12
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	6,5-13	13,1-19,5	> 19,5
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	5-9	9,1-13	> 13
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	5-15	15,1-25	> 25
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	5,4-13	13,1-21	> 21
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	5,5-10	10,1-14,5	> 14
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	5-16	16,1-27	> 27
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill	5,7-12	12,1-18,4	> 18,4
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	8-12,5	12,6-17	> 17
<i>Qualea cordifolia</i> (Mart.) Spreng.	5-8,5	8,6-12	> 12
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	5-15	15,1-25	> 25
Plantios			
<i>Eucalyptus</i> sp.	5-10,9	11-19,9	> 20

2.2.2.1.1 Discos

Foram medidas em campo as variáveis DAP (1,3 m) e altura comercial (HC). A altura comercial foi definida como a altura desde a base do tronco até a primeira bifurcação ou até o tronco apresentar um diâmetro de 5 cm. Foi realizada uma amostragem destrutiva (corte da árvore), e foram coletadas quatro amostras do tronco em discos de aproximadamente 5 cm localizados na Base, DAP, 50% da HC e 100% da HC (Figura 2.2).

Para determinação de densidade de madeira dos discos foi usado o método de imersão baseado na variação do peso da amostra que consiste em determinar o peso da amostra no máximo teor de umidade, exposta ao ar e quando imersa em água, com o auxílio de uma balança hidrostática (TRUGILHO et al., 1990).

**A****B****C**

Derrubada e medida da árvore (A), Coleta de discos (B) e Discos coletados para determinação de densidade e teor de umidade (C).

Figura 2.2 – Amostragem destrutiva e coleta de discos para determinação de densidade básica e teor de umidade das espécies florestais

Quando a densidade básica for menor que a densidade da água, o volume da amostra é determinado somando os dois pesos e quando a madeira afunda na água, o volume da amostra

é obtido pela diferença entre o peso da madeira ao ar e o seu peso imerso em água. Assim, a densidade básica foi determinada segundo a fórmula:

$$DB_D = \frac{PAS}{PAM - PAI} \quad (2.1)$$

Onde:

DB_D = densidade básica da amostra ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) (disco);

PAS = peso da amostra absolutamente seca (g);

PAM = peso da amostra no máximo teor de umidade (g);

PAI = peso da amostra imersa em água via balança hidrostática (g);

$PAM - PAI$ = volume da amostra (cm^3)

Como apontado pela ABNT (2003), é necessário submergir o disco em água para atingir o ponto de saturação de fibras para obter o PAM, sendo que após a coleta das amostras, elas foram condicionadas em sacolas plásticas para diminuir a perda de umidade, e submergidas em água por 72 horas antes do procedimento de determinação de volume. Para a obtenção do PAI deve se ter cuidado para que as amostras não toquem nas paredes ou no fundo do recipiente. O PAS foi realizado em amostras secas em estufa de circulação forçada a $105\pm 2^\circ\text{C}$ até obter massa constante. Todos estes procedimentos foram realizados no Centro de Métodos Quantitativos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.

2.2.1.1.2 Baguetas

Para o método alternativo, uma bagueta de madeira foi retirada (transversalmente) posicionada imediatamente acima da amostra do disco retirado no DAP. Para isso usou-se um trado motorizado acoplado a uma sonda metálica longa, similar a usada por Downes et al., (1997). O extrator é uma furadeira a gasolina STIHL e a sonda é de 20 mm de diâmetro externo e 10 mm de diâmetro interno. A coleta da bagueta precisou ser realizada após a retirada da casca da madeira, já que esta impossibilitava o ingresso da sonda (Figura 2.3).



A



B



C

Retirada da casca da madeira (A), Sonda metálica (B) e retirada da bagueta da árvore (C).

Figura 2.3 - Coleta de baguetas como método não destrutivo para determinação de densidade básica

A densidade básica da madeira foi determinada segundo a fórmula:

$$DB_B = \frac{PAS}{V} \quad (2.2)$$

Onde:

DB_B = densidade básica da amostra (g.cm^{-3}) (bagaeta);

PAS = peso da amostra absolutamente seca (g);

V = volume da amostra verde (cm³)

Assim como nos discos, as baguetas foram colocadas numa sacola plástica após a retirada para não perder umidade. No laboratório foram submergidas em água por 72 h para determinação de volume e posteriormente secas por 48 h numa estufa de circulação forçada a 105±2°C para determinação do peso seco da amostra.

O volume da bagueta foi determinado segundo a fórmula $V = \pi * raio^2 * comprimento$ sendo que o raio e comprimento representam a média de diferentes medições na bagueta (mínimo cinco para raio e dois para altura) usando um paquímetro digital. Todos estes procedimentos foram realizados no Centro de Métodos Quantitativos da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz.

2.2.2.2 Biomassa

O tronco foi pesado em campo usando uma célula de carga (200 kg capacidade máxima) e foram medidas todas as toras para posterior cubagem.

Para o cálculo da biomassa do tronco foram empregados métodos volumétricos e métodos gravimétricos.

2.2.2.2.1 Técnica volumétrica

Posterior à determinação rigorosa do volume do fuste e da densidade, a biomassa foi determinada segundo (VISMARA, 2009):

$$Btv_{ij} = V_i * \rho_{ij} \quad (2.3)$$

Onde:

Btv_{ij} representa a biomassa do tronco da árvore *i* calculada por volumetria e segundo o método *j* de determinação de densidade da madeira (Biomassa usando a densidade da bagueta, Biomassa segundo a densidade do disco do DAP, Biomassa calculada com a densidade média da árvore),

V volume do fuste i ,

ρ_{ij} densidade da árvore i segundo o método de determinação de densidade j , sendo j a densidade da bagueeta, a densidade do disco proveniente do DAP ou a densidade média da árvore.

O volume da tora foi calculado segundo a fórmula de Smalian: $V = (\pi/8)(D^2 + d^2)l$, sendo que D e d são os diâmetros da maior e menor secção respectivamente e l é o comprimento da tora (COUTO; BATISTA; RODRIGUES, 1989).

2.2.2.2.2 Técnica gravimétrica

Posterior à pesagem da massa verde do tronco em campo, a biomassa foi calculada segundo (VISMARA, 2009):

$$Btg_{ij} = m_i(1 - u_{ij}/100) \quad (2.4)$$

Onde:

Btg_{ij} representa a biomassa do tronco da árvore i calculada por gravimetria e segundo o método j de determinação (teor de umidade do DAP ou teor de umidade média da árvore),

m_i massa verde do tronco i (pesada em campo),

u_{ij} teor de umidade do tronco i determinado pelo método j (teor de umidade calculado pela média das amostras do fuste ou teor de umidade do DAP). O teor de umidade é calculado segundo a fórmula $u_{ij} = \frac{(PAM_i - PAS_i)}{PAM_i} 100$ (NICOLETTI et al., 2012).

2.2.3 Análises estatísticas

2.2.3.1 Densidade básica

Foram comparados três métodos de determinação de densidade:

1. Método não destrutivo. Para o método não destrutivo foi usada a densidade básica obtida pela bagueeta.

2. Método destrutivo com uma amostra. Neste caso foi usada a densidade básica da amostra referente ao disco posicionado no DAP.
3. Média do método não destrutivo. A densidade básica representa a média das quatro amostras da árvore, sendo uma densidade básica média da árvore.

Para a análise dos dados foram empregadas transformações Box-Cox (BOX; COX, 1964). Posterior à transformação de dados segundo o lambda recomendado, foi realizada uma análise de variância (ZAR, 2010) e teste de comparação de médias Tukey-Kramer (KRAMER, 1956), segundo o modelo 2.5, e a análise da variância apresentada na Tabela 2.2. As análises de dados foram realizadas usando o software SAS 9.2 de SAS System para Windows (SAS, 2008).

$$Y_{ijk} = \mu + E_i + M_j + D_k + (EM)_{ij} + (ED)_{ik} + (MD)_{jk} + (EMD)_{ijk} + \varepsilon_{ijk} \quad (2.5)$$

Onde: Y_{ijk} é a variável resposta

μ é a média global,

E_i é o efeito incremental na média devido à espécie i ,

M_j é o efeito incremental na média devido ao método empregado j ,

D_k E_i é o efeito incremental na média devido à classe de DAP k ,

$(EM)_{ij}$, $(ED)_{ik}$, $(MD)_{jk}$, $(EMD)_{ijk}$ representam as interações entre os fatores,

ε_{ijk} é o erro residual ($\sim N(0, \sigma^2)$)

Tabela 2.2 – Quadro da análise de variância da densidade básica da madeira

Fonte	g.l.
Espécie (1)	11
Método (2)	2
Classe DAP (3)	2
(1)*(2)	22
(1)*(3)	22
(2)*(3)	4
(1)*(2)*(3)	44
Resíduo	198
Total	305

2.2.3.2 Biomassa do tronco

Foram comparados cinco métodos de determinação de biomassa:

1. Técnica volumétrica e densidade básica obtida pela bagueta.
2. Técnica volumétrica e densidade básica obtida pelo disco do DAP.
3. Técnica volumétrica e densidade básica média da árvore.
4. Técnica gravimétrica e teor de umidade do disco localizado no DAP.
5. Técnica gravimétrica e teor de umidade média da árvore.

Para a análise dos dados foram empregadas transformações Box-Cox (BOX; COX, 1964). Por não cumprir com pressupostos das análises (normalidade, homogeneidade da variância), os dados foram estudados segundo análises não paramétricas. Para isso foi realizada uma análise de variância baseada em ordens (CONOVER; IMAN, 1981, CONOVER, 1999) segundo as especificações de SAS, 2009. Posteriormente foi realizado o teste de comparação de médias Tukey-Kramer (KRAMER, 1956). As fontes de variação da análise de variância são apresentadas na Tabela 2.3, segundo o modelo 2.5. As análises de dados foram realizadas usando o software SAS 9.2 de SAS System para Windows (SAS, 2008).

Tabela 2.3 – Quadro da análise de variância da biomassa do tronco

Fonte	g.l.
Espécie (1)	11
Método (2)	4
Classe DAP (3)	2
(1)*(2)	44
(1)*(3)	22
(2)*(3)	8
(1)*(2)*(3)	88
Resíduo	329
Total	508

2.3 Resultados

2.3.1 Densidade básica

Foi usada a família de transformações Box-Cox, sendo o lambda recomendado igual a zero. Assim, os dados foram transformados usando logaritmo natural, cumprindo como os

pressupostos da análise de variância. O coeficiente de variação encontrado no estudo foi de 1,68%.

A Tabela 2.4 apresenta os resultados do teste F das fontes de variação estudadas. A espécie florestal, o método de determinação e a classe de DAP apresentaram diferença significativa ($p < 0,01$). Com exceção das interações Espécie*Método, todas as outras interações não foram significativas.

Na Tabela 2.5 se apresentam os resultados do teste Tukey-Kramer para comparar a densidade básica das espécies. As espécies nativas apresentaram a maior densidade básica, sendo todas as espécies diferentes ao plantio de *Eucalyptus*, com exceção da *Myrcia bella*. A densidade básica das espécies estudadas varia de 0,41 a 0,63 g.cm^{-3} . No teste de comparação de médias se formaram sete grupos de comparação, sendo que *Ocotea corymbosa* apresenta a maior densidade seguido de *Copaifera langsdorffii*, *Anadenanthera peregrina var. falcata*, *Casearia sylvestris* e *Amaioua intermedia* todas elas estatisticamente iguais.

Tabela 2.4 – Resultados da análise de variância da densidade básica do tronco

Fonte	Pr > F
Espécie (1)	<0,0001**
Método (2)	<0,0001**
Classe DAP (3)	<0,0001**
(1)*(2)	<0,001**
(1)*(3)	0,92 ^{n.s.}
(2)*(3)	0,83 ^{n.s.}
(1)*(2)*(3)	0,99 ^{n.s.}

Tabela 2.5 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) das espécies florestais para a densidade de madeira

Espécie	Densidade (g.cm^{-3})					
<i>Ocotea corymbosa</i>	0,63	A				
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,61	A				
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>	0,61	A	B			
<i>Casearia sylvestris</i>	0,58	A	B			
<i>Amaioua intermedia</i>	0,57	A	B	C		
<i>Protium heptaphyllum</i>	0,54		B	C	D	
<i>Pera glabrata</i>	0,54		B	C	D	
<i>Qualea cordifolia</i>	0,53			C	D	
<i>Maprounea guianensis</i>	0,50				D	E
<i>Tapirira guianensis</i>	0,46					E
<i>Myrcia bella</i>	0,43					F
<i>Eucalyptus sp.</i>	0,41					F
						G

Nota: Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferença estatística ($p < 0,05$).

Quando comparados os métodos de determinação de densidade básica, o teste de Tukey-Kramer apresenta diferença estatística entre o método não destrutivo e o método destrutivo, com uma média maior para a densidade determinada na bagueta ($0,57 \text{ g.cm}^{-3}$) e média estatisticamente igual para os métodos destrutivos ($0,51 \text{ g.cm}^{-3}$), como se indica na Tabela 2.6.

Tabela 2.6 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) dos métodos de determinação da densidade básica da madeira

Método	Densidade (g.cm^{-3})	
Bagueta	0,57	A
Média árvore	0,51	B
DAP	0,51	B

Nota: Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferença estatística ($p < 0,05$).

Os resultados do teste Tukey-Kramer para as médias segundo a classe de diâmetro de qual as amostras provem, apresentam-se na Tabela 2.7. As árvores que pertencem à primeira classe de diâmetro (árvores menores) são estatisticamente diferentes das outras classes, sendo que as classes 2 e 3 são estatisticamente iguais e o menor valor de densidade básica ($0,51 \text{ g.cm}^{-3}$) foi dos diâmetros menores.

Tabela 2.7 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) das classes de diâmetros das espécies florestais para determinação de densidade básica

Classe de diâmetro	Densidade (g.cm^{-3})	
2	0,55	A
3	0,54	A
1	0,51	B

Nota: Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferença estatística ($p < 0,05$).

Apresenta-se na Tabela 2.8 a comparação da densidade básica em cada espécie, pelo método de coleta, sendo que:

- O método de determinação da densidade básica não apresenta diferença estatística para as espécies: *Maprounea guianensis*, *Myrcia bela*, *Pera glabrata*, *Protium heptaphyllum* e *Tapirira guianensis*.

- As espécies *Amaioua intermedia*, *Anadenanthera peregrina* var. *falcata*, *Copaifera langsdorffii*, *Ocotea corymbosa*, *Qualea cordifolia*, apresentam uma densidade básica maior se determinada pela bagueta e diferente estatisticamente dos métodos destrutivos.
- As espécies *Casearia sylvestris* e *Eucalyptus* sp. apresentam dois grupos de comparação, sendo a determinação por meio da bagueta e a densidade média da árvore estatisticamente igual e outro grupo onde os métodos destrutivos são estatisticamente iguais (DAP e média da árvore).

Apresenta-se também na Tabela 2.8 a comparação da densidade básica em cada espécie, por classe de diâmetro, sendo que:

- As espécies *Anadenanthera peregrina* var. *falcata*, *Eucalyptus* sp., *Maprounea guianensis*, *Myrcia bella*, *Pera glabrata*, *Protium heptaphyllum*, *Qualea cordifolia*, *Tapirira guianensis* apresentam uma densidade básica estatisticamente igual entre as classes de distribuição de diâmetro empregado nas espécies.
- As espécies restantes (*Amaioua intermedia*, *Casearia sylvestris*, *Copaifera langsdorffii*, *Ocotea corymbosa*) apresentam uma densidade maior nas classes de diâmetros maiores e diferentes estatisticamente da classe menor de DAP.

A variação da densidade ocorre em função da taxa de crescimento, do clima, da silvicultura, da progénie e também varia dentro da árvore e tende a aumentar da base do tronco ao topo, porém isso não é consistente (DOWNES et al., 1997). Segundo esse autor, a maior fonte de variação na densidade da madeira é encontrada entre árvores, resultado do meio ambiente e da genética.

Em trabalho realizado por Pádua (2009) para comparar o comportamento da densidade básica em diferentes espécies do gênero *Eucalyptus* (*grandis*, *urophylla*, *grandis* x *urophylla*, *nitens*, *tereticornis*, *microcorys*, *propinqua*) apresentam-se os diferentes padrões de variação da densidade básica nos diferentes trabalhos realizados. No caso de *E. grandis*, de 9 trabalhos estudados, um apresenta a densidade básica aumentando no sentido base-topo; 2 apresentam a densidade básica diminuindo; 5 apresentam a densidade básica aumentando após um decréscimo inicial; e em 1 trabalho a densidade básica não varia. Nas outras espécies do

gênero *Eucalyptus*, ao estudar a densidade básica, também são recopiladas diferentes tendências da espécie, como indicado no exemplo anterior.

Downes et al. (1997) também apresentam uma recopilação de 24 trabalhos de estudos de densidade básica da madeira para *E. globulus*, *E. grandis*, *E. nitens* e *E. regnans*, onde alguns trabalhos apresentam o incremento da densidade, outros o decréscimo, ou o decréscimo inicial com aumento posterior e finalmente trabalhos onde não foram apresentadas mudanças na densidade básica no sentido base-topo.

Assim como no trabalho de Wahlgren e Fassnacht (1959), onde amostras de baguetas de trados de incremento e de discos adjacentes foram tiradas de espécies de *Pinus* que crescem no Sul dos Estados Unidos, a densidade estimada pela bagueta é maior que a densidade média da árvore, algo que segundo os autores deve ser esperado em árvores adultas, já que a amostra da bagueta é retirada da parte baixa e geralmente de maior densidade do tronco.

Diferentemente do estudo de Wahlgren e Fassnacht (1959) que comparando densidade básica coletada em trados de incremento e discos adjacentes em espécies de *Pinus* do Sul de Estados Unidos encontraram que ao aplicar um teste t as 100 amostras coletadas, não existe diferença estatística entre a bagueta e o disco correspondente à mesma posição (DAP).

Quando comparado o comportamento do diâmetro, Pádua (2009) verifica que a estimativa da densidade básica da madeira sofreu interferência do método de amostragem e que, à medida que o diâmetro aumentou, houve tendência de aumento da densidade básica em 50 árvores estudadas de um híbrido clonal de *E. grandis* x *E. urophylla* de 6 anos de idade. Todavia, o método de coleta por bagueta apresentou as médias menores e foi diferente dos outros métodos empregados nesse estudo (destrutivo com coleta de discos na base, 25%, 50%, 75% e 100%; destrutivo com coleta de discos de faces paralelas nas alturas 2%, 10%, 30%, 50% e 70%; amostragem destrutiva e coleta de discos de metro em metro, amostragem não destrutiva).

Para Raymond e Muneri (2001) a determinação da densidade básica de *E. globulus* e *E. nitens* usando baguetas é factível, pois as baguetas explicam entre 84% a 89% da variação da densidade da árvore.

Tabela 2.8 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) da densidade da madeira segundo os métodos e as classes de diâmetros de cada espécie florestal

			(continua)		
Método	Densidade (g.cm⁻³)		Classe diâmetro	Densidade (g.cm⁻³)	
<i>Amaioua intermedia</i>					
Bagueta	0,60	A	3	0,59	A
Média árvore	0,56	B	2	0,58	A
DAP	0,55	B	1	0,55	B
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>					
Bagueta	0,70	A	2	0,62	A
Média árvore	0,57	B	3	0,60	A
DAP	0,54	B	1	0,60	A
<i>Casearia sylvestris</i>					
Bagueta	0,63	A	3	0,62	A
Média árvore	0,57	A B	2	0,60	A
DAP	0,55	B	1	0,53	B
<i>Copaifera langsdorffii</i>					
Bagueta	0,65	A	3	0,64	A
Média árvore	0,60	B	2	0,64	A
DAP	0,59	B	1	0,57	B
<i>Eucalyptus sp.</i>					
Bagueta	0,42	A	3	0,42	A
Média árvore	0,41	A B	2	0,42	A
DAP	0,40	B	1	0,40	A
<i>Maprounea guianensis</i>					
Bagueta	0,51	A	3	0,51	A
Média árvore	0,49	A	2	0,50	A
DAP	0,48	A	1	0,48	A
<i>Myrcia bella</i>					
Bagueta	0,46	A	2	0,44	A
Média árvore	0,41	A	3	0,43	A
DAP	0,41	A	1	0,42	A
<i>Ocotea corymbosa</i>					
Bagueta	0,71	A	2	0,64	A
Média árvore	0,59	B	3	0,64	A
DAP	0,58	B	1	0,59	B
<i>Pera glabrata</i>					
Bagueta	0,55	A	3	0,56	A
DAP	0,53	A	2	0,53	A
Média árvore	0,53	A	1	0,51	A
<i>Protium heptaphyllum</i>					
DAP	0,56	A	3	0,57	A
Média árvore	0,53	A	2	0,54	A
Bagueta	0,53	A	1	0,51	A
<i>Qualea cordifolia</i>					
Bagueta	0,64	A	2	0,56	A
DAP	0,47	B	3	0,52	A
Média árvore	0,46	B	1	0,49	A

Tabela 2.8 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) da densidade da madeira segundo os métodos e as classes de diâmetros de cada espécie florestal

			(conclusão)		
Método	Densidade (g.cm ⁻³)		Classe diâmetro	Densidade (g.cm ⁻³)	
<i>Tapirira guianensis</i>					
Média árvore	0,47	A	2	0,50	A
DAP	0,46	A	3	0,46	A
Bagueta	0,44	A	1	0,42	A

Nota: Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferença estatística (p<0,05).
Os valores das classes de DAP para cada espécie se encontram na tabela 2.1.

Segundo Pádua (2009), existe carência de informações necessárias ao estabelecimento de um programa de amostragem destrutiva e não destrutiva que leve em consideração a verdadeira variação das propriedades da madeira para que as informações possam expressar com eficiência o valor médio da densidade do tronco. Aponta também que existem poucas informações no sentido de avaliar as diferenças na densidade básica decorrentes de diferentes métodos de amostragem no tronco, visando estabelecer um procedimento de avaliação da madeira que seja sensível às variações para estimar o valor da propriedade no tronco. Por esse motivo, verifica-se que existe muita contradição na literatura e que não se chegou a um padrão definido de variação, tanto do sentido longitudinal como radial.

A forma como a árvore é amostrada têm o potencial para determinar a tendência que será obtida na densidade básica. Assim, se uma mesma árvore é amostrada usando diferentes técnicas, diferentes tendências podem ser encontradas, devido principalmente ao sistema de amostragem (DOWNES et al., 1997).

2.3.2 Biomassa do tronco

A Tabela 2.9 apresenta o resultado do teste F das fontes de variação estudadas. A espécie e a classe de DAP foram significativas, assim como a interação Espécie*Classe de DAP, todas as outras interações não foram significativas.

Diferente da densidade básica, o método para determinação da biomassa não foi significativo (p=0,35). Estudos realizados para determinar o carbono florestal usando estimativas baseadas em volume mostram que mudanças na densidade da madeira em um desvio padrão podem afetar a estimativa de carbono em no máximo 2%, assim, a incerteza na estimativa devido a esta variável é mínima (BROWN; LUGO, 1984).

Tabela 2.9 – Resultados da análise de variância da biomassa do tronco das espécies florestais

Fonte	Pr > F
Espécie (1)	<0,0001**
Método (2)	0,3515 ^{n.s.}
Classe DAP (3)	<0,0001**
(1)*(2)	1,000 ^{n.s.}
(1)*(3)	<0,0001**
(2)*(3)	0,9730 ^{n.s.}
(1)*(2)*(3)	1,000 ^{n.s.}

Pode-se observar na Tabela 2.10 que o número de grupos de comparação de médias do teste Tukey-Kramer para espécies diminuiu para quatro, sendo que o *Eucalyptus* que apresentava a menor densidade básica, agora se encontra no grupo de maior biomassa do tronco. A média de biomassa apresentou uma amplitude de 13,52 a 119,77 kg.arv⁻¹, sendo *Ocotea corymbosa* a espécie de maior biomassa e *Myrcia Bella* a espécie com menor biomassa apresentada.

Tabela 2.10 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) das espécies florestais para biomassa do tronco

Espécie	Biomassa (kg.árvore⁻¹)			
<i>Ocotea corymbosa</i>	119,77	A		
<i>Copaifera langsdorffii</i>	119,73	A		
<i>Eucalyptus sp.</i>	85,53	A		
<i>Maprounea guianensi</i>	61,06	A	B	
<i>Protium heptaphyllum</i>	55,15	A	B	C
<i>Tapirira guianensis</i>	50,41		B	C
<i>Pera glabrata</i>	46,10		B	C
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>	39,51		B	C
<i>Qualea sp.</i>	21,00			D
<i>Casearia sylvestris</i>	18,15			D
<i>Amaioua intermedia</i>	16,93			D
<i>Myrcia bella</i>	13,52			D

Nota: Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferença estatística (p<0,05).

A Tabela 2.11 mostra que as classes de diâmetro também são diferentes estatisticamente entre todos eles.

Tabela 2.11 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) da biomassa do tronco segundo as classes de diâmetros das espécies florestais

Classe de diâmetro	Biomassa (kg.árvore ⁻¹)	
3	97,95	A
2	52,03	B
1	11,71	C

Nota: Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferença estatística ($p < 0,05$).

Pela interação da espécie com a classe de diâmetro, apresenta-se na Tabela 2.12 o teste de comparação de médias por espécie para a biomassa do tronco. Na tabela se pode observar que:

- As espécies *Anadenanthera peregrina var. falcata*, *Copaifera langsdorffii*, *Eucalyptus sp.*, *Myrcia bella* e *Tapirira guianensis* são estatisticamente diferentes em todas as classes de diâmetro.
- As espécies *Casearia sylvestris*, *Maprounea guianensis*, *Ocotea corymbosa*, *Pera glabrata*, *Protium heptaphyllum* e *Qualea cordifolia* não apresentaram diferença estatística entre as duas classes maiores, porém são diferentes da menor classe.
- A espécie *Amaioua intermedia* não apresenta diferença estatística entre as duas classes menores, porém a classe de maior diâmetro é diferente estatisticamente.

Os estudos para determinação de biomassa geralmente são focados a métodos indiretos de determinação, onde equações alométricas, razões ou fatores de conversão são empregados, sendo que a parte metodológica de determinação da biomassa em campo é pouco estudada, por ter custo elevado e excessivo trabalho de campo, mesmo sendo esta a base para ajustar posteriormente as equações. Vismara (2009) estudou técnicas de determinação da biomassa de árvores nativas da Floresta Tropical Atlântica, coletando 200 árvores plantadas, e comparou a técnica volumétrica com a técnica gravimétrica para obtenção de biomassa lenhosa, encontrou diferentes comportamentos entre as duas técnicas, sugerindo o uso de técnicas gravimétricas para determinação de biomassa de árvores em pé.

Tabela 2.12 - Teste de comparação de médias (Tukey-Kramer) dos métodos e das classes de diâmetros segundo cada espécie florestal na determinação de biomassa

Classe de diâmetro	Biomassa (kg.árvore ⁻¹)	
<i>Amaioua intermedia</i>		
3	31,76	A
2	9,79	B
1	9,22	B
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>		
3	71,96	A
2	30,36	B
1	16,20	C
<i>Casearia sylvestris</i>		
2	24,22	A
3	22,40	A
1	7,82	B
<i>Copaifera langsdorffii</i>		
3	263,01	A
2	80,92	B
1	15,25	C
<i>Eucalyptus sp.</i>		
3	163,89	A
2	76,89	B
1	15,79	C
<i>Maprounea guianensis</i>		
3	90,70	A
2	78,69	A
1	13,78	B
<i>Myrcia bella</i>		
3	23,60	A
2	12,74	B
1	4,21	C
<i>Ocotea corymbosa</i>		
3	216,54	A
2	133,46	A
1	9,29	B
<i>Pera glabrata</i>		
3	67,01	A
2	49,34	A
1	21,94	B
<i>Protium heptaphyllum</i>		
3	86,49	A
2	60,60	A
1	18,37	B
<i>Qualea cordifolia</i>		
2	31,79	A
3	26,90	A
1	4,30	B
<i>Tapirira guianensis</i>		
3	111,16	A
2	35,64	B
1	4,42	C

Nota: Médias seguidas da mesma letra não apresentam diferença estatística ($p < 0,05$).

Todavia, segundo Brown e Lugo (1984) a base de dados para estimar a biomassa nas florestas tropicais é no melhor dos cenários, incipiente. Os poucos estudos nos quais a biomassa de florestas tropicais tem sido quantificada por meio de amostragem destrutiva cobre unicamente uma pequena área. Contrariamente, há maior informação a respeito de volumes de madeira em pé de florestas tropicais de áreas geográficas amplas, o que permite usar métodos para converter volumes de florestas em pé em estimativas de biomassa, usando, por exemplo, a Densidade Básica da madeira, que seria a variável mais adequada para transformar volume em biomassa (FEARNSIDE, 1997).

2.4 Conclusões

Dependendo da variável de interesse (densidade básica ou biomassa aérea), os métodos de coleta têm comportamentos diferentes, assim como o comportamento de cada espécie e de todas as classes de diâmetro.

Quando foi estudada a densidade básica, os métodos destrutivos e não destrutivos apresentam diferenças estatísticas entre eles, sendo que o método não destrutivo apresentou a média maior de densidade básica comparado com os métodos destrutivos.

Dentre as espécies estudadas, as espécies nativas apresentam uma maior densidade básica (0,43 até 0,63 g.cm⁻³) comparado com o *Eucalyptus* (0,41 g.cm⁻³). Devido à interação da espécie com o método, algumas espécies não apresentam diferenças estatísticas entre a forma de determinação da densidade (*Maprounea guianensis*, *Myrcia bela*, *Pera glabrata*, *Protium heptaphyllum* e *Tapirira guianensis*), enquanto que em outras espécies o valor da densidade básica da madeira depende do método empregado (*Amaioua intermedia*, *Anadenanthera peregrina var. falcata*, *Copaifera langsdorffii*, *Ocotea corymbosa*, *Qualea cordifolia*, *Casearia sylvestris* e *Eucalyptus sp.*).

Como esperado, maiores diâmetros apresentam uma maior densidade básica da madeira e diferente estatisticamente da classe inferior. Todavia, pela interação que existe entre as espécies e a classe de diâmetro de cada espécie, algumas espécies (*Anadenanthera peregrina var. falcata*, *Eucalyptus sp.*, *Maprounea guianensis*, *Myrcia bella*, *Pera glabrata*, *Protium heptaphyllum*, *Qualea cordifolia* e *Tapirira guianensis*) não apresentam diferença entre as diferentes classes de diâmetro, enquanto que em outras espécies (*Amaioua intermedia*, *Casearia sylvestris*, *Copaifera langsdorffii*, *Ocotea corymbosa*) a classe com o diâmetro maior é diferente das classes com diâmetros menores.

Mesmo que existindo diferenças entre o método destrutivo e não destrutivo, existe a necessidade de conhecer a densidade básica das madeiras tropicais, sendo que em muitas regiões seria impossível realizar uma amostragem destrutiva para conhecer as características da madeira, assim, nestes casos, a amostragem não destrutiva pode ser um bom substituto da técnica destrutiva, com um menor dano ambiental e com menores custos.

Quando o objetivo do estudo é conhecer a biomassa aérea usando as diferentes técnicas de coleta, os métodos destrutivos e não destrutivo foram estatisticamente iguais entre

os métodos volumétricos e gravimétricos que usaram como base a bagueta, só o disco localizado no DAP ou múltiplos discos.

Quando a biomassa é separada por classes de diâmetros, verificou-se que a maior classe de diâmetro tem o dobro da classe intermediária e é superior nove vezes quando comparado com a classe inferior. As espécies florestais nativas com maior biomassa arbórea foram *Ocotea corymbosa*, *Copaifera langsdorffii*, *Maprounea guianense* e *Protium heptaphyllum* (119,77 a 55,15 kg.árvore⁻¹) além do *Eucalyptus* plantado (85,53 kg.árvore⁻¹) e a espécie com menor biomassa foi *Myrcia bella* (13,52 kg.árvore⁻¹).

Assim, quando se usa o método não destrutivo (bagnetas) o tempo de campo e de laboratório é menor comparado com os métodos destrutivos. Portanto, para estudos de biomassa aérea do tronco de espécies florestais, é possível recomendar o uso do método não destrutivo para determinar a densidade e usar estes valores no cálculo da biomassa, diminuindo o custo do trabalho e o impacto gerado ao meio ambiente.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 11941**: Madeira – determinação da densidade básica. Rio de Janeiro, 2003. 6p.

BROWN, S.; LUGO, A.E. Biomass of tropical forest: A new estimate based on forest volumes. **Science**, Washington, v. 223, n. 4642, p. 1290-1293, Mar. 1984.

BOX, G.E.P.; COX, D.R. An analysis of transformations. **Journal of the Royal Statistical Society Series B (Methodological)**, Oxford, v. 26, n. 2, p. 211-252, 1964.

CAMPOS, M.A.A. **Balço de biomassa e nutrientes em povoamentos de *Ilex paraguariensis*. Avaliação na safra e na safrinha**. 1991. 107p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1991.

CHAGAS, M.P. **Caracterização dos anéis de crescimento e dendrocronologia de árvores de *Grevillea robusta* A. Cunn, *Hovebia dulcis* Thunb., *Persea americana* Mill., *Tabebuia pentaphylla* Hemsl. E *Terminalia catappa* L. nos municípios de Piracicaba e Paulínia, SP**. 2009. 114p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R. Error propagation and scaling for tropical Forest biomass estimates. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences**, London, v.359, p.409-420, Mar. 2004.

CONOVER, W.J. Some methods based on ranks. In: _____. **Practical nonparametric statistics**. 3rd ed. New York: John Wiley, 1999, chap. 5, p. 269-427.

- CONOVER, W.J.; IMAN, R.L. Rank transformations as a bridge between parametric and nonparametric statistics. **The American Statistician**, Washington, v. 35, n. 3, p. 124-133, Aug. 1981.
- COUTO, H.T.Z. do; BATISTA, J.L.F.; RODRIGUES, L.C.E. Mensuração e gerenciamento de pequenas florestas. **Documentos Florestais**, Piracicaba, v. 5, p. 1-37, nov. 1989.
- DOWNES, G. M.; HUDSON, I. L.; RAYMOND, C. A.; DEAN, G. H.; MICHELL, A. J.; SCHIMLECK, L.R.; EVANS, R.; MUNERI, A. **Sampling plantation eucalypts for wood and fiber properties**. Collingwood: CSIRO Publishing, 1997. 132p.
- FEARNSIDE, P.M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 90, n. 1, p. 59-87, Jan. 1997.
- GLOBAL TERRESTRIAL OBSERVING SYSTEM. **Biomass**. Version 10. Rome: FAO: GTOS, 2009. 18p.
- HIGUCHI, N.; CARVALHO JR., J.A. de. Fitomassa e conteúdo de carbono de espécies arbóreas da Amazônia. In: SEMINÁRIO DE EMISSÃO X SEQUESTRO DE CO₂: UMA NOVA OPORTUNIDADE DE NEGÓCIOS PARA O BRASIL. 1994, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Companhia Vale do Rio Doce, 1994. p. 125-153.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Good practice guidance for land use, land-use change and forestry**. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies, 2003. 1v.
- JOHANSEN, R.W. Taking increment cores with power tools. **Southern journal of applied forestry**, Bethesda, v. 11, n. 3, p. 151-153, Aug. 1987.
- KRAMER, C.Y. Extension of multiple range tests to group means with unequal numbers of replications. **Biometrics**, Washington, v. 12, n. 3, p. 307-310, Sept. 1956.
- LAAR, A. van. AKÇA, A. **Forest Mensuration**. Dordrecht: Springer, 2007. 383p.
- MELLO, S.J.M.; GONÇALVES, J.L.M. Equações para estimar biomassa da parte aérea e do sistema radicular em povoamentos de *Eucalyptus grandis* em sítios com produtividades distintas. **Árvore**, Viçosa, v. 32, n. 1, p. 101-111, jan./fev., 2008.
- MOORE, J. Allometric equations to predict the total above-ground biomass of radiata pine trees. **Annals of Forest Science**, Les Ulis, v. 67, n. 8, p.806p1-806p11, Dec. 2010.
- MOORE, J.; LYON, A.J.; SEARLES, G.J.; VIHERRMAA, L.E. The effect of site and stand factors on the tree and wood quality of Sitka Spruce growing in the United Kingdom. **Silva Fennica**, Vantaa, v. 43, n. 3, p. 383-396, 2009.
- NICOLETTI, M.F.; BATISTA, J.L.F.; CARVALHO, S.P.C.; CASTRO, T.N. de. Acurácia de dois dendrômetros ópticos na cubagem não destrutiva para a determinação da biomassa florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 70, p. 23-33, abr./jun., 2012.
- PÁDUA, F.A. de. **Amostragem para avaliação da densidade básica da madeira de um híbrido de *Eucalyptus grandis* W.Hill ex Maiden x *Eucalyptus urophylla* S.T.Blake**. 2009. 87p. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia da Madeira) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

PAUL, B.H.; BAUDENDISTEL, M.E. **A field method of determining specific gravity by use of increment cores or auger chips.** Wisconsin: University of Wisconsin, Forest Service, Mar., 1956. 1v. (Report,1587).

RAYMOND, C.A.; MUNERI, A. Nondestructive sampling of *Eucalyptus globulus* and *E. Nitens* for wood properties. I. Basic density. **Wood Science and Technology**, New York, v. 35, n. 1/2, p. 27-39, Apr., 2001.

REYES, G.; BROWN, S.; CHAPMAN, J.; LUGO, A.E. **Wood densities of tropical tree species.** New Orleans: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest, . 1992. Experiment Station. 15p. (General Technical Report SD-88).

SANQUETTA, C.R. Métodos de determinação de biomassa florestal. In: SANQUETTA, C.R.; WATZLAWICK, L.F.; BALBINOT, R.; ZILLOTTO, M.A.B.; GOMES, F.S.(Ed.). **As Florestas e o Carbono.** Curitiba: Imprensa Universitária da UFPR, 2002. cap. 6, p. 119-140.

SAS Institute Inc. **SAS Software 9.2.** Cary, 2008. 1 CD-ROM.

_____. **SAS OnlineDoc® 9.2.** Cary, 2009.

SEGURA, M.; KANNINEN, M. Allometric models for tree volume and total aboveground biomass in a tropical humid forest in Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v. 37, n. 1, p. 2-8, Mar. 2005.

SOMOGYI, Z.; CIENCIALA, E.; MÄKIPÄÄ, R.; MUUKKONEN, P.; LEHTONEN, A.; WEISS, P. Indirect methods of large-scale forest biomass estimation. **European Journal of Forest Research**, Heidelberg, v. 126, n. 2, p. 197-207, Apr. 2007.

TARAS, M.A.; WAHLGREN, H.E. A comparison of increment core sampling methods for estimating tree specific gravity. **U.S. Forest Service**, Asheville: U.S. Department of Agriculture – Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, Dec. 1963. 16p. (Research Paper SE – 7)

TRUGILHO, P.F.; SILVA, D.A. da; FRAZÃO, F.J.L.; MATOS, J.L.M de. Comparação de métodos de determinação da densidade básica em madeira. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 20, p. 307-319, único, 1990.

VIHERMAA, L.E. **Influence of site factors and climate on timber properties of *Sitka spruce* (*Picea sitchensis* (Bong.) Carr.)** 2010. 372p. Thesis (Doctor of Philosophy - Environmental, Agricultural and Analytical Chemistry) – University of Glasgow, Glasgow, 2010.

VISMARA, E.S. **Mensuração da biomassa e construção de modelos para construção de equações de biomassa.** 2009. 102p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

WAHLGREN, H.E. FASSNACHT, D.L. **Estimating tree specific gravity from a single increment core.** Wisconsin: University of Wisconsin, Forest Service,1959. 1v. (Report 2146).

ZAR, J.H. **Biostatistical Analysis.** 5th . ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 2010. 960p.

ZIANIS, D.; MENCUCCINI, M. On simplifying allometric analyses of forest biomass. **Forest ecology and management**, Amsterdam, v. 187, p. 311-332, Jan. 2004.

3 MODELOS DE EFEITOS FIXOS E DE EFEITOS MISTOS PARA DETERMINAÇÃO DE BIOMASSA AÉREA EM UMA FLORESTA TROPICAL NO ESTADO DE SÃO PAULO, BR

Resumo

Com o objetivo de determinar a biomassa aérea de espécies nativas, foram ajustados modelos de efeitos fixos e de efeitos mistos (efeitos fixos e aleatórios) e depois foram escolhidos os melhores modelos para estimar biomassa aérea total, biomassa do fuste e biomassa da copa. Para isso, nos remanescentes florestais da Fazenda Três Lagoas (Município de Angatuba-São Paulo, Brasil) foi realizada uma amostragem destrutiva e cubagem rigorosa de 11 espécies florestais distribuídas em três classes de diâmetro, e foram coletadas as variáveis DAP (1,3 m), Altura total, Altura comercial e densidade básica da madeira, assim como determinada a biomassa das árvores. Foram ajustados modelos lineares e não lineares na escala original e transformados por meio de transformações Box-Cox e regressões ponderadas com uma função de potência da variância, tanto para efeitos fixos quanto para efeitos mistos. Nas regressões com funções de variância foram usadas duas alternativas: uma função de variância e uma função de variância estratificada para cada espécie. Nos modelos mistos, a espécie foi usada como efeito aleatório. Os modelos foram selecionados usando o Critério de Akaike (AIC) e o Índice de Furnival (FI). Posteriormente, o modelo selecionado para cada componente foi aplicado no inventário florestal da fazenda para estimar a biomassa existente na floresta por hectare. As espécies apresentaram uma biomassa de 114,6 kg.árvore⁻¹ distribuída na biomassa do fuste (45,5%) e na biomassa da copa (54,5%). O DAP médio foi de 15,32 cm, altura total de 9,48 m, altura comercial de 4,14 m (42,8% em relação à altura total) e densidade básica de 0,52 g.cm⁻³. O problema de heterogeneidade da variância não pode ser contornado por todos os modelos, sendo os modelos transformados (de efeitos fixos e de efeitos mistos) os que obtiveram homogeneidade da variância. Os modelos de efeitos mistos sempre apresentaram um melhor AIC quando comparados aos modelos de efeitos fixos. Os melhores modelos para biomassa total, biomassa do fuste e biomassa da copa foram os modelos lineares transformados de efeitos mistos. Quando esses modelos foram aplicados ao inventário florestal da área de estudo, a biomassa total aérea foi de 125,22 Mg.ha⁻¹ de biomassa total, distribuídos em 52,82 Mg.ha⁻¹ para biomassa do fuste e 67,27 Mg.ha⁻¹ de biomassa da copa. Conclui-se que os modelos transformados de efeitos mistos com a variável espécie como efeito aleatório apresentaram os melhores ajustes quando comparados aos outros modelos. Foi necessário usar transformações de ambos os lados, sendo que os modelos logarítmicos os que apresentaram melhores resultados. O AIC e o FI foram ferramentas práticas que permitiram escolher e comparar os melhores modelos.

Palavras-Chave: Equações alométricas; Floresta Tropical; Espécies Nativas; Regressão

Abstract

In order to determine aboveground biomass in native species, fixed and mixed effects models were fitted. After that, the best models were chosen to estimate total aboveground biomass, trunk biomass and crown biomass. In order to do so, destructive sampling and calculation of the tree volume was performed in 11 forestry species with three diameter

classes in forestry remnants at *Três Lagoas* Farm located in Angatuba, Sao Paulo, Brazil. Based on these samplings we gathered DBH (1.3 m), total height, commercial height and wood basic density information. After that, we determined the trees biomass. Linear and non-linear models were fitted in the original scale and after that were transformed with Box-Cox transformations and weighted regressions with a variance power function, for fixed effects as well as for mixed effects. In regressions with variance functions we used two alternatives: a variance function and a stratified variance function for each species. In mixed models, a species was used as a random effect. The models were chosen using Akaike Information Criterion (AIC) and Furnival Index (FI). Subsequently, the selected model for each component was applied to the forestry inventory of the farm in order to estimate the biomass of the forest per hectare. The species had a biomass of $114.6 \text{ kg.tree}^{-1}$ corresponding to 45.5% trunk biomass and 54.5% crown biomass. DBH mean was 15.32 cm, mean height 9.48 m, mean commercial height was 4.14 m (42.8% compared with total height) and mean basic density was 0.52 g.cm^{-3} . The problem of variance heterogeneity could not be addressed by all models. Transformed models like fixed and mixed effects models obtained variance homogeneity. Mixed effects models presented a better AIC when compared with fixed effects models. Transformed linear models of mixed effects were the best models to determine total biomass, trunk biomass and crown biomass. When those models were applied to the forestry inventory of the study area, the total aboveground biomass was $125.22 \text{ Mg.ha}^{-1}$ of total biomass, corresponding to 52.82 Mg.ha^{-1} of trunk biomass and 67.27 Mg.ha^{-1} of crown biomass. In conclusion, transformed mixed effects models with the species variable as a random effect showed better adjustments compared with other models. Two-side transformations were necessary and logarithmic models showed better results. AIC and FI were practical tools that allowed us to collect and compare the best models.

Keywords: Allometric equations; Tropical forest; Native species; Regression

3.1 Introdução

As florestas têm sido tradicionalmente usadas como fontes para diversos produtos, incluindo produção de madeira, combustível e forragem. Elas são consideradas importantes para o ambiente, pois se estima que contém cerca de 340 Pg de carbono em biomassa, localizada em sua maior parte em florestas tropicais de baixa latitude (62%) (KANNINEN, 2003). Desde meados dos anos 60 os motivos para estudar a biomassa arbórea tem se diversificado pelo aumento das pesquisas ambientais (WIRTH; SCHUMACHER; SCHULZE, 2004) sendo na atualidade relevante pelos assuntos relacionados às mudanças climáticas (BROWN, 1997) e existindo um renovado interesse global nas pesquisas de biomassa para a maioria das espécies florestais, devido à necessidade de predizer os estoques de carbono e ao potencial da quantidade de biomassa disponível como fonte de energia (MOORE, 2010).

Com a vigência do Protocolo de Quioto da Convenção Quadro das Nações Unidas para as Mudanças Climáticas, a necessidade de quantificação da biomassa arbórea tem aumentado, pois os artigos 3.3 e 3.4 do Protocolo requerem as estimativas dos fluxos de

carbono, que são calculadas segundo a biomassa das árvores (WIRTH; SCHUMACHER; SCHULZE, 2004). Todavia, as estimativas de biomassa são necessárias para determinar a quantidade de energia primária que pode ser obtida das florestas como alternativa para os combustíveis fósseis e para fins científicos, já que a biomassa presente é uma variável fundamental em vários modelos ecológicos e ecofisiológicos (ZIANIS; MENCUCCINI, 2004).

As florestas tropicais, do ponto de vista ambiental, têm sido alvo de muitas preocupações, principalmente pela velocidade com que esse bioma está sendo modificado ou destruído, e considerando a expressiva cobertura vegetal existente nos trópicos, evidencia-se cada vez mais a importância desse conjunto de ecossistemas no processo de controle das mudanças climáticas globais (SANTOS et al., 2001).

As estimativas do estoque de carbono atual da Floresta Atlântica dependem do conhecimento da biomassa seca acima do solo, que tem sido determinada principalmente pela extrapolação de variáveis estruturais de parcelas medidas nas florestas, como diâmetro à altura do peito (principalmente), altura, densidade da madeira, e também se baseando em equações alométricas que convertem as variáveis estruturais em biomassa e carbono (BROWN, 1997) e que devem ser construídas levando em consideração o inventário da floresta que tenha incluído no estudo todas as espécies presentes.

Porém, como um hectare de floresta tropical pode conter até 300 espécies diferentes de árvores, não é possível desenvolver modelos específicos por espécie (como nas florestas temperadas), e o estudo deve concentrar-se em modelos de regressão compostos por espécies mistas (CHAVE et al., 2005). Uma das maiores fontes de incerteza nas estimativas dos estoques de carbono nas florestas tropicais é a falta de modelos padrão para converter as medidas arbóreas em estimativas de biomassa (CHAVE et al., 2005).

O procedimento comum para estimar a biomassa é por meio da regressão, onde as árvores são escolhidas por meio de um procedimento de seleção apropriado para amostragem destrutiva e os pesos dos componentes de cada árvore (fuste, galhos grossos, copa, raiz) são determinados e relacionados por meio da regressão para uma ou mais dimensões das árvores em pé (BASKERVILLE, 1972, PARRESOL, 1999). O processo de coleta dos dados e desenvolvimento das relações de biomassa se encaixa na alometria (PARRESOL, 1999),

nome comumente usado na Europa e Japão, ou análise dimensional como conhecido antigamente em Norte América (BASKERVILLE, 1972).

A alometria relaciona o tamanho de uma estrutura em um organismo ao tamanho ou quantidade de outra estrutura no mesmo organismo, assim, é possível estimar biomassa a partir de diâmetro, altura, idade, etc., e extrapolar esses dados para uma grande área de iguais características (GLOBAL TERRESTRIAL OBSERVING SYSTEM-GTOS, 2009, PARRESOL, 1999).

As equações alométricas proporcionam um meio atrativo de estimar o estoque de carbono na biomassa florestal já que estão baseadas em informações existentes e variáveis de fácil mensuração como diâmetro e altura (ZIANIS; RADOGLU, 2006). Os pesquisadores têm desenvolvido relações alométricas para estimar volume do tronco, limitações biomecânicas e relações de escalas por meio de medidas no DAP e Altura (ZIANIS; RADOGLU, 2006).

Inevitavelmente, as espécies arbóreas (especialmente dicotiledôneas) diferem em alometria, na densidade da madeira e na sua arquitetura, o que pode afetar as relações entre a mensuração executada durante os inventários florestais e a biomassa dos indivíduos. As equações desenvolvidas a partir dos dados de espécies mistas estimam de maneira apropriada comparações regionais e globais a grande escala, mas, são de limitada utilidade para aplicação em espécies particulares e locais específicos (COLE; EWEL, 2006).

Segundo Vieira et al. (2008) para a Floresta Atlântica existem somente dois modelos alométricos específicos locais para prever massa arbórea baseados em mensurações diretas de árvores coletadas, como são as dos trabalhos realizados por Tiepolo et al. (2002) e por Burger (2005). Atualmente podem ser encontrados outros trabalhos que usaram medições diretas e ajustes de modelos alométricos, como os trabalhos desenvolvidos por: Burger; Delitti (2008), Miranda (2008), Vismara (2009), Nogueira Junior (2010), Ferez (2010), Miranda; Melo; Sanquetta (2011). Com exceção do trabalho de Burger (2005) e Burger e Delitti (2008), as outras equações foram desenvolvidas em áreas de restauração e plantios de espécies nativas.

Portanto, um dos principais desafios é desenvolver mais funções alométricas para estimar biomassa a partir do diâmetro, altura e densidade da madeira em diferentes tipos de

vegetação, zonas climáticas e classes de fertilidade. Assim, as funções alométricas devem incluir o total de fustes, troncos e galhos (GTOS, 2009).

Segundo Brown (2002), dois métodos são usados geralmente para converter medidas de campo de árvores em biomassa aérea: Fator de expansão de biomassa e equações de regressão, sendo que existem equações para quase todas as florestas do mundo, embora muitas delas sejam muito abrangentes e gerais, sendo uma desvantagem por não apresentarem um valor real da biomassa arbórea ou por terem um nível baixo de precisão. Brown (2002) aponta também que muitas das equações existentes são baseadas em dados de 1960 até 1980, sendo necessário atualizar as equações elaboradas com dados recentes e que poderiam ter mudado.

Os pesquisadores tem usado uma variedade de modelos para estimar a biomassa total e dos componentes, sendo que geralmente elas são desenvolvidas em uma das seguintes formas (PARRESOL, 1999):

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_j X_j + \varepsilon \quad (3.1)$$

$$Y = \beta_0 X_1^{\beta_1} X_2^{\beta_2} \dots X_j^{\beta_j} + \varepsilon \quad (3.2)$$

$$Y = \beta_0 X_1^{\beta_1} X_2^{\beta_2} \dots X_j^{\beta_j} \varepsilon \quad (3.3)$$

Onde Y é a biomassa total ou do componente,

X_j é a variável da árvore,

β_j é o parâmetro do modelo e,

ε é o erro.

O modelo 3.1 é um modelo linear com erro aditivo, o modelo 3.2 um modelo não linear também de erro aditivo, enquanto o modelo 3.3 é um modelo não linear com erro multiplicativo. Algumas das variáveis comumente usadas são DAP, DAP², HT, DAP²HT, idade e copa e suas diferentes combinações (PARRESOL, 1999). Sem dúvida, o modelo matemático $Y = aDAP^b$ é o modelo mais comumente usado (ZIANIS; MENCUCINI, 2004).

Exemplos de modelos aplicados são abundantes na literatura, por exemplo, os encontrados em Brown; Gillespie; Lugo (1989), Miranda (2008), Santos et al. (2001) que incluem outras variáveis como Densidade básica e diâmetro quadrático.

Na maioria dos casos, a variabilidade da Biomassa é amplamente explicada pela variabilidade do DAP (ZIANIS; MENCUCINI, 2004). Normalmente a biomassa apresenta heterocedasticidade (quando a variância do erro não é constante nas observações), assim, nas equações 3.1 e 3.2 é necessário usar regressões ponderadas, o que pode aumentar o número de parâmetros (PARRESOL, 1999), porém esta regressão é amplamente aceita nas ciências florestais assim como em outras áreas (WILLIAMS, 1994).

O modelo 3.3 é convertido para um modelo linear com erro aditivo quando se usa uma transformação logarítmica (natural) em ambos os lados:

$$\ln(Y) = \ln(\beta_0) + \beta_1 \ln(X_1) + \beta_j \ln(X_j) + \ln(\varepsilon) \quad (3.4)$$

A transformação logarítmica é apropriada quando o desvio padrão da biomassa em qualquer DAP aumenta em proporção ao valor do DAP, o que implica que valores da biomassa podem ser mensurados com maior precisão em valores baixos que em valores altos de DAP, porém, mesmo que as duas equações sejam matematicamente equivalentes, elas não são idênticas no sentido estatístico, inconsistência que tem sido amplamente reconhecida e para a qual vários procedimentos para corrigir o viés na regressão logarítmica têm sido apresentados (ZIANIS; MENCUCINI, 2004). Segundo Baskerville (1972), o uso de transformações logarítmicas e uma transformação não adequada para sua escala original podem resultar em subestimativas de biomassa. Assim, Brown, Gillespie e Lugo (1989) apresentam como procedimento padrão para dados de biomassa a transformação de Baskerville (1972), que realiza uma correção por meio do erro quadrado médio (MSE/2) após a transformação dos dados para a escala original.

A transformação logarítmica tem a habilidade de corrigir a heterocedasticidade de Y , mas as regressões ponderadas podem alcançar resultados similares com a vantagem de que não são enviesadas (BROWN; GILLESPIE; LUGO, 1989) e são aparentemente melhores (CUNIA, 1964).

Além das transformações e regressões ponderadas, outras abordagens podem ser empregadas para determinação da biomassa. Moore (2010) emprega modelos mistos para

determinação da biomassa incluindo no modelo flutuações aleatórias. Assim também, Wirth; Schumacher e Schulze (2004), Ferhmann et al. (2008), Wutzler; Wirth e Schumacher (2008), Pearce et al. (2010), Fu et al. (2012) usam modelos de efeitos mistos para determinação da biomassa com diferentes efeitos aleatórios. Muitos livros incluem agora discussões relacionadas a modelos mistos lineares e não lineares assim como artigos teóricos e aplicados aos modelos (GURKA et al., 2005).

O uso da espécie como efeito aleatório é um conceito relativamente novo, porém já empregado por Russell (2012).

Um modelo de efeitos mistos inclui efeitos fixos e efeitos aleatórios, sendo que muitos dos modelos estatísticos mais comuns podem incorporar tanto os efeitos fixos (parâmetros associados com uma população inteira ou com certos níveis repetitivos de fatores experimentais) quanto os efeitos aleatórios (associados a unidades experimentais de indivíduos escolhidos ao acaso dentre uma população). Os modelos de efeitos mistos são principalmente usados para descrever relações entre uma variável resposta e algumas covariáveis em dados que estão agrupados de acordo com um ou mais fatores de classificação. Associando os efeitos aleatórios comuns às observações que compartilham o mesmo nível de um fator de classificação, a flexibilidade dos modelos de efeito misto representa a estrutura da covariância induzida pelo agrupamento dos dados (PINHEIRO; BATES, 2000).

Esses modelos permitem a correlação entre medidas repetidas feitas a indivíduos ou objetos incorporando efeitos aleatórios (MORRELL; PEARSON; BRANT, 1997).

Os modelos de efeitos mistos modificam os modelos fixos incluindo nos parâmetros especificados um efeito aleatório, como por exemplo:

$$Y_{ij} = (\beta_0 b_{0j}) + (\beta_1 b_{1j})X_{1ij} + (\beta_p b_{pj})X_{pij} + \varepsilon_{ij} \quad (3.5)$$

O efeito fixo β_p calcula o intercepto e a inclinação parcial média da população, modelando a variação sistemática dos dados, os quais podem ser vinculados as variáveis de predição que variam entre e dentre os níveis. Contrariamente, o efeito aleatório b_{0j} calcula a heterogeneidade entre os níveis permitindo que as inclinações parciais e os interceptos difiram da média total. O erro aleatório relaciona a variação não explicada dos dados (MORRELL; PEARSON; BRANT, 1997). A distinção entre os modelos fixos e os modelos mistos se deve

a se desejamos fazer inferências sobre os níveis do fator de classificação que foram usados no experimento em particular ou fazer inferências sobre a população da qual aqueles níveis foram calculados (PINHEIRO; BATES, 2000).

O efeito aleatório geralmente tem uma distribuição normal com variância constante e média zero ($b_j \sim N(0, \sigma_1^2)$) assim como o erro residual ($\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$), porém pode ser modificado quando não pareça ser apropriado. Por exemplo, podem ser usadas funções para modelar a estrutura da variância dentro do grupo usando covariáveis (PINHEIRO; BATES, 2000).

Assim como nos modelos de efeitos fixos, modelos lineares e não lineares podem ser ajustados nos modelos de efeitos mistos, pois os modelos não lineares podem aumentar a interpretabilidade, parcimônia e validade para além da amplitude dos dados observados, oferecendo geralmente uma interpretação natural psíquica e com menos parâmetros que seu competidor linear (PINHEIRO; BATES, 2000).

Assim também, podem ser usados modelos de efeitos mistos lineares transformados (GURKA et al., 2006) e não lineares transformados, pois os modelos de efeitos mistos geralmente não satisfazem os pressupostos de normalidade e variância constante (OBERG; DAVIDIAN, 2000).

3.1.1 Modelos e Seleção de Modelos

A modelagem é uma arte, assim como uma ciência, e está dirigida ao encontro de bons modelos de aproximação da informação em dados empíricos como uma base para inferências estatísticas de tais dados. A seleção de modelos inclui seleção de variáveis, como é frequentemente praticado na análise de regressão (BURNHAM; ANDERSON, 2010). Segundo Zuur; Ieno e Smith (2007), o objetivo dos modelos de regressão é encontrar o modelo ótimo que identifica os parâmetros que melhor explicam os dados coletados. Já que o termo ótimo é subjetivo, existem critérios que eliminam parte dessa subjetividade. Essa seleção de modelos deve manter sempre o compromisso entre i) incluir o número necessário de preditores que seja possível para reduzir o viés nas predições e, ii) manter esse número de preditores o menor possível para reduzir a variabilidade das predições (WIRTH; SCHUMACHER; SCHULZE, 2004)

A seleção de modelos é geralmente uma tarefa difícil, e tradicionalmente foi baseada em testes de ajuste (lack-of-fit test) como o viés médio ou raiz quadrada do erro médio (RMSE) (WEISKITTEL et al., 2011). Outros índices de ajuste como o coeficiente de determinação ajustado (R_{adj}^2) são comumente usados (MOORE, 2010; JAYARAMAN, 1999). Outros métodos de seleção que se encontram presentes na literatura são: AIC (Critério de Informação de Akaike) BIC (Critério de informação Bayesiana ou de Schwarz), TIC (Critério de informação de Takeuchi) (BURNHAM; ANDERSON, 2010), o erro padrão da estimativa, o coeficiente de variação baseado no erro padrão da estimativa, o percentual de erro padrão da média e o percentual de erro dos resíduos (PARRESOL, 1999). O ajuste de qualquer modelo pode ser melhorado incrementando o número de parâmetros; ainda assim, ao tratar com o aumento da variância, se deve considerar selecionar um modelo parcimonioso que alcance acordos adequados entre o viés e a variância (BURNHAM; ANDERSON, 2010).

Segundo Weiskittel et al. (2011) AIC e BIC são as formas mais comuns de escolher modelos atualmente. Para Ritz (2008) o AIC e o erro padrão do resíduo são duas estatísticas amplamente utilizadas na seleção de modelos. O Critério de Informação de Akaike proporciona um meio simples, efetivo e objetivo para a seleção do melhor modelo aproximado (estimado), sendo um paradigma relativamente novo nas ciências estatísticas e biológicas já que difere em grande medida dos métodos usuais baseados em testes de hipóteses nulas (BURNHAM; ANDERSON, 2010). AIC e BIC contem dois termos que medem o ajuste e a complexidade do modelo; a verossimilhança, que é usada para definir o ajuste do modelo, e o número de parâmetros que mede a complexidade do modelo (ZUUR; IENO; SMITH, 2007, ZUUR et al., 2009). O AIC pode ser calculado para cada possível combinação das variáveis explanatórias e o modelo com o menor AIC é escolhido como o modelo ótimo (ZUUR; IENO; SMITH, 2007).

Porém, AIC e BIC também apresentam desvantagens e limitações, pois esses critérios dependem da escala da variável resposta (WEISKITTEL et al., 2011). Assim, esses critérios não podem ser usados para comparar modelos com diferente variável resposta (e.g.: Modelos na escala original e modelos transformados) (MOORE, 2010).

Assim, outros critérios podem ser escolhidos para comparar modelos com diferentes escalas da variável resposta. O Índice de Furnival (FI) (FURNIVAL, 1961) foi desenvolvido para comparar modelos florestais e é um método efetivo para comparar transformações

(WEISKITTEL et al.,2011), sendo a melhor alternativa quando a variável resposta não está na mesma escala (JAYARAMAN, 1999). Segundo Parresol (1999), o FI pode ser recomendado com uma das estatísticas mais úteis para avaliar e comparar modelos de biomassa.

3.1.2 Objetivos

Os objetivos deste estudo foram:

- Ajustar modelos lineares e não lineares de efeitos fixos para determinação de biomassa florestal aérea total, de fuste e de copa;
- Ajustar modelos lineares e não lineares de efeitos mistos para determinação de biomassa florestal aérea total, de fuste e de copa;
- Comparar os modelos de efeitos fixos e de efeitos mistos na determinação da biomassa florestal total e seus componentes, e;
- Determinar o melhor modelo para estimar biomassa de copa, do fuste e biomassa total das espécies florestais nativas da área de estudo.

3.2 Materiais e Métodos

A biomassa aérea foi estudada através de diferentes abordagens de regressões. Apresentam-se a seguir os métodos empregados.

3.2.1 Área de estudo

Os dados foram coletados em Angatuba, município localizado no centro-sul do estado de São Paulo, Brasil, na fazenda Três Lagoas, entre as coordenadas 7418000N-756000E e 7640000N-7408000E, com uma extensão de 3247,47ha. Outras informações referentes à Área de estudo e a coleta de dados para as espécies nativas podem ser encontradas no item 1.3 deste trabalho.

3.2.2 Variáveis de estudo

Foi realizada a amostragem destrutiva de espécies nativas em uma floresta da Fazenda Três Lagoas. Foram escolhidas 11 espécies segundo o inventário florestal realizado na área de estudo e coletadas 66 árvores distribuídas em três classes de diâmetros, segundo a amplitude do DAP apresentados por cada espécie, como apresentado na Tabela 2.1 (floresta nativa).

Detalhes da metodologia empregada na determinação da biomassa e densidade básica podem ser consultados no item 2.2.2 deste trabalho. Foram medidas em campo as variáveis DAP, altura comercial (HC) e altura total (HT). A determinação da biomassa foi realizada subdividindo as árvores nos compartimentos:

- Fuste: da base do tronco até a altura comercial, definida até 5 cm de diâmetro ou primeira bifurcação.
- Copa: inclui galhos grossos (após altura comercial), galhos finos e folhas.

Foram coletadas amostras do tronco em discos de aproximadamente 5 cm localizados na Base, DAP, 50% da HC e 100% da altura comercial para determinar no laboratório a densidade básica que permite calcular a biomassa do tronco e para ser usada na construção das equações de biomassa.

Para determinação de biomassa da copa foi coletada uma amostra de galhos e folhas e pesada em campo, e no laboratório, foi colocada em estufa de circulação forçada até obter peso constante, o que permitiu calcular a biomassa da copa. A biomassa dos galhos grossos foi obtida pela relação da densidade do disco posicionado no 100% da HC. A biomassa da copa inclui galhos grossos após a altura comercial (HC).

3.2.3 Equações de biomassa

Inspeções visuais preliminares dos dados foram realizadas para verificação de valores extremos (outliers) e estudo das possíveis relações preditivas (MOORE, 2010).

Inúmeros modelos de regressão têm sido publicados para determinar biomassa aérea (CHAVE et al., 2005), assim, para poder comparar as diferentes abordagens da regressão, foi escolhido um modelo matemático baseado na simplicidade e na relevância da aplicação. Todas as equações foram ajustadas usando o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM,

2012) e o pacote nlme (PINHEIRO et al., 2012). Todavia, os parâmetros foram estimados segundo a máxima verossimilhança.

Foram comparadas equações para estimar a biomassa aérea total (BAT), biomassa do fuste (BF) e biomassa da copa (BC), relacionadas com as variáveis DAP, HC ou HT, e DB em diferentes abordagens da regressão, como:

- Modelos de efeitos fixos (linear e não linear):

$$\ln(y_i) = \beta_0 + \beta_1 \ln(X_{1i}) + \dots + \beta_p \ln(X_{ni}) + \varepsilon \quad (3.6)$$

$$y_i = \beta_0 (X_{1i})^{\beta_1} \dots (X_{ni})^{\beta_p} + \varepsilon \quad (3.7)$$

$$h_\lambda(y_i) = h_\lambda(\beta_0 (X_{1i})^{\beta_1} \dots (X_{ni})^{\beta_p}) + \varepsilon \quad (3.8)$$

Onde y_i representa a BAT, BF ou BC

β_p os coeficientes da equação

X_{ni} as variáveis DAP, DB ou Altura (HT para BAT e BC, HC para BF)

h_λ representa o λ obtido pela transformação BOX-COX (BOX, COX, 1964) com uso do pacote nrlwr (RITZ; STREIBIG, 2008) do software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012). Quando o lambda obtido foi zero, o modelo não linear não foi testado por se tratar da mesma transformação que os modelos lineares.

ε é o erro residual ($\sim N(0, \sigma^2)$)

- Modelos de efeitos mistos (fixos e aleatórios) linear e não linear:

$$\ln(y_i) = (\beta_0 + b_0) + \beta_1 \ln(X_{1i}) + \dots + \beta_p \ln(X_{ni}) + \varepsilon \quad (3.9)$$

$$y_i = (\beta_0 + b_{0ij}) (X_{1i})^{\beta_1} \dots (X_{ni})^{\beta_p} + \varepsilon \quad (3.10)$$

$$h_\lambda(y_i) = h_\lambda(\beta_0 + b_{0ij}) (X_{1i})^{\beta_1} \dots (X_{ni})^{\beta_p} + \varepsilon \quad (3.11)$$

Onde y_i representa a BAT, BF ou BC,

β_p os coeficientes da equação,

X_{mi} as variáveis DAP, DB ou Altura (HT para BAT e BC e HC para BF),

h_2 representa o λ obtido pela transformação BOX-COX (BOX, COX, 1964) usado no modelo não linear de efeitos fixos (3.3),

b_{0ij} é o efeito aleatório para cada espécie j , com $b_j \sim N(0, \sigma_1^2)$

ε é o erro residual ($\sim N(0, \sigma^2)$)

Os modelos 3.7 e 3.10 foram ajustados também segundo uma função de variância, obtendo os modelos 3.12 e 3.13 respectivamente, com a diferença que as observações foram estimadas assumindo em cada um dos modelos uma variância $Var(\varepsilon_{ij})$ como uma função da potencia do valor absoluto da covariável $Var(\varepsilon_{ij}) = \sigma^2 |v_{ij}|^{2\delta}$. O coeficiente δ foi calculado usando o construtor VarPower do pacote nlme.

Assim também, os modelos 3.14 e 3.15 foram obtidos pela modificação dos modelos 3.7 e 3.10 com uma função da potencia do valor absoluto da covariável para cada espécie $Var(\varepsilon_{ij}) = \sigma^2 |v_{ij}|^{2\delta_{ij}}$. Nas equações 3.12-3.15 foi usado o DAP como covariável da potencia.

Finalmente, foram testados os modelos lineares na escala original de efeitos fixos e de efeitos mistos com uma função de variância, como nos modelos não lineares, construindo uma função de variância total e para cada grupo estudado (os modelos 3.16 e 3.17 representaram o modelo linear de efeitos fixos com as funções de variância e os modelos 3.18 e 3.19 representaram um modelo linear de efeitos mistos com a função de variância geral e para cada espécie). Assim como nos modelos não lineares, a função escolhida foi uma função de potencia ajustada pelo construtor VarPower do pacote nlme.

Os modelos lineares transformados foram convertidos para sua expressão não linear e corrigidos segundo Baskerville (1972). Os modelos não lineares transformados foram transformados na sua escala original segundo: $(\lambda * Y_{trans} + 1)^{(1/\lambda)}$, onde λ é o valor obtido pelas transformações Box-Cox e Y_{trans} são os valores transformados da biomassa, obtidos pela regressão.

Os resíduos dos modelos fixos (lineares e não lineares) foram analisados graficamente para homogeneidade da variância e normalidade, sendo descartados todos os modelos que não apresentavam os pressupostos da análise (KUTNER et al., 2004, RITZ; STREIBIG, 2008).

Nos modelos de efeitos mistos foram checados os pressupostos para esses modelos para os resíduos e para os efeitos aleatórios de forma gráfica (PINHEIRO; BATES, 2000) e descartados os modelos que não cumpriram com os pressupostos da análise.

3.2.4 Seleção de modelos

Foi usado o Critério de Informação de Akaike (BURNHAM; ANDERSON, 2010):

$$AIC = -2\log(\mathcal{L}(\hat{\theta}|y)) + 2K \quad (3.20)$$

Onde $\mathcal{L}(\hat{\theta}|y)$ é o valor numérico do ponto de máxima verossimilhança,

K é o numero de parâmetros.

Segundo os autores, é a diferença do AIC (Δi) a que permite escolher o melhor modelo dentre o conjunto de modelos ajustados, sendo essa diferença calculada pela diferença entre o modelo e o menor AIC dos modelos ($\Delta i = AIC_i - AIC_{min}$). Quando essa diferença se encontra entre 0-2, existe suficiente suporte para apontar que os modelos são iguais, uma diferença entre 4-7 indica menor suporte, enquanto que uma diferença >10 pode indicar que os modelos são diferentes. O modelo a escolher será o de menor AIC.

Outro índice que foi usado para comparar os modelos com variáveis resposta diferentes foi o Índice de Furnival (FI) (PARRESOL, 1999):

$$FI = [f'(Y)]^{-1}RMSE \quad (3.21)$$

Onde $f'(Y)$ é a derivada da variável dependente respeito a y ,

RMSE é a raiz quadrada média do erro,

[] significam a média geométrica.

O FI se reduz à estimativa do erro padrão em relação à curva quando a variável é a biomassa, mas quando a variável é alguma função da biomassa, o FI pode ser considerado com uma média do erro padrão transformado para as unidades de biomassa (FURNIVAL, 1961). Valores elevados do FI indicam um ajuste pobre do modelo e vice-versa.

3.2.5 Inventário florestal

Depois de selecionar os melhores modelos para estimativas de biomassa aérea florestal, eles foram aplicados no inventário florestal realizado na fazenda.

O inventário florestal foi realizado locando 30 parcelas nos remanescentes florestais da fazenda Três Lagoas. Maiores detalhes da metodologia empregada no inventário florestal podem ser consultados no item 1.3.1 deste trabalho.

Assim, são apresentadas as estimativas de biomassa aérea total estocada na área de estudo.

3.3 Resultados

Foram coletadas aleatoriamente para este estudo 66 árvores, das 11 espécies escolhidas. A distribuição diamétrica desses dados por classe de diâmetro é apresentada na Tabela 3.1.

Tabela 3.1 – Classes de diâmetro das árvores amostradas na Fazenda Três Lagoas

Classe de diâmetro (cm)	Número de árvores	(%)
5-9,9	17	25,76
10-14,9	21	31,82
15-19,9	13	19,70
20-24,9	9	13,64
25-29,9	3	4,55
> 30	3	4,55
TOTAL	66	100

A árvore de maior diâmetro coletada pertence à espécie *Copaifera langsdorffii* (34,9 cm). A árvore de menor diâmetro pertence à espécie *Qualea cordifolia* (5,00 cm) (Tabela 3.2). Ao comparar o diâmetro médio, a espécie *Qualea cordifolia* apresenta o menor diâmetro

médio e a espécie *Ocotea corymbosa* o maior diâmetro médio. A distribuição diamétrica é uma ferramenta importante no manejo dos recursos florestais, já que a interpretação pode afetar decisões silviculturais, e também é uma variável usada para modelos de crescimento (ROBINSON, HAMANN, 2011), assim, foi apresentada na Figura 1.7 a distribuição diamétrica das espécies estudadas.

Tabela 3.2 – Distribuição diamétrica das espécies florestais amostradas na Fazenda Três Lagoas

Espécie	DAP (cm)		
	Mín.	Máx.	Média
<i>Amaioua intermedia</i>	7,80	13,20	10,68
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>	9,80	24,60	16,07
<i>Casearia sylvestris</i>	5,60	16,20	11,18
<i>Copaifera langsdorffii</i>	7,10	34,90	20,73
<i>Maprounea guianensis</i>	6,10	25,40	17,30
<i>Myrcia bella</i>	6,40	18,50	12,70
<i>Ocotea corymbosa</i>	7,60	32,25	21,32
<i>Pera glabrata</i>	8,20	23,60	15,77
<i>Protium heptaphyllum</i>	8,20	20,40	15,10
<i>Qualea cordifolia</i>	5,00	13,40	9,60
<i>Tapirira guianensis</i>	8,00	31,80	19,02
Média geral	5,00	34,90	15,32

As espécies florestais nativas apresentaram uma média de 114,60 kg.arvore⁻¹ de biomassa total, distribuída na biomassa da copa e na biomassa do fuste (Figura 3.1). A biomassa do fuste representou 45,50% da biomassa total e a biomassa da copa representou 54,5% da biomassa total.

Quando estudada a altura total, a amplitude foi de 4 a 17,4 m (*Qualea cordifolia* e *Copaifera langsdorffii* respectivamente) sendo a espécie *Qualea cordifolia* a de menor altura total média e a espécie *Maprounea guianensis* a de maior altura total média (Tabela 3.3). A densidade básica da madeira teve uma amplitude de 0,37 a 0,65 g.cm⁻³ (*Myrcia bela* e *Protium heptaphyllum* respectivamente), sendo a espécie *Myrcia bella* a de menor densidade básica média e *Copaifera langsdorffii* a espécie com maior densidade básica média (Tabela 3.3).

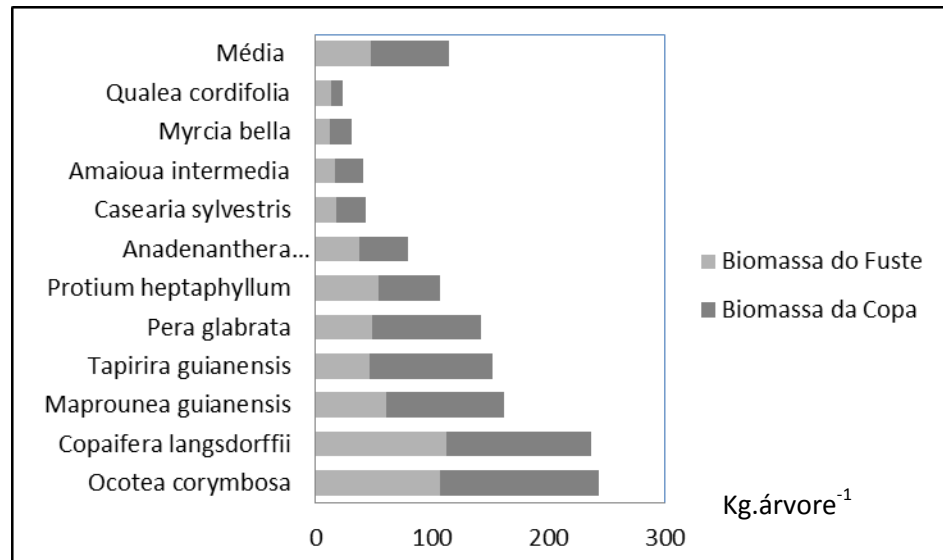


Figura 3.1 – Biomassa aérea total por espécie florestal e distribuição nos compartimentos biomassa do fuste e biomassa da copa

Tabela 3.3 - Altura total e Densidade básica das espécies florestais nativas

Espécie	Altura total (m)			Densidade básica (g.cm ⁻³)		
	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média
<i>Amaioua intermedia</i>	5,10	11,75	8,09	0,51	0,58	0,56
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>	6,70	11,95	9,80	0,48	0,62	0,57
<i>Casearia sylvestris</i>	7,20	9,30	8,56	0,45	0,63	0,57
<i>Copaifera langsdorffii</i>	6,57	17,40	11,75	0,54	0,63	0,60
<i>Maprounea guianensis</i>	8,50	13,90	12,13	0,44	0,51	0,49
<i>Myrcia bella</i>	4,61	8,80	6,43	0,37	0,48	0,41
<i>Ocotea corymbosa</i>	6,45	16,10	10,58	0,57	0,60	0,59
<i>Pera glabrata</i>	7,30	12,60	9,42	0,49	0,55	0,53
<i>Protium heptaphyllum</i>	8,55	13,30	10,80	0,50	0,65	0,53
<i>Qualea cordifolia</i>	4,00	9,91	7,27	0,43	0,51	0,47
<i>Tapirira guianensis</i>	6,50	12,70	9,48	0,42	0,54	0,46
Média geral	4,00	17,40	9,48	0,37	0,65	0,52

A continuação se apresentam os resultados dos modelos ajustados para biomassa aérea total, biomassa do fuste e biomassa da copa.

3.3.1 Modelos para biomassa florestal total

Assim como no DAP e altura total, a espécie que apresentou a maior biomassa aérea foi *Copaifera langsdorffii* (610,80 kg) e a espécie com menos biomassa aérea média total foi *Qualea cordifolia* (3,62 kg), o que representa uma alta variabilidade entre as espécies. Existe também uma ampla variabilidade dentro de cada espécie (Tabela 3.4).

A Figura 3.2 apresenta a relação existente entre o DAP e a biomassa total, mostrando uma relação exponencial entre as variáveis, comportamento comum esperado da biomassa aérea florestal.

Tabela 3.4 - Biomassa aérea total das espécies florestais

Espécie	Biomassa (kg.árvore ⁻¹)		
	Mín.	Máx.	Média
<i>Amaioua intermedia</i>	16,00	94,78	41,19
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>	20,90	163,90	78,97
<i>Casearia sylvestris</i>	9,04	92,82	43,29
<i>Copaifera langsdorffii</i>	16,80	610,80	236,50
<i>Maprounea guianensis</i>	9,02	338,70	161,70
<i>Myrcia bella</i>	4,81	68,87	31,40
<i>Ocotea corymbosa</i>	15,71	542,50	243,70
<i>Pera glabrata</i>	22,24	307,20	141,60
<i>Protium heptaphyllum</i>	25,65	194,60	107,10
<i>Qualea cordifolia</i>	3,62	52,280	22,78
<i>Tapirira guianensis</i>	15,97	402,30	152,40
Média geral	3,62	610,80	114,60

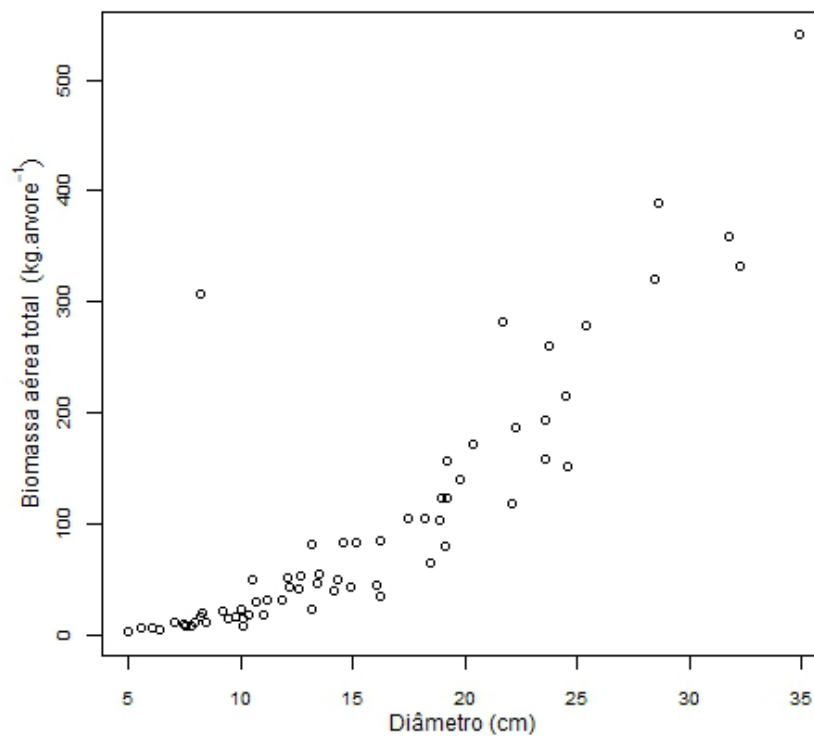


Figura 3.2 - Relação da biomassa aérea total e o diâmetro das espécies florestais nativas estudadas

Ao ajustar os modelos, foram descartados todos os modelos que não apresentaram um bom comportamento do resíduo, sendo o principal problema a heterocedasticidade (exemplo apresentado no ANEXO C).

Os modelos lineares e não lineares de efeitos fixos e mistos com função de variância para cada espécie melhoraram significativamente o comportamento dos resíduos (exemplo apresentado no ANEXO C), porém ainda apresentam problemas de heterocedasticidade, em todas as variáveis DAP, HT e DB.

O modelo linear transformado de efeitos mistos com as variáveis DAP e HT apresentou um AIC de 18,09 e FI de 13,57, porém, graficamente os resíduos ainda apresentaram heterocedasticidade (Figura 3.3). Obteve-se um comportamento similar do modelo com as variáveis DAP, HT e DB, sendo o FI de 15,61.

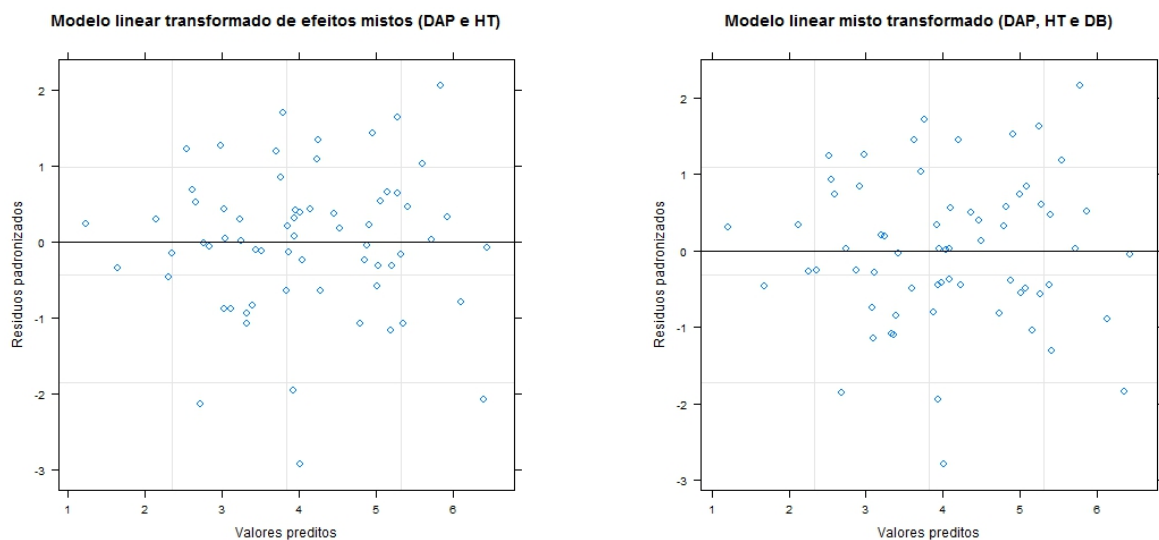


Figura 3.3 - Resíduos padronizados dos modelos lineares de efeitos mistos para biomassa total usando duas e três variáveis (DAP, HT e DB)

Os modelos não lineares foram transformados com o lambda recomendado pelo pacote nrlwr, sendo no modelo com DAP o lambda de 0,1. Neste modelo, o intervalo de confiança das transformações Box-Cox incluía o zero (transformação logarítmica). Pode-se apreciar que ao aumentar o número de variáveis, os modelos não lineares transformados não conseguiram um bom comportamento do resíduo, devido à transformação realizada, sendo o lambda recomendado no modelo com DAP e HT de 0,3 e o modelo com as três variáveis um lambda

de -0,3, sendo que nesses últimos modelos, o intervalo de confiança da transformação não incluiu a transformação logarítmica.

Assim, numa primeira etapa foram escolhidos os modelos transformados lineares e não lineares de efeitos fixos e mistos por apresentar um bom comportamento do resíduo para a variável DAP (Figura 3.4). Quando usadas as variáveis HT e Densidade, o modelo linear transformado apresentou também um bom comportamento do resíduo (Figura 3.4).

Apresenta-se na Tabela 3.5 o AIC desses modelos. Nos modelos transformados com logaritmo, o melhor modelo é o modelo linear misto com uma variável explanatória (DAP) (AIC=27,45), sendo estatisticamente igual ao modelo linear transformado de efeitos fixos com três variáveis (AIC=28,26). O Índice de Furnival é menor também para o modelo linear misto transformado.

Ao comparar os modelos transformados com $\lambda=0,1$, o melhor modelo foi o modelo não linear de efeitos mistos (AIC=-216,70). O Índice de Furnival deste modelo é o menor de todos os modelos (1,43).

Apresentam-se na Tabela 3.6 os coeficientes do modelo linear transformado misto e do modelo não linear transformado misto para a variável DAP e o modelo linear de efeitos fixos para as três variáveis usadas nos modelos.

Apresenta-se na Figura 3.5 o ajuste dos modelos com as diferentes variáveis de estudo. Pode-se verificar graficamente que o modelo com uma variável (DAP) apresenta um crescimento exponencial menor quando comparado aos modelos com HT e DB.

Na Figura 3.6 se pode verificar o ajuste do modelo linear misto e na Figura 3.7 o ajuste do modelo não linear misto, com o efeito fixo e os efeitos aleatórios das espécies.

Ao aplicar os modelos escolhidos no inventário florestal realizado para cálculo da biomassa aérea total, pode-se verificar que o menor valor foi o apresentado pelo modelo 3.22 (125,52 Mg.ha⁻¹), seguido do modelo 3.23 (132.70 Mg.ha⁻¹), o que representa uma diferença de 5,72%. Segundo Burger e Delitti (2008), uma floresta secundária e florestas perturbadas tem menos de 200 Mg.ha⁻¹ e em casos de muita perturbação, menos de 100 Mg.ha⁻¹.

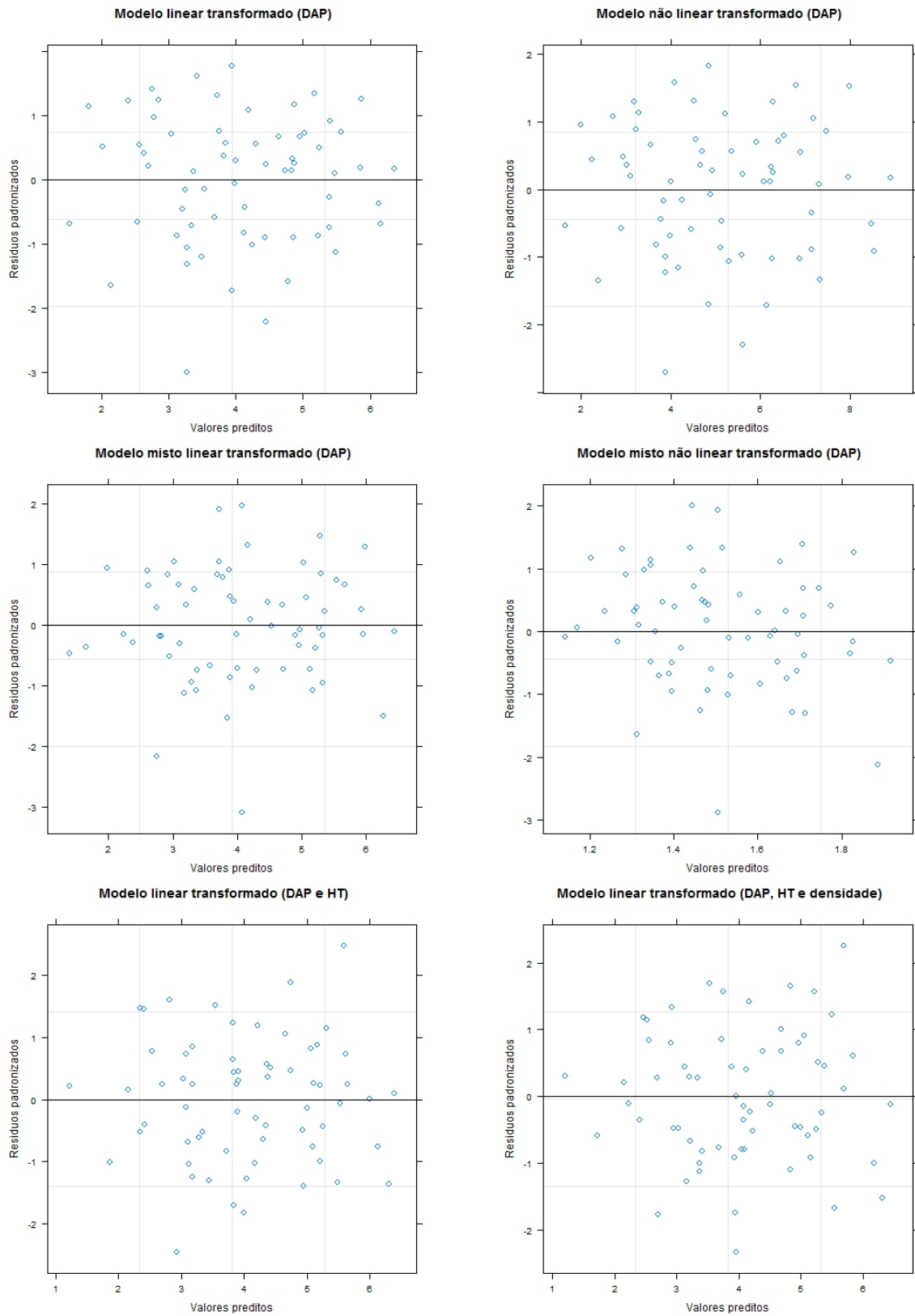


Figura 3.4 – Comportamento dos resíduos padronizados dos modelos para biomassa aérea total (variáveis DAP, HT e DB)

Tabela 3.5 - Índice de Furnival (FI) e Critério de Akaike (AIC) dos modelos para biomassa aérea total

Modelo	Variável	AIC	FI
Linear de efeitos fixos ($\lambda=0$)	DAP	50,10	21,03
Linear misto ($\lambda=0$)	DAP	27,45	14,29
Linear de efeitos fixos ($\lambda=0$)	DAP e HT	35,90	17,32
Linear de efeitos fixos ($\lambda=0$)	DAP, HT, DB	28,26	15,97
Não linear de efeitos fixos ($\lambda=0,1$)	DAP	100,07	19,81
Não linear misto ($\lambda=0,1$)	DAP	-216,70	1,43

Tabela 3.6 - Coeficientes dos modelos selecionados para estimativa da biomassa aérea total

Modelo	Espécie	Aleatório (b_0)
(3.22) $y = \exp(-2,265242 + 2,406563 \cdot \log(DAP))$	<i>Amaioua</i>	0,1372971
	<i>Anadenanthera</i>	-0,1161399
	<i>Casearia</i>	0,0961457
	<i>Copaifera</i>	0,1572146
	<i>Maprounea</i>	0,1482436
	<i>Myrcia</i>	-0,5466214
	<i>Ocotea</i>	0,1824423
	<i>Pera</i>	-0,0130096
	<i>Protium</i>	0,2879955
	<i>Qualea</i>	-0,2099762
(3.23) $y = 0,0714474 * DAP^{2,5501742}$	<i>Tapirira</i>	-0,1235916
	<i>Amaioua</i>	0,011101776
	<i>Anadenanthera</i>	-0,009514279
	<i>Casearia</i>	0,006958285
	<i>Copaifera</i>	0,006405386
	<i>Maprounea</i>	0,009975334
	<i>Myrcia</i>	-0,029954122
	<i>Ocotea</i>	0,009952301
	<i>Pera</i>	-0,003318687
	<i>Protium</i>	0,018399062
(3.24) $y = \exp(-2,3082381 + 1,9870303 \cdot \log(DAP) + 0,7963210 \cdot \log(HT) + 0,9296623 \cdot \log(DB))$	<i>Qualea</i>	-0,009771367
	<i>Tapirira</i>	-0,010233690

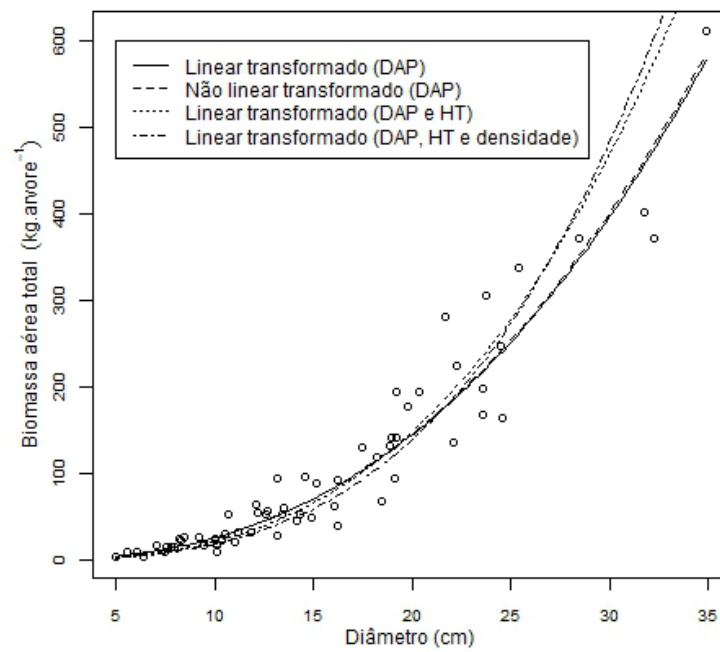


Figura 3.5 - Modelos lineares e não lineares de efeitos fixos (variáveis DAP, HT e DB)

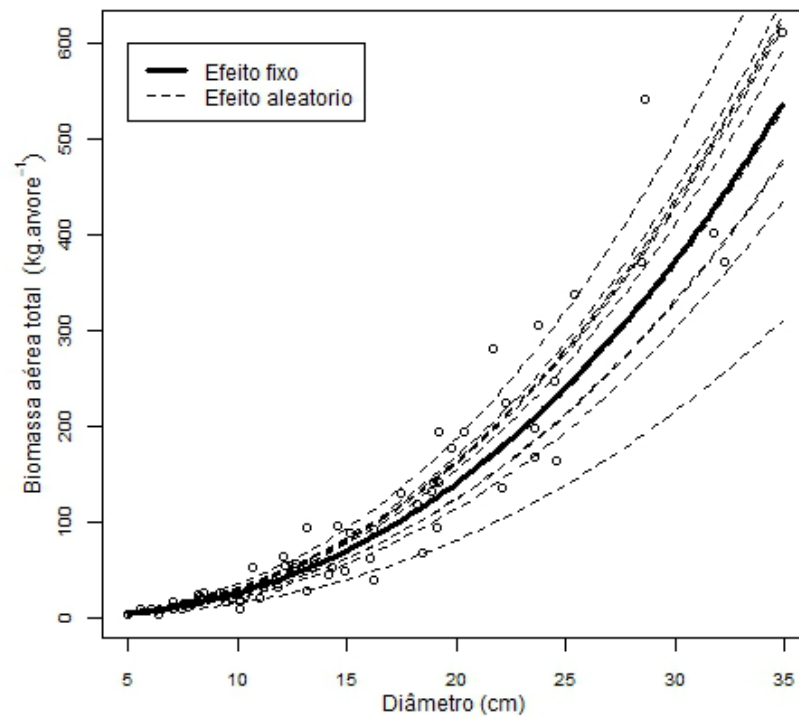


Figura 3.6 - Modelo linear transformado de efeitos mistos (variável DAP)

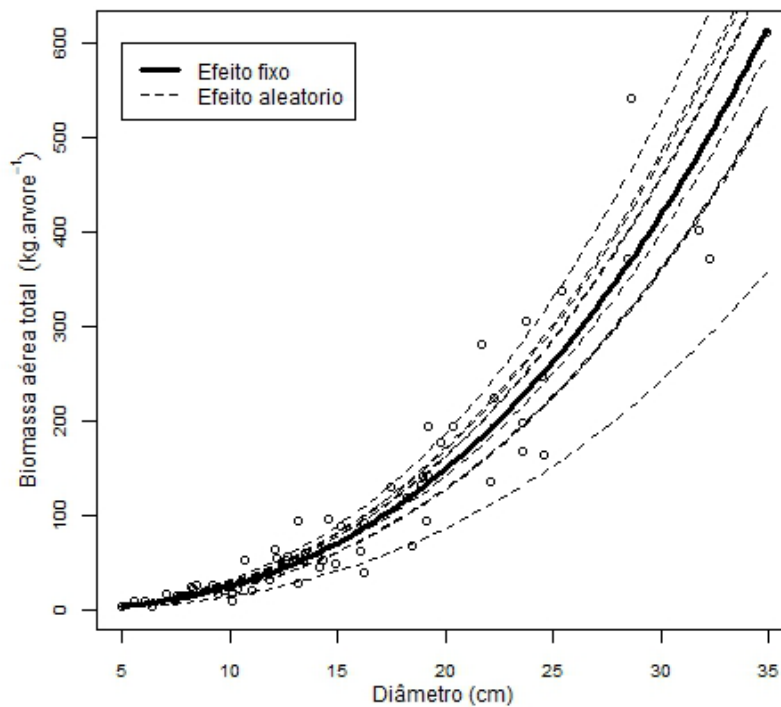


Figura 3.7 - Modelo não linear transformado de efeitos mistos (variável DAP)

O modelo 3.24 apresentou-se como um modelo similar ao modelo 3.22 ao comparar o AIC, porém, nos inventários florestais não é sempre possível determinar a densidade básica de todas as espécies, que é a variável deste modelo. Assim, optou-se por usar a densidade básica média do estudo ($0,52 \text{ g.cm}^{-3}$) e a densidade básica média da floresta tropical ($0,6 \text{ g.cm}^{-3}$) do estudo realizado por Reyes et al. (1992) nas espécies nas quais não foi realizada a amostragem destrutiva. Quando usada a densidade básica média do estudo, a biomassa aérea é de $156,71 \text{ Mg.ha}^{-1}$ e quando usada a densidade básica de $0,6$ o valor da biomassa aérea total é de $171,02 \text{ Mg.ha}^{-1}$, o que representa um aumento de $9,13\%$ de biomassa total por hectare.

Ao usar o modelo linear transformado com DAP e HT a biomassa total é de $171,55 \text{ Mg.ha}^{-1}$, valor similar ao encontrado pelo modelo 4.24 e densidade básica média da floresta tropical, e que representa um incremento de $36,67\%$ comparado ao modelo 3.22.

Os modelos mais conservadores no inventário florestal total, e os que apresentaram o menor AIC e FI no desenvolvimento das equações, foram os modelos de efeitos mistos, mostrando a melhora que o efeito aleatório incluiu nas estimativas. No inventário florestal da área, dos 1220 indivíduos coletados, 399 indivíduos se agrupam dentre as espécies selecionadas para amostragem destrutiva, representando 33% do inventário florestal.

Finalmente, pode-se verificar que ao usar modelos de efeitos fixos em florestas tropicais com espécies mistas, a tendência desses modelos é de estimar valores mais elevados que quando usados os modelos de efeitos mistos.

3.3.2 Modelos para biomassa florestal do tronco

Apresenta-se na Tabela 3.7 a biomassa do fuste das espécies florestais. É possível verificar que a espécie *Qualea cordifolia* é a que apresenta a menor biomassa do tronco (2,16 kg.árv.⁻¹) e a espécie *Copaifera langsdorffii* a maior biomassa do tronco (289,90 kg.árv.⁻¹), sendo as mesmas espécies que apresentaram o menor e maior DAP e biomassa total, como mostrado anteriormente. A amplitude encontrada dentro de cada espécie também é um fator importante ao modelar a biomassa, pois *Myrcia bella* apresenta uma amplitude de 18,59 kg enquanto que *Ocotea corymbosa* apresenta uma amplitude de 276,85 kg, sendo a média da biomassa do fuste 47,97 kg.árv.⁻¹.

Como definido anteriormente, a biomassa do tronco é calculada até a altura comercial (5 cm de diâmetro) ou primeira bifurcação, sendo que nas espécies nativas estudadas isto chega a representar de 15,49% (*Ocotea corymbosa*) até 81,35% (*Qualea cordifolia*) em relação à biomassa aérea total. Todavia, é importante ressaltar que em média, a biomassa do tronco representou somente 45,50% da biomassa aérea total.

Tabela 3.7 - Biomassa do fuste das espécies florestais

Espécie	Biomassa do tronco (kg.árvore ⁻¹)			% em relação à biomassa total		
	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média
<i>Amaioua intermedia</i>	7,84	41,39	16,27	28,63	48,99	39,22
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>	12,40	65,29	37,58	26,93	49,12	66,08
<i>Casearia sylvestris</i>	4,73	32,73	17,93	27,90	60,33	47,20
<i>Copaifera langsdorffii</i>	6,29	289,90	112,90	37,43	57,17	44,00
<i>Maprounea guianensis</i>	5,25	112,90	60,59	22,32	71,61	48,68
<i>Myrcia bella</i>	2,71	21,30	12,66	30,69	69,60	46,63
<i>Ocotea corymbosa</i>	5,05	281,90	106,50	15,49	75,63	43,56
<i>Pera glabrata</i>	12,08	71,48	49,00	21,24	59,70	40,63
<i>Protium heptaphyllum</i>	16,60	113,20	54,46	35,46	64,71	51,25
<i>Qualea cordifolia</i>	2,16	26,40	13,22	40,62	81,35	61,14
<i>Tapirira guianensis</i>	3,29	104,00	46,46	20,61	40,94	29,07
Média geral	2,16	289,90	47,97	15,49	81,35	45,50

Na Figura 3.8 apresenta-se a relação existente entre o DAP e a biomassa do fuste, que como pode ser apreciado, mantém uma relação exponencial.

É importante apontar que a biomassa do fuste está relacionada à altura comercial da árvore, e que modelos florestais para biomassa de fuste podem apresentar melhores estimativas quando usada a altura comercial (LACERDA et al., 2009). Na Tabela 3.8 pode-se verificar que a altura comercial não chega a representar 50% da altura total nas espécies de florestas nativas estudadas, representando em média 42,8% (4,14 m), com uma amplitude que vai do 18,8% (1,34 m) na *Tapirira guianensis* até 76,12% da altura total na *Anadenanthera peregrina var. falcata* (7,97 m). Unicamente a espécie *Protium heptaphyllum* apresentou uma média superior a 50% da altura total.

Assim como na biomassa aérea total, a heterocedasticidade esteve presente na análise de resíduos, e alguns modelos contornaram esse problema: o modelo linear transformado de efeitos fixos e o modelo não linear transformado de efeitos fixos com a variável DAP (Figura 3.9).

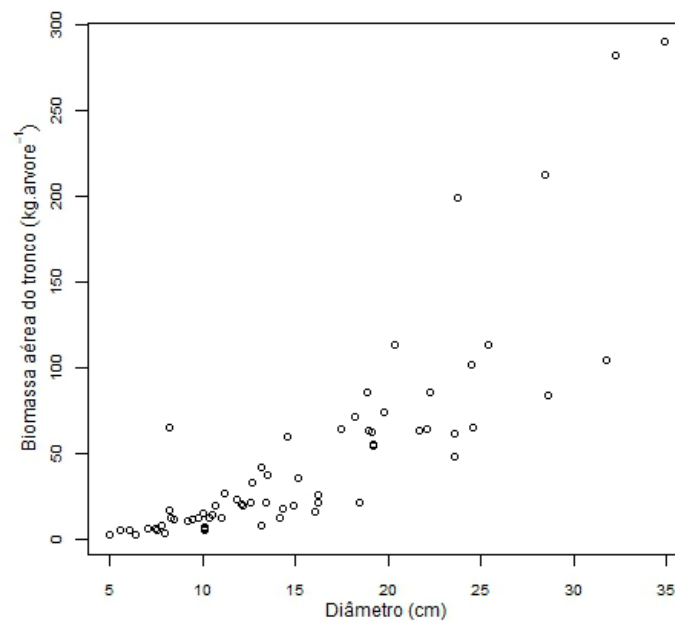


Figura 3.8 - Relação da biomassa do tronco e DAP

Tabela 3.8 – Altura comercial e relação percentual com a altura total das espécies florestais nativas

Espécie	Altura comercial (m)			% em relação à altura total		
	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média
<i>Amaioua intermedia</i>	1,90	6,00	3,39	24,05	66,08	42,98
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>	1,80	7,97	4,41	25,00	76,12	45,77
<i>Casearia sylvestris</i>	1,90	5,30	3,42	21,11	56,99	39,47
<i>Copaifera langsdorffii</i>	2,50	8,35	4,99	33,95	47,99	41,63
<i>Maprounea guianensis</i>	2,90	8,20	5,10	22,14	58,99	42,12
<i>Myrcia bella</i>	1,72	4,30	2,86	26,22	64,18	46,26
<i>Ocotea corymbosa</i>	2,00	11,49	5,39	28,88	71,37	45,62
<i>Pera glabrata</i>	2,10	3,23	5,17	28,57	41,03	33,49
<i>Protium heptaphyllum</i>	3,15	8,10	6,20	36,84	67,80	56,14
<i>Qualea cordifolia</i>	1,56	7,00	3,68	35,80	70,64	49,06
<i>Tapirira guianensis</i>	1,34	5,05	2,87	18,80	41,66	25,15
Média geral	1,34	11,49	4,14	18,80	76,12	42,80

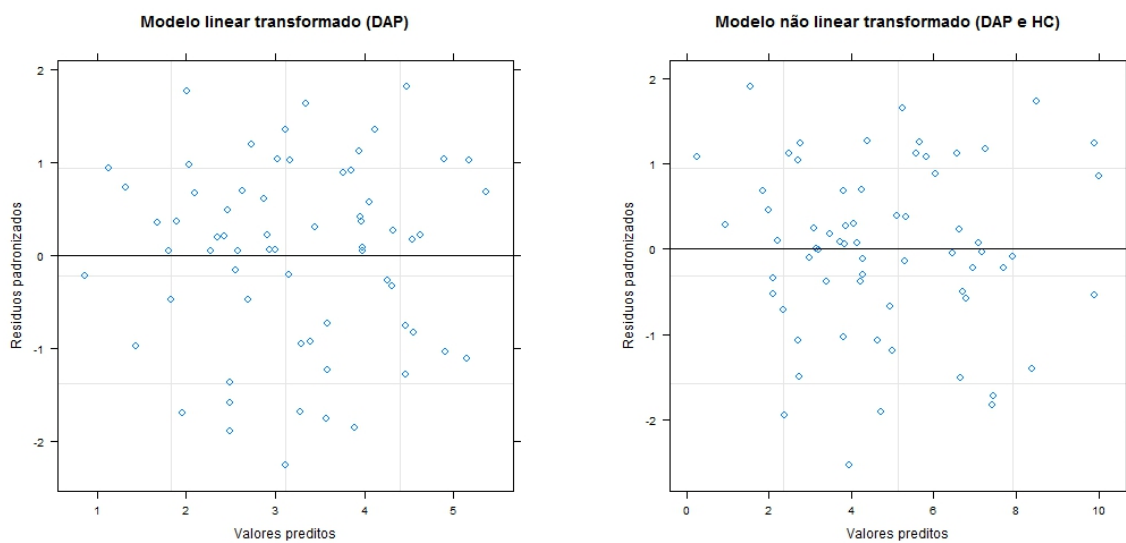


Figura 3.9 - Resíduos padronizados dos modelos para biomassa do fuste (variáveis DAP e DAP e HC)

Alguns modelos apresentam maior dispersão de dados na análise de resíduos, mesmo após de retirar os valores extremos, porém, mantiveram homocedasticidade, como os modelos: Linear transformado de efeitos mistos (DAP); linear transformado de efeitos fixos e linear e não linear de efeitos mistos (DAP e HC); os modelos linear e não linear de efeitos fixos e linear de efeitos mistos com as variáveis DAP, HC e DB (Figura 3.10).

Assim como na biomassa aérea total, os modelos com função de variância (lineares e não lineares) para cada espécie melhoraram o comportamento dos resíduos, porém ainda verificam-se problemas de heterocedasticidade (ANEXO D) com todas as variáveis.

O lambda estimado dos modelos não lineares transformados foi zero para a variável DAP, o que corresponde à transformação logarítmica, que é a transformação usada nos modelos lineares, motivo pelo qual os modelos não lineares transformados apresentam resultados iguais aos modelos lineares transformados. Portanto, por razões práticas se optou por apresentar os resultados dos modelos lineares tanto nos efeitos fixos quanto nos efeitos mistos.

O lambda dos modelos não lineares com as variáveis DAP e HC foi de 0,1 e dos modelos com as variáveis DAP, HC e DB foi de 0,2. O intervalo de confiança da transformação incluiu o zero, porém foi usado o lambda recomendado.

Apresenta-se na Tabela 3.9 o AIC e o FI dos modelos que apresentaram o melhor comportamento de resíduos. Quando comparados os modelos de efeitos fixos com os modelos de efeitos mistos (igual número de variáveis e transformação), os modelos mistos sempre melhoraram o AIC.

Quando comparados os modelos com transformação logarítmica, a diferença de AIC do modelo misto com 2 e 3 variáveis é de 8,57, considerando que existe uma evidência moderada para determinar que os modelos são iguais. Assim, o melhor modelo de transformação logarítmica é o modelo de efeitos mistos com a variável DAP e HC.

Comparando o FI, o melhor modelo é o modelo não linear de efeitos mistos com as variáveis DAP e HC (FI=0,08), seguido dos dois modelos mistos com duas e três variáveis.

O problema de trabalhar com modelos que incluam HC como variável é que esta não é de fácil medição em campo, e poucos inventários florestais têm essa variável na base de dados. No caso específico deste estudo, não foi possível medir a HC nas parcelas de inventário florestal, já que a copa das árvores em pé não permite medir a altura comercial.

Assim, para a estimativa da biomassa do fuste por hectare, foi usado o modelo de efeitos mistos somente com a variável DAP (Tabela 3.10).

A biomassa do fuste é de 52,82 Mg.ha⁻¹ o que representa o 42% da biomassa florestal total (estimada pelo modelo de efeitos mistos com a variável DAP). A biomassa do fuste representou 45,5% da biomassa total quando foi considerada só a amostragem destrutiva.

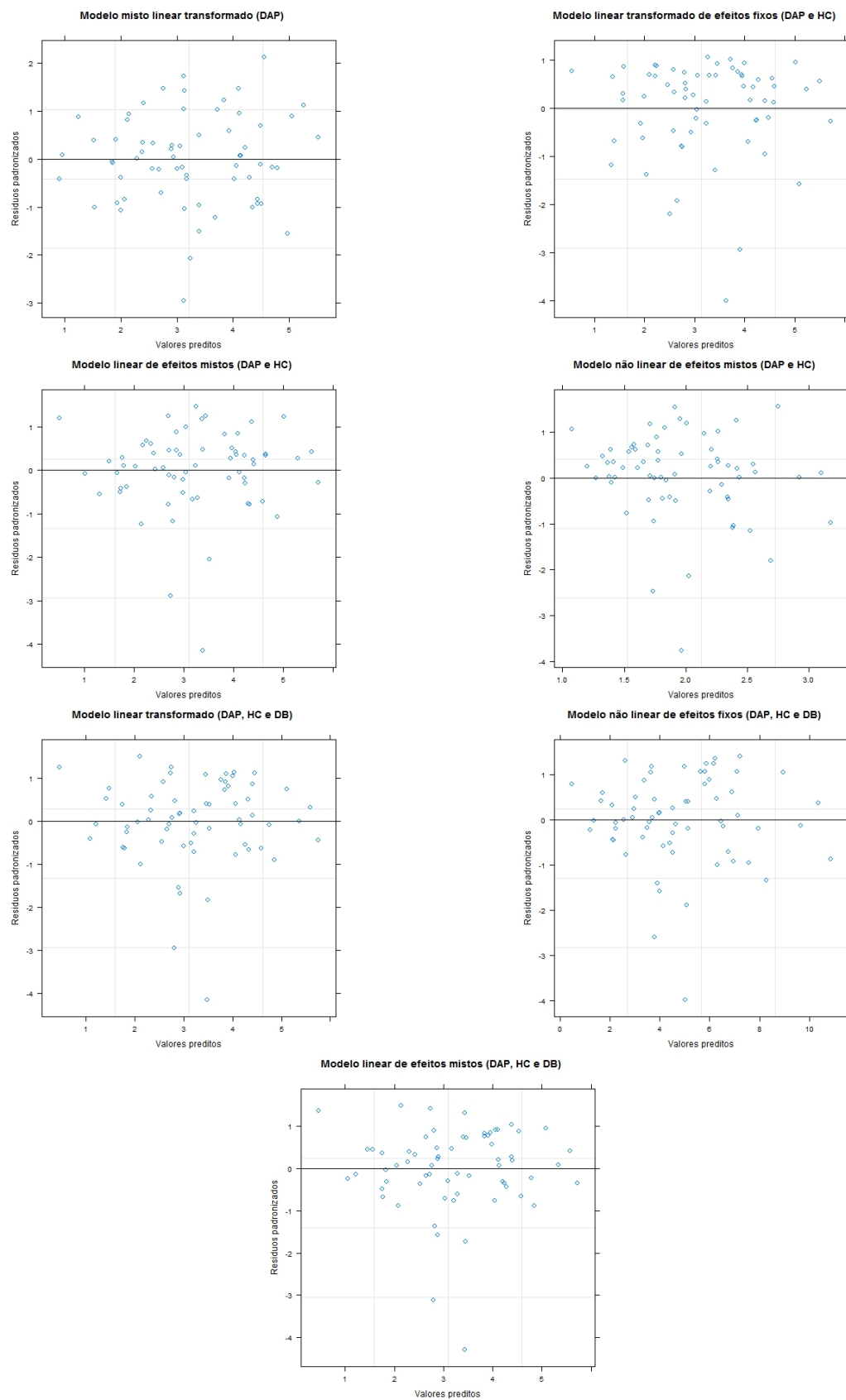


Figura 3.10 – Comportamento dos resíduos padronizados dos modelos para biomassa do fuste (variáveis DAP, HT e DB)

Tabela 3.9 – Critério de Akaike (AIC) e Índice de Furnival (FI) dos modelos para biomassa do fuste

Modelo	Variável	AIC	Furnival
Linear de efeitos fixos ($\lambda=0$)	DAP	84,89	12,39
Linear de efeitos mistos ($\lambda=0$)	DAP	72,27	9,36
Linear de efeitos fixos ($\lambda=0$)	DAP e HC	38,98	7,58
Linear de efeitos mistos ($\lambda=0$)	DAP e HC	-12,12	4,49
Linear de efeitos fixos ($\lambda=0$)	DAP, HC e DB	6,80	6,14
Linear de efeitos mistos ($\lambda=0$)	DAP e HC e DB	-20,69	4,48
Não linear de efeitos fixos ($\lambda=0,1$)	DAP e HC	68,33	5,24
Não linear de efeitos mistos ($\lambda=0,1$)	DAP e HC	-269,05	0,08
Não linear de efeitos fixos ($\lambda=0,2$)	DAP e HC e DB	88,84	8,41

Tabela 3.10 - Coeficientes do modelo selecionado para estimativa da biomassa do fuste

Modelo	Espécie	Aleatório (b_0)
(3.25) $y = \exp(-2,798024 + 2,290807 \cdot \log(DAP))$	<i>Amaioua</i>	0.010242047
	<i>Anadenanthera</i>	-0.034399091
	<i>Casearia</i>	0.098932801
	<i>Copaifera</i>	0.172574818
	<i>Maprounea</i>	0.178567028
	<i>Myrcia</i>	-0.490356349
	<i>Ocotea</i>	0.091017696
	<i>Pera</i>	-0.004335166
	<i>Protium</i>	0.378370036
	<i>Qualea</i>	0.025296660
	<i>Tapirira</i>	-0.425910481

3.3.3 Modelos para biomassa florestal da copa

A biomassa da copa foi em média de 66,63 kg.ár^v⁻¹. A espécie com menor biomassa de copa foi *Qualea cordifolia* (1,46 kg.ár^v⁻¹) e a espécie com maior biomassa de copa foi *Ocotea corymbosa* (458,50 kg.ár^v⁻¹). A variabilidade existente entre as espécies foi elevada, já que ao compararmos as médias podem-se encontrar valores entre 9,56 e 137,20 kg.ár^v⁻¹ de biomassa de copa (Tabela 3.11).

A Tabela 3.11 apresenta também a percentagem que representa a biomassa de copa quando comparado com a biomassa aérea total, sendo que em média a biomassa da copa representa 54,50% da biomassa total, com uma amplitude que vai de 18,65 a 84,51%.

Tabela 3.11 - Biomassa da copa das espécies florestais

Espécie	Biomassa da copa (kg.árvore ⁻¹)			% em relação à biomassa total		
	Mín.	Máx.	Média	Mín.	Máx.	Média
<i>Amaioua intermedia</i>	8,16	53,40	24,93	51,01	71,37	60,78
<i>Anadenanthera peregrina var. falcata</i>	8,50	98,63	41,39	33,92	73,07	50,88
<i>Casearia sylvestris</i>	4,31	66,92	25,36	39,67	72,10	52,80
<i>Copaifera langsdorffii</i>	10,51	321,00	123,60	42,83	62,57	56,00
<i>Maprounea guianensis</i>	3,78	225,80	101,10	28,39	77,68	51,32
<i>Myrcia bella</i>	2,10	47,57	18,74	30,40	69,31	53,37
<i>Ocotea corymbosa</i>	10,67	458,50	137,20	24,37	84,51	56,44
<i>Pera glabrata</i>	10,16	242,00	92,60	40,30	78,76	59,37
<i>Protium heptaphyllum</i>	9,05	88,02	52,64	35,29	64,54	48,75
<i>Qualea cordifolia</i>	1,46	31,04	9,56	18,65	59,38	38,86
<i>Tapirira guianensis</i>	12,43	298,30	105,90	59,06	79,39	70,93
Média geral	1,43	458,50	66,63	18,65	84,51	54,50

Na Figura 3.11 se apresenta a relação existente entre o DAP e a biomassa da copa. Assim como na biomassa total e biomassa do fuste, a biomassa da copa apresenta uma relação exponencial com a variável DAP.

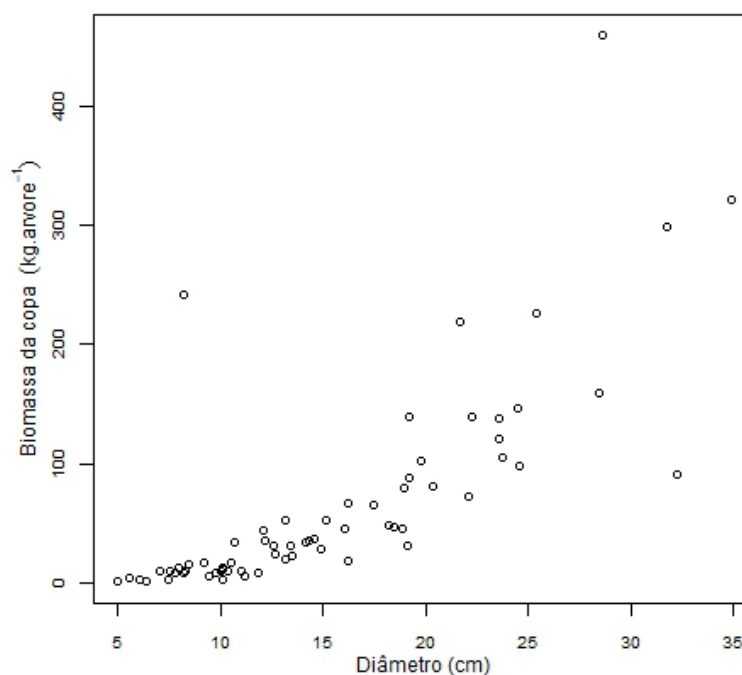


Figura 3.11 - Relação da biomassa da copa e do DAP

Depois de ajustar os modelos, foram descartados todos os modelos heterocedásticos (ANEXO E), e foram escolhidos os modelos com um bom comportamento do resíduo: o modelo linear transformado para DAP, DAP e HT e, DAP, HT e DB para efeitos fixos e mistos (Figura 3.12).

A transformação dos modelos não lineares não foi efetiva, melhorando o modelo inicial, porém ainda mantendo a heterocedasticidade. O lambda do modelo com DAP foi de 0,2, o do modelo com DAP e HT o lambda foi de 0,4 e do modelo com DAP, HT e DB o lambda foi de 0,6. Os intervalos de confiança não incluíram o zero em nenhum modelo.

Na Tabela 3.12 é apresentado o AIC e o FI dos modelos ajustados. Pode-se verificar que para a biomassa da copa todos os modelos são estatisticamente similares segundo o AIC, e o FI é menor no modelo que inclui as três variáveis (FI=16,5). Baseados no AIC o modelo 3.22 pode ser escolhido baseado na parcimônia do modelo e a facilidade de coleta da variável quando comparado aos outros modelos.

A diferença do AIC foi maior que 10 nos modelos com uma ou duas variáveis (10,84 e 10,36 respectivamente) entre os modelos de efeitos fixos e os modelos mistos. Nos modelos com 3 variáveis, o modelo de efeitos fixos e de efeitos mistos são iguais pela diferença do AIC. Assim, o melhor modelo é o modelo linear de efeitos mistos com uma variável que é igual ao modelo com duas variáveis. Na parte prática, o melhor modelo a usar é o modelo com a variável DAP, que também apresentam um FI baixo.

Apresentam-se na Tabela 3.13 os coeficientes do modelo escolhido (DAP).

A biomassa de copa é de $67,27 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$, o que corresponde a 59% da biomassa total. A biomassa da copa da amostragem destrutiva representou 54,5% da biomassa total.

Após a apresentação dos resultados da biomassa aérea total, biomassa do fuste e biomassa da copa, é possível verificar que existem características em comum, que são discutidas a continuação.

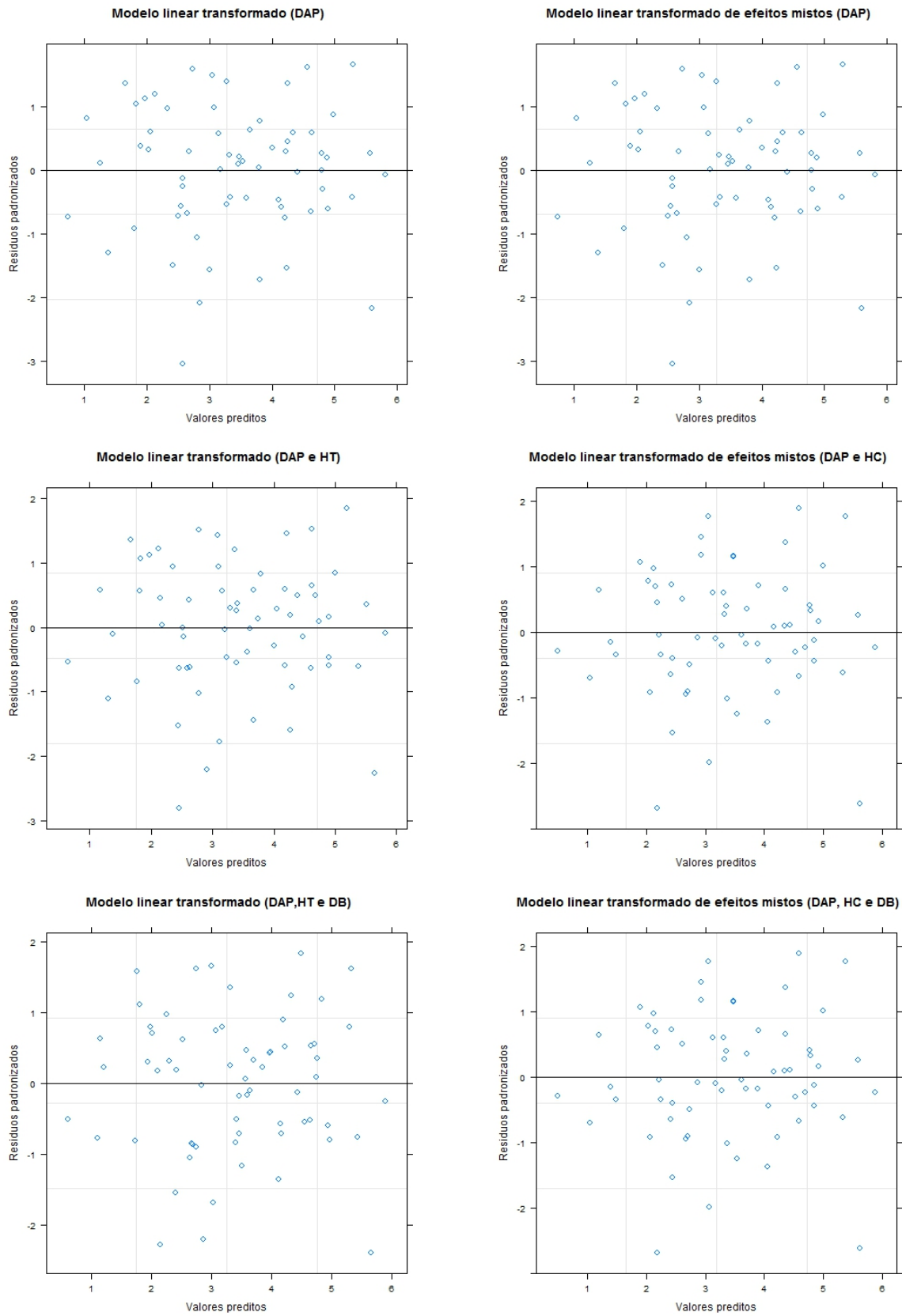


Figura 3.12 - Resíduos padronizados dos modelos para biomassa da copa (variáveis DAP, HT e DB)

Tabela 3.12 - Critério de Akaike (AIC) e Índice de Furnival (FI) dos modelos para biomassa da copa

Modelo	Variável	AIC	Furnival
Linear de efeitos fixos ($\lambda=0$)	DAP	105,40	17,34
Linear misto ($\lambda=0$)	DAP	94,56	14,19
Linear de efeitos fixos ($\lambda=0$)	DAP e HT	106,77	17,31
Linear misto ($\lambda=0$)	DAP e HT	96,41	14,04
Linear de efeitos fixos ($\lambda=0$)	DAP, HT, DB	102,50	16,50
Linear misto ($\lambda=0$)	DAP, HT, DB	96,55	14,50

Tabela 3.13 - Coeficientes do modelo para estimativa da biomassa da copa

Modelo	Espécie	Aleatório (b_0)
(3.26) $y = \exp(-3,181038 + 2,504496 \cdot \log(DAP))$	<i>Amaioua</i>	0.232246153
	<i>Anadenanthera</i>	-0.137445956
	<i>Casearia</i>	0.089686001
	<i>Copaifera</i>	0.153087618
	<i>Maprounea</i>	0.060334252
	<i>Myrcia</i>	-0.427155051
	<i>Ocotea</i>	0.126822425
	<i>Pera</i>	0.009032406
	<i>Protium</i>	0.165639772
	<i>Qualea</i>	-0.372628329
	<i>Tapirira</i>	0.100380709

Segundo Chave et al. (2004), os modelos para florestas tropicais usados deparam-se com três grandes defeitos: em primeiro lugar, são construídos a partir de amostras limitadas, muitas das equações publicadas foram baseadas em uma única floresta e com um número inferior a 50 árvores (considerando o número de árvores, a maior fonte de variação na calibração quando diferentes modelos são selecionados). Em segundo lugar, geralmente são aplicados para além do intervalo de diâmetros válidos, sendo que muitas das equações florestais têm falta de dados dos maiores diâmetros da floresta. Finalmente, poucas vezes consideram informação disponível a respeito da densidade da madeira, e é conhecido que o intervalo de densidades das florestas tropicais varia até cinco vezes mais.

O tamanho das amostras limitadas pode constituir se em um problema para a construção de equações alométricas, como pode ser observado nas regressões ponderadas, onde um dos problemas para não obter homocedasticidade poderia ser uma amostra menor que 100 indivíduos. Como indicado por Burger e Delitti (2008), os estudos destrutivos na

Floresta Atlântica estão sendo cada vez mais difíceis, pois a Floresta e suas áreas remanescentes estão convertendo se em áreas protegidas pela legislação. Todavia, o custo elevado de fazer amostragem destrutiva geralmente é uma limitante para aumentar o número de espécies ou de classes diamétricas a serem amostradas.

Pode-se verificar que em relação à densidade, quando os modelos fixos são usados, os modelos que usaram a DB foram iguais aos modelos que usaram somente duas variáveis como DAP e HT ou HC (para biomassa total e biomassa do fuste) o que demonstra que uma variável que incluí a variabilidade das espécies na área deve estar presente nos modelos. Na biomassa da copa não foi necessário incluir a DB nem HT, já que todos os modelos foram iguais. Mas esse critério pode depender da área específica do estudo, como o demonstra Lacerda et al. (2009) que desenvolveram modelos para biomassa total, de fuste e de galhada para espécies nativas utilizadas em áreas de restauração florestal no estado de São Paulo, e o modelo de equação que apresentou o melhor ajuste aos dados foi o que utiliza o DAP como variável independente, sendo que a inclusão da altura total ou da densidade básica acrescentou pouco na melhoria dos critérios de seleção empregados. Para Burger e Delitti (2008) que desenvolveram modelos para florestas secundárias no estado de São Paulo, o melhor modelo foi o modelo linear transformado com a variável DAP como variável independente, apresentando um comportamento similar ao modelo com DAP e HT.

Assim, como no estudo de Lacerda et al. (2009), quando usada a altura comercial nos modelos ajustados para a biomassa do fuste, o modelo foi melhor que o modelo que usava a altura total como variável independente, e neste caso, foi superior à equação que usa somente o DAP. Todavia, os modelos de predição da biomassa da galhada foi o que apresentou menor qualidade de ajuste devido à variação dos dados observados.

Para Cole e Ewel (2006), a medição da altura é mais trabalhosa para medir e pode não explicar a maior parte da variância do local onde os dados foram originados, porém, sua incorporação tem a vantagem de incrementar o potencial de aplicabilidade da equação para diferentes locais. Porém, para Vieira et al. (2008), a altura das árvores deveria ser considerada e realizada de forma precisa no campo, já que quantificando uma árvore só com DAP e com DAP e Altura e mudando a altura em um metro, o incremento pode ser de 5-7%, o que demanda um trabalho de campo que realize medidas precisas (o que é difícil de controlar no campo, e demanda muito tempo). Os modelos de altura requerem que a altura total (ou comercial) esteja disponível para todas as árvores, uma variável difícil de medir em

florestas com copa muito fechada, por isso, modelos com DAP devem ser preferidos. Como discutido anteriormente, nos modelos de biomassa total e de fuste, a altura foi uma variável importante a ser incluída nos modelos testados, porém é uma variável de difícil mensuração no campo, e muitas das vezes de pouca precisão em florestas tropicais, o que pode induzir a erros na amostragem realizada.

Para Kuyah et al. (2012) as equações que usam DAP apresentam viés baixos e devem ser sempre apresentadas pois são as formas mais simples e adequadas para determinar a biomassa na paisagem e proporcionam uma estimativa satisfatória da biomassa (viés <5%), porém, inclusões de outras variáveis explanatórias como altura, densidade da madeira e área da copa devem ser consideradas, já que elas sempre melhoram as estimativas.

A discussão de transformações e do seu uso prático se enfoca na interpretação, pois os pesquisadores não têm interesse em tomar decisões baseados num modelo que usa uma escala diferente, pois a ideia de retransformar para a escala original dos dados não é direta e deve ser usada com cautela (GURKA et al., 2005).

Santos et al. (2001), ajustaram equações para determinação de biomassa total e seus componentes para espécies da Amazônia usando equações lineares, log-lineares e não lineares, assim como modelos lineares ponderados, sendo que os modelos que produziram os melhores resultados para peso do tronco, peso da copa e peso total foram os modelos log-lineares apresentando resultados precisos e confiáveis.

Segundo Brown, Gillespie e Lugo (1989), a transformação logarítmica tem o potencial de corrigir a heterogeneidade da variância na biomassa. De acordo com Baskerville (1972), as equações logarítmicas são mais apropriadas para a estimativa da biomassa, já que apresentam a vantagem de reduzir a variância associada com o sucessivo aumento na altura da árvore (relação alométrica). Neste estudo, as equações transformadas com logaritmo solucionaram o problema de heterogeneidade da variância em todos os modelos empregados, o que nem sempre aconteceu com os modelos transformados com o lambda recomendado pelas transformações Box-Cox.

As transformações num modelo misto podem ser uma alternativa que não somente serve para os propósitos de melhorar as inferências dos efeitos fixos, se não também para validar as estimativas e inferências dos efeitos aleatórios, além de poderem ser muito úteis (GURKA et al., 2005).

Segundo (PINHEIRO; BATES, 2000) a grande flexibilidade dos modelos não lineares de efeitos mistos não vem sem custo, pois exigem algoritmos de estimação computacionalmente mais intensos e inferem resultados menos confiáveis. No ajuste de modelos não lineares de efeitos mistos uma das limitantes neste trabalho foi o emprego das transformações Box-Cox, pois o lambda empregado foi o valor recomendado para as regressões de efeitos fixos, e esses valores não nem sempre tiveram uma boa transformação.

3.4 Conclusões

Foram usados diferentes modelos para estimar a biomassa aérea total e dos componentes fuste e copa, por meio de regressões lineares e não lineares, usando efeitos fixos e aleatórios.

O principal problema da modelagem dos dados de biomassa é a heterogeneidade da variância dos resíduos, que eliminou todos os modelos nas escalas originais e modelos ponderados usando uma função de variância.

A transformação de ambos os lados da equação foi uma ferramenta prática que permitiu obter regressões que cumpriam com os pressupostos da regressão, com algumas exceções nos modelos não lineares onde a transformação não obteve bons resultados.

Os modelos de efeitos fixos são uma ferramenta clássica e bem estabelecida com recursos computacionais de maior acessibilidade.

Os modelos lineares de efeitos fixos são amplamente usados nas publicações da área, sendo que para biomassa total e do fuste o número de variáveis foi um fator importante e que influenciou na escolha do melhor modelo, já que o modelo com uma variável (DAP) foi um modelo inferior aos modelos com duas e três variáveis. Para modelar a biomassa da copa, os modelos foram iguais.

Os modelos não lineares de efeitos fixos vêm ganhando espaço recentemente. Para a biomassa do fuste foi possível encontrar um lambda que ao ser aplicado aos dados permitiu obter homogeneidade dos resíduos. Isso nem sempre acontece, sendo que na biomassa total só o modelo com uma variável (DAP) cumpriu com os pressupostos da análise, enquanto que na biomassa da copa nenhuma transformação foi efetiva. Nos casos onde a transformação não

obteve bons resultados, o intervalo de confiança não incluía transformações comumente usadas para biomassa (logaritmo).

A aplicação dos modelos mistos tem aumentado na área florestal, especialmente em modelos de crescimento. Geralmente, os modelos mistos obtiveram sempre o menor AIC quando comparados aos modelos fixos. Quando foram usados para estimar biomassa aérea total, os modelos mistos apresentaram a menor estimativa e quando aplicados ao inventário total eles apresentaram uma diferença de 36,67% em relação aos modelos tradicionais. Os modelos mistos sempre foram mais conservadores quando aplicados no inventário florestal.

O AIC e o FI foram dois critérios que permitiram selecionar os modelos, e que se complementaram, apresentando sempre resultados coerentes entre eles.

Nem sempre o melhor modelo pode ser aplicado no inventário florestal, visto que os custos de coleta de dados não permitem medir todas as variáveis no campo. Assim, os modelos escolhidos para estimativas de biomassa total, do fuste e de copa foram os modelos lineares transformados de efeitos mistos com uma variável (DAP).

Os modelos mais conservadores no inventário florestal total, e os que apresentaram o menor AIC e FI no desenvolvimento das equações, foram os modelos de efeitos mistos, mostrando a melhora que o efeito aleatório incluiu nas estimativas.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi desenvolvido durante o estagio na Universidade de Maine com a colaboração de Aaron Weiskittel.

Referências

BASKERVILLE, G.L. Use of logarithmic regression in the estimation of plant biomass. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 2, n. 1, p. 49-53, Mar. 1972.

BOX, G.E.P.; COX, D.R. An analysis of transformations. **Journal of the Royal Statistical Society Series B (Methodological)**, Oxford, v. 26, n. 2, p. 211-252, 1964.

BROWN, S. **Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a primer**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 1997, s/n.

_____. Measuring carbon in forests: current status and future challenges. **Environmental pollution**, London, v. 116, n. 3, p. 363-372, Mar. 2002.

BROWN, S.; GILLESPIE, A.J.R.; LUGO, A.E. Biomass estimation methods for tropical forests with applications to forest inventory data. **Forest Science**, Washington, v. 35, n. 4, p. 881-902, Dec. 1989.

BURGER, D.M. **Modelos alométricos para a estimativa da fitomassa de Mata Atlântica na Serra do Mar, SP**. 2005. 112p. Tese (Doutorado em Ciências) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

BURGER, D.M. DELITTI, W.B.C. Allometric models for estimating the phytomass of a secondary Atlantic Forest area of southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, São Paulo, v. 8, n. 4, p. 131-136, Oct./Dec. 2008.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. Information and likelihood theory: A basis for model selection and inference. In: _____. **Model selection and multimodel inference**. 2nd ed. New York: Springer, 2010. chap. 2, p. 49-97.

CHAVE, J.; CONDIT, R.; AGUILAR, S.; HERNANDEZ, A.; LAO, S.; PEREZ, R. Error propagation and scaling for tropical Forest biomass estimates. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences**, London, v.359, p.409-420. Mar. 2004.

CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J.-P.; NELSON, B.W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIERA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, Berlin, v. 145, n. 1, p. 87-99, Aug. 2005.

COLE, T.G.; EWEL, J.J. Allometric equations for four valuable tropical tree species. **Forest ecology and management**, Amsterdam, v. 229, n. 1/3, p. 351-360, Jul. 2006.

CUNIA, T. Weighted least squares method and construction of volume tables. **Forest Science**, Washington, v. 10, n. 2, p. 180-191, Jun. 1964.

FEHRMANN, L.; LEHTONEN, A.; KLEINN, C.; TOMPPO, E. Comparison of linear and mixed-effect regression models and a k-nearest neighbor approach for estimation of single-tree biomass. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 38, n. 1, p. 1-9, Jan. 2008.

FEREZ, A.P.C. **Efeito de práticas silviculturais sobre as taxas iniciais de sequestro de carbono em plantios de restauração da Mata Atlântica**. 2010. 106p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

FU, L.Y.; ZENG, W.S.; TANG, S.Z.; SHARMA, R.P.; LI, H.K. Using linear mixed model and dummy variable model approaches to construct compatible single-tree biomass equations at different scales – A case study for Masson pine in Southern China. **Journal of Forest Science**, Prague, v. 58, n. 3, p. 101-115, Mar. 2012.

FURNIVAL, G.M. An index for comparing equations used in constructing volume tables. **Forest Science**, Washington, v. 7, n. 4, p. 337-341, Dec. 1961.

GLOBAL TERRESTRIAL OBSERVING SYSTEM. **Biomass**. Version 10. Rome: FAO: GTOS, 2009. 18p.

GURKA, M.J.; EDWARDS, L.J.; MULLER, K.E.; KUPPER, L.L. Extending the Box-Cox transformation to the linear mixed model. **Journal of the Royal Statistical Society Series A (Statistics in Society)**, London, v. 169, n. 2, p. 273-288, Mar. 2006.

JAYARAMAN, K. **A statistical manual for forestry research**. Bangkok: Food and agriculture organization of the United Nations, Regional office for Asia and the Pacific, 1999. 231p.

KANNINEN, M. Secuestro de carbón en bosques, su papel en el ciclo global. In: SÁNCHEZ, M.D.; MÉNDEZ, M.R. (Ed.). **Agroforestería para la producción animal en América Latina**. Roma: Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, 2003. p. 99-110.

KUTNER, M.H.; NACHTSHEIM, C.J.; NETER, J.; LI, W. **Applied linear statistical models**. 5th. ed. New York: McGraw-Hill/Irwin, 2004. 1396p.

KUYAH, S.; DIETZ, J.; MUTHURI, C.; JAMNADASS, R.; MWANGI, P.; COE, R.; NEUFELDT, H. Allometric equations for estimating biomass in agricultural landscapes: I. Aboveground biomass. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 158, p. 216-224, Sep. 2012.

LACERDA, J.S. de; COUTO, H.T.Z. do; HIROTA, M.M.; PASISHNYK, N.; POLIZEL, J.L. Estimativa da biomassa e carbono em áreas restauradas com plantio de Essências Nativas. **Metrum**, Piracicaba, n. 5, p. 1-23, nov. 2009.

MIRANDA, D.L.C. de. **Modelos matemáticos de estoque de biomassa e carbon em áreas de restauração florestal no sudoeste paulista**. 2008. 114p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

MIRANDA, D.L.C. de; MELO, A.C.G. de; SANQUETTA, C.R. Equações alométricas para estimativa de biomassa e carbono em árvores de reflorestamento de restauração. **Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 679-689, May/June.2011.

MORRELL, C.H.; PEARSON, J.D.; BRANT, L.J. Linear transformation of linear mixed-effects models. **The American Statistician**, Washington, v. 51, n. 4, p. 338-343, Nov. 1997.

MOORE, J. Allometric equations to predict the total above-ground biomass of radiata pine trees. **Annals of Forest Science**, Les Ulis, v. 67, n. 8, p.806p1-806p11, Dec. 2010.

NOGUEIRA JUNIOR, L.R.N. **Estoque de carbono na fitomassa e mudanças nos atributos do solo em diferentes modelos de restauração da Mata Atlântica**. 2010. 94p. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

BERG, A.; DAVIDIAN, M. Estimating data transformations in nonlinear mixed effects models. **Biometrics**, Washington, v. 56, n. 1, p. 65-72, Mar. 2000.

PARRESOL, B.R. Assessing tree and stand biomass: a review with examples and critical comparisons. **Forest Science**, Washington, v. 45, n. 4, p. 573-593, Nov. 1999.

PEARCE, H.G.; ANDERSON, W.R.; FOGARTY, L.G.; TODOROKI, C.L.; ANDERSON, S.A.J. Linear mixed-effects models for estimating biomass and fuel loads in shrublands. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 40, n. 10, p. 2015-2026, Oct. 2010.

PINHEIRO, J.C.; BATES, D.M. Mixed-effects models in S and S-PLUS. New York: Springer-Verlag, 2000. 528p.

PINHEIRO, J.; BATES, D.; DEBROY, S.; SARKAR, D.; R CORE TEAM. **nlme: Linear and nonlinear mixed effects models**. R package version 3.1-105. 2012.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 2012.

REYES, G.; BROWN, S.; CHAPMAN, J.; LUGO, A.E. **Wood densities of tropical tree species**. New Orleans: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest, Experiment Station. Feb. 1992. 15 p. (General Technical Report SD-88)

RITZ, C.; STREIBIG, J.C. **Nonlinear regression with R**. New York: Springer, 2008. 144p.

ROBINSON, A.P.; HAMANN, J.D. **Forest analytics with R An introduction**. New York: Springer, 2011. 354p.

RUSSELL, M.B. **Modeling individual tree and snag dynamics in the mixed-species Acadian Forest**. 2012. 213p. Dissertation (PhD Dissertation) - School of Forest Resources - University of Maine, Orono, 2012.

SANTOS, J. dos; PAULA NETO, F. de; HIGUCHI, N.; LEITE, H.G.; SOUZA, A.L. de; VALE, A.B. do. Modelos estatísticos para estimar a fitomassa acima do nível do solo da floresta tropical úmida da Amazônia Central. **Árvore**, Viçosa, v. 25, n. 4, p. 445-454, 2001.

TIEPOLO, G.; CALMON, M; FERETTI, A.R. Measuring and Monitoring Carbon Stocks at the Guaraqueçaba Climate Action Project, Paraná, Brazil. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING. **Extension Serie Taiwan Forestry Research Institute**, n. 153, p. 98-115, 2002.

VIEIRA, S.A.; ALVES, L.F.; AIDAR, M.; ARAÚJO, L.S.; BAKER, T.; BATISTA, J.L.F.; CAMPOS, M.C.; CAMARGO, P.B.; CHAVE, J.; DELITTI, W.B.C.; HIGUCHI, N.; HONORIO, E.; JOLY, C.A.; KELLER, M.; MARTINELLI, L.A.; MATTOS, E.A. de; METZKER, T.; PHILLIPS, O.; SANTOS, F.A.M. do; SHIMABUKURO, M.T.; SILVEIRA, M.; TRUMBORE, S.E. Estimation of biomass and carbono stocks: the case of the Atlantic Forest. **Biota Neotrópica**, São Paulo, v. 8, n. 2 p. 21-29, Abr./Jun. 2008.

VISMARA, E.S. **Mensuração da biomassa e construção de modelos para construção de equações de biomassa**. 2009. 102 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

WEISKITTEL, A.R.; HANN, D.W.; KERSHAW, J.A. Jr.; VANCLAY, J.K. **Forest growth and yield modeling**. Chichester: John Wiley, 2011. 430p.

WILLIAMS, M.S. Evaluating the performance of weight functions with no constraints on function types. **Forest Science**, Washington, v. 40, n. 4, p. 787-793, Nov. 1994.

WIRTH, C.; SCHUMACHER, J.; SCHULZE, E.-D. Generic biomass functions for Norway spruce in Central Europe – a meta-analysis approach toward prediction and uncertainty estimation. **Tree Physiology**, Victoria, v. 24, n. 2, p. 121-139, Feb. 2004.

WUTZLER, T.; WIRTH, C.; SCHUMACHER, J. Generic biomass functions for Common beech (*Fagus sylvatica L.*) in Central Europe – predictions and components of uncertainty. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 38, n. 6, p. 1661-1675, Jun. 2008.

ZIANIS, D.; MENCUCCINI, M. On simplifying allometric analyses of forest biomass. **Forest ecology and management**, Amsterdam, v. 187, p. 311-332, Jan. 2004.

ZIANIS, D.; RADOGLU, K. Comparison between empirical and theoretical biomass allometric models and statistical implications for stem volume predictions. **Forestry**, Edinburgh, v. 79, n. 4, p. 477-487, Oct. 2006.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; SMITH, G.M. **Analyzing ecological data**. New York: Springer, 2007. 672p.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. New York: Springer, 2009. 574p.

4 CONCLUSÕES GERAIS

O fragmento florestal estudado refere-se a diferentes formações florestais: Cerradão, Cerrado strictu sensu, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Paludícola. Foram identificadas 48 famílias, sendo que as famílias com maior riqueza foram: Fabaceae, Myrtaceae, Melastomataceae, Lauraceae, Annonaceae e Rubiaceae, representando o 50% da riqueza de espécies total. Tais famílias estão presentes de forma geral nas matas do planalto do estado.

Das 138 espécies coletadas (1220 indivíduos) 10 espécies e indivíduos mortos são responsáveis por 48% do número total de indivíduos. A densidade total do levantamento florestal foi de 2033 indivíduos.ha⁻¹. Um grande número das espécies que ocorreram na área amostrada apresenta um número reduzido de indivíduos, sendo que do total de espécies 27,5% foram amostradas com apenas um indivíduo e aumenta a 37% se elevamos o número para dois indivíduos. O número de indivíduos mortos representou 7,95% do total de indivíduos.

A distribuição diamétrica das espécies estudadas segue a forma exponencial negativa, característica de florestas jovens ou em crescimento, sendo que das 11 espécies de maior importância (seja por IVI ou por densidade) quatro espécies apresentam uma distribuição diferente, com um número menor de indivíduos na primeira classe.

As espécies nativas estudadas apresentaram uma densidade básica de 0,43 até 0,63 g.cm⁻³ e o *Eucalyptus* uma densidade básica de 0,41 g.cm⁻³. Em algumas espécies (*Amaioua intermedia*, *Anadenanthera peregrina* var. *falcata*, *Copaifera langsdorffii*, *Ocotea corymbosa*, *Qualea cordifolia*, *Casearia sylvestris* e *Eucalyptus* sp.) o método de coleta apresentou diferenças estatísticas na determinação da densidade básica da madeira. Em outras (*Maprounea guianensis*, *Myrcia bela*, *Pera glabrata*, *Protium heptaphyllum* e *Tapirira guianensis*), o método de coleta não foi diferente.

Quando estudada a biomassa do tronco, as diferentes técnicas de coleta sendo os métodos destrutivos e não destrutivo foram estatisticamente iguais entre os métodos volumétricos e gravimétricos que usaram como base a bagueta, só o disco localizado no DAP ou múltiplos discos.

Quando se usa o método não destrutivo o tempo de campo e de laboratório é menor comparado com os métodos destrutivos. Portanto, para estudos de biomassa aérea do tronco de espécies florestais, é possível recomendar o uso do método não destrutivo para determinar a densidade e usar estes valores no cálculo da biomassa, diminuindo o custo do trabalho e o impacto gerado ao meio ambiente.

A biomassa aérea total média foi de $114,6 \text{ Kg.árvore}^{-1}$, distribuído 45,5% no fuste e 54,5% na copa.

Na modelagem da biomassa aérea o principal problema é a heterogeneidade da variância, sendo a transformação de ambos os lados da equação a que permitiu obter os melhores resíduos (homogeneidade de variância).

Os modelos de efeitos mistos sempre apresentaram um AIC menor quando comparado com os modelos de efeitos fixos, verificando-se que a espécie pode ser usada como efeito aleatório na construção de modelos para florestas tropicais. Todavia, os modelos mistos foram mais conservadores quando aplicados ao inventário florestal, apresentando estimativas menores.

O estoque de carbono na biomassa aérea foi de $125,52 \text{ Mg.ha}^{-1}$, quando aplicado o modelo transformado de efeitos mistos com uma variável (DAP).

Finalmente, conclui-se que o modelo transformado (logaritmo natural) de efeitos mistos com a espécie como variável aleatória foi o melhor modelo a ser aplicado para biomassa florestal aérea.

ANEXOS

ANEXO A – Determinação de parâmetros fitossociológicos

Os parâmetros fitossociológicos foram calculados segundo Preiskron (2011):

Densidade refere-se ao número de indivíduos de cada espécie dentro de uma comunidade por unidade de área, sendo que a densidade absoluta (DA) estima o número total de indivíduos de uma espécie por unidade de área (indivíduos. ha⁻¹):

$$DA = n/A \quad (1.1)$$

A densidade relativa (DR) é a proporção do número de indivíduos de uma determinada espécie em relação ao total de indivíduos amostrados apresentada em porcentagem:

$$DR = n/N * 100 \quad (1.2)$$

Onde n é o número de indivíduos da espécie, A é a área total amostrada e N é o número total de indivíduos.

A frequência estima a probabilidade de se encontrar ao menos um indivíduo da espécie em uma unidade de amostragem, sendo que a Frequência Absoluta (FA) expressa a porcentagem de unidades amostrais em que cada indivíduo da espécie ocorre:

$$FA = P/Pt * 100 \quad (1.3)$$

A frequência relativa (FR) é a porcentagem de ocorrência de uma espécie em relação à soma das FA de todas as espécies:

$$FR = FA/\sum FA * 100 \quad (1.4)$$

Onde P é o número de parcelas com presença da espécie e Pt é o número total de parcelas.

A dominância expressa a taxa de ocupação do espaço pelos troncos das árvores. Portanto, a área basal, que é calculada a partir de medições do DAP, e a dominância são conceitos equivalentes. A dominância absoluta (DoA) é a soma das áreas seccionais dos indivíduos pertencentes a uma mesma espécie, por unidade de área (m².ha⁻¹):

$$DoA = AB/A \quad (1.5)$$

A dominância relativa (DoR) é a porcentagem de área basal ocupada pelos indivíduos de uma mesma espécie em relação à área basal total ocupada pelos indivíduos de todas as espécies:

$$DoR = AB/ABt * 100 \quad (1.6)$$

Onde AB é a soma da área basal do fuste de todos os indivíduos da espécie e ABt é a soma da área basal do fuste de todos os indivíduos amostrados.

O Índice de Valor de Importância (IVI) é a soma dos valores relativos à densidade, frequência e dominância de cada espécie, apresentando uma visão mais ampla da posição da espécie caracterizando sua importância no conglomerado total da comunidade:

$$IVI = DR + FR + DoR \quad (1.7)$$

ANEXO B – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na fazenda Três Lagoas, Município de Angatuba – SP

(continua)

Espécies	N (n.ind.)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (m ² .ha ⁻¹)	DoR (%)	IVI
Morta	97	161,67	7,95	83,33	6,96	1,28	6,35	21,27
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	112	186,67	9,18	33,33	2,79	1,51	7,52	19,49
<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	81	135,00	6,64	36,67	3,06	1,77	8,81	18,51
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	46	76,67	3,77	46,67	3,90	1,14	5,64	13,31
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	48	80,00	3,93	16,67	1,39	1,30	6,48	11,81
<i>Myrcia bella</i> Cambess.	62	103,33	5,08	30,00	2,51	0,66	3,27	10,86
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	40	66,67	3,28	46,67	3,90	0,58	2,86	10,04
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	23	38,33	1,89	30,00	2,51	1,00	4,98	9,37
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	5	8,33	0,41	3,33	0,28	1,48	7,34	8,02
<i>Qualea cordifolia</i> (Mart.) Spreng.	38	63,33	3,11	30,00	2,51	0,31	1,54	7,16
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	18	30,00	1,48	30,00	2,51	0,37	1,82	5,81
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	23	38,33	1,89	26,67	2,23	0,13	0,63	4,74
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	13	21,67	1,07	20,00	1,67	0,36	1,80	4,54
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G. Azevedo & H.C. Lima	15	25,00	1,23	6,67	0,56	0,54	2,67	4,46
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	8	13,33	0,66	20,00	1,67	0,35	1,72	4,05
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	11	18,33	0,90	13,33	1,11	0,32	1,58	3,60
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	21	35,00	1,72	13,33	1,11	0,14	0,68	3,51
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	12	20,00	0,98	6,67	0,56	0,34	1,71	3,25
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	6	10,00	0,49	16,67	1,39	0,27	1,34	3,23
<i>Myrsine gardneriana</i> A. DC.	19	31,67	1,56	13,33	1,11	0,08	0,42	3,09
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hook. & Arn.) Radlk.	14	23,33	1,15	3,33	0,28	0,33	1,64	3,06
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	16	26,67	1,31	10,00	0,84	0,15	0,74	2,89
<i>Styrax pohlii</i> A. DC.	16	26,67	1,31	10,00	0,84	0,12	0,59	2,74
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	12	20,00	0,98	10,00	0,84	0,17	0,87	2,69
<i>Poecilanthe parviflora</i> Benth.	15	25,00	1,23	3,33	0,28	0,22	1,09	2,60
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	11	18,33	0,90	13,33	1,11	0,11	0,55	2,57

ANEXO B – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na fazenda Três Lagoas, Município de Angatuba - SP

(continuação)

Espécies	N (n.ind.)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (m ² .ha ⁻¹)	DoR (%)	IVI
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	14	23,33	1,15	10,00	0,84	0,11	0,56	2,55
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	8	13,33	0,66	16,67	1,39	0,10	0,48	2,53
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	16	26,67	1,31	3,33	0,28	0,17	0,86	2,45
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	16	26,67	1,31	3,33	0,28	0,15	0,77	2,36
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i> Hassl.	10	16,67	0,82	6,67	0,56	0,18	0,91	2,29
<i>Clethra scabra</i> Pers.	14	23,33	1,15	6,67	0,56	0,11	0,57	2,28
Sem folhas	8	13,33	0,66	13,33	1,11	0,10	0,49	2,26
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	8	13,33	0,66	13,33	1,11	0,08	0,41	2,18
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	7	11,67	0,57	13,33	1,11	0,08	0,41	2,10
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	5	8,33	0,41	6,67	0,56	0,20	1,02	1,98
<i>Ocotea cf. lancifolia</i> (Schott) Mez	7	11,67	0,57	6,67	0,56	0,16	0,79	1,92
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	11	18,33	0,90	6,67	0,56	0,08	0,37	1,83
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	6	10,00	0,49	6,67	0,56	0,15	0,75	1,80
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	5	8,33	0,41	13,33	1,11	0,05	0,26	1,79
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	5	8,33	0,41	10,00	0,84	0,10	0,51	1,76
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	3	5,00	0,25	6,67	0,56	0,19	0,95	1,76
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	8	13,33	0,66	6,67	0,56	0,09	0,46	1,67
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	13	21,67	1,07	3,33	0,28	0,06	0,31	1,66
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	5	8,33	0,41	10,00	0,84	0,08	0,41	1,65
<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	4	6,67	0,33	10,00	0,84	0,09	0,44	1,60
<i>Machaerium vestitum</i> Vogel	8	13,33	0,66	6,67	0,56	0,08	0,38	1,60
<i>Miconia cf. rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	10	16,67	0,82	6,67	0,56	0,04	0,21	1,59
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	7	11,67	0,57	10,00	0,84	0,04	0,18	1,59
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	8	13,33	0,66	6,67	0,56	0,07	0,35	1,56
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	6	10,00	0,49	6,67	0,56	0,10	0,50	1,55
<i>Eugenia sp.1</i>	5	8,33	0,41	6,67	0,56	0,11	0,54	1,51

ANEXO B – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na fazenda Três Lagoas, Município de Angatuba - SP

(continuação)

Espécies	N (n.ind.)	DA (ind.ha⁻¹)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (m².ha⁻¹)	DoR (%)	IVI
<i>Ouratea sp.</i>	5	8,33	0,41	10,00	0,84	0,04	0,21	1,46
<i>Miconia sp.1</i>	6	10,00	0,49	10,00	0,84	0,02	0,09	1,42
<i>Nectandra sp.</i>	3	5,00	0,25	10,00	0,84	0,06	0,31	1,40
<i>Aspidosperma tomentosum Mart.</i>	5	8,33	0,41	10,00	0,84	0,03	0,13	1,38
<i>Allophylus edulis (A.St.-Hil., A.Juss. & Cambess.) Radlk.</i>	7	11,67	0,57	6,67	0,56	0,05	0,24	1,37
<i>Couepia grandiflora (Mart. & Zucc.) Benth. ex Hook.f</i>	6	10,00	0,49	6,67	0,56	0,06	0,32	1,37
<i>Eugenia sp.5</i>	7	11,67	0,57	6,67	0,56	0,04	0,19	1,32
<i>Gochnatia polymorpha (Less.) Cabrera</i>	3	5,00	0,25	6,67	0,56	0,10	0,49	1,30
<i>Campomanesia xanthocarpa (Mart.) O. Berg</i>	6	10,00	0,49	6,67	0,56	0,05	0,24	1,29
<i>Andira fraxinifolia Benth.</i>	3	5,00	0,25	10,00	0,84	0,04	0,20	1,28
<i>Euterpe edulis Mart.</i>	5	8,33	0,41	6,67	0,56	0,06	0,29	1,26
<i>Cordia sellowiana Cham.</i>	3	5,00	0,25	6,67	0,56	0,09	0,44	1,25
<i>Dalbergia sp.</i>	5	8,33	0,41	6,67	0,56	0,06	0,27	1,24
<i>Drimys brasiliensis Miers</i>	9	15,00	0,74	3,33	0,28	0,04	0,20	1,22
<i>Psidium sp.</i>	6	10,00	0,49	6,67	0,56	0,03	0,16	1,21
<i>Myrsine guianensis Aubl.</i>	5	8,33	0,41	6,67	0,56	0,05	0,24	1,21
<i>Dalbergia miscolobium Benth.</i>	3	5,00	0,25	10,00	0,84	0,02	0,12	1,20
<i>Ilex sp.</i>	4	6,67	0,33	6,67	0,56	0,05	0,26	1,14
<i>Annona cacans Warm.</i>	4	6,67	0,33	6,67	0,56	0,04	0,21	1,09
<i>Coussapoa microcarpa (Schott) Rizzini</i>	3	5,00	0,25	3,33	0,28	0,11	0,55	1,07
<i>Miconia sp.3</i>	3	5,00	0,25	6,67	0,56	0,04	0,18	0,98
<i>Myrcia sp.4</i>	5	8,33	0,41	3,33	0,28	0,05	0,24	0,93
<i>Myrcia sp.5</i>	3	5,00	0,25	6,67	0,56	0,03	0,13	0,93
<i>Bauhinia longifolia (Bong.) Steud.</i>	2	3,33	0,16	6,67	0,56	0,04	0,19	0,92
<i>Campomanesia guazumifolia (Cambess.) O. Berg</i>	3	5,00	0,25	6,67	0,56	0,02	0,09	0,89
<i>Pseudolmédia laevigata Trécul</i>	3	5,00	0,25	6,67	0,56	0,02	0,09	0,89

ANEXO B – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na fazenda Três Lagoas, Município de Angatuba - SP

(continuação)

Espécies	N (n.ind.)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (m ² .ha ⁻¹)	DoR (%)	IVI
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,10	0,52	0,88
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	5	8,33	0,41	3,33	0,28	0,04	0,19	0,87
<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart. ex Engl.) Engl.	3	5,00	0,25	6,67	0,56	0,01	0,06	0,86
<i>Bauhinia</i> sp.	3	5,00	0,25	6,67	0,56	0,01	0,05	0,86
<i>Ocotea</i> cf. <i>velutina</i> (Nees) Rohwer	4	6,67	0,33	3,33	0,28	0,04	0,21	0,81
<i>Eugenia</i> sp.4	3	5,00	0,25	3,33	0,28	0,06	0,28	0,80
<i>Schefflera vinosa</i> (Cham. & Schltdl.) Frodin & Fiaschi	2	3,33	0,16	6,67	0,56	0,01	0,06	0,78
<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	2	3,33	0,16	6,67	0,56	0,01	0,06	0,78
<i>Vitex polygama</i> Cham.	2	3,33	0,16	6,67	0,56	0,01	0,06	0,78
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	5	8,33	0,41	3,33	0,28	0,02	0,08	0,76
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	3	5,00	0,25	3,33	0,28	0,04	0,22	0,74
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	3	5,00	0,25	3,33	0,28	0,03	0,17	0,69
<i>Brosimum</i> sp.	4	6,67	0,33	3,33	0,28	0,02	0,08	0,69
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,07	0,32	0,69
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	3	5,00	0,25	3,33	0,28	0,01	0,07	0,59
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	2	3,33	0,16	3,33	0,28	0,03	0,14	0,58
<i>Dalbergia brasiliensis</i> Vogel	2	3,33	0,16	3,33	0,28	0,03	0,14	0,58
<i>Hedyosmum brasiliense</i> Mart.	3	5,00	0,25	3,33	0,28	0,01	0,05	0,58
<i>Handroanthus</i> cf. <i>umbellatus</i> (Sond.) Mattos	3	5,00	0,25	3,33	0,28	0,01	0,05	0,57
<i>Neea</i> sp.	2	3,33	0,16	3,33	0,28	0,02	0,12	0,57
<i>Calyptranthes</i> cf. <i>grandiflora</i> O.Berg	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,03	0,17	0,53
<i>Campomanesia</i> sp.2	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,03	0,17	0,53
<i>Eugenia</i> sp.3	2	3,33	0,16	3,33	0,28	0,02	0,08	0,52
<i>Eugenia</i> sp.6	2	3,33	0,16	3,33	0,28	0,01	0,07	0,51
<i>Bauhinia forficata</i> Link	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,03	0,15	0,51
<i>Myrcia</i> sp.3	2	3,33	0,16	3,33	0,28	0,01	0,06	0,51

ANEXO B – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na fazenda Três Lagoas, Município de Angatuba - SP

(continuação)

Espécies	N (n.ind.)	DA (ind.ha⁻¹)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (m².ha⁻¹)	DoR (%)	IVI
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,03	0,14	0,50
<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,03	0,13	0,49
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	2	3,33	0,16	3,33	0,28	0,01	0,03	0,48
<i>Chomelia obtusa</i> Cham. & Schltdl.	2	3,33	0,16	3,33	0,28	0,01	0,03	0,47
<i>Esenbeckia grandiflora</i> Mart.	2	3,33	0,16	3,33	0,28	0,01	0,03	0,47
<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,02	0,10	0,46
<i>Erioteca</i> sp.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,02	0,10	0,46
<i>Myrcia</i> sp.1	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,02	0,10	0,46
<i>Miconia</i> cf. <i>dodecandra</i> Cogn.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,02	0,10	0,46
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,02	0,09	0,45
<i>Daphnopsis</i> sp. Mart. & Zucc.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,02	0,08	0,44
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,02	0,08	0,44
<i>Ferdinandusa</i> sp.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,06	0,42
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) Moldenke	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,05	0,41
<i>Miconia</i> sp.2	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,05	0,41
<i>Styrax camporum</i> Pohl	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,05	0,41
<i>Myrcia</i> sp.2	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,04	0,40
<i>Byrsonima coccolobifolia</i> Kunth	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,04	0,40
<i>Ficus</i> sp.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,04	0,40
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,04	0,40
<i>Roupala montana</i> Aubl.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,04	0,40
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,04	0,40
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,04	0,40
<i>Miconia</i> sp.4	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,03	0,39
<i>Myrcia tomentosa</i> (Sw.) DC.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,01	0,03	0,39
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,02	0,38

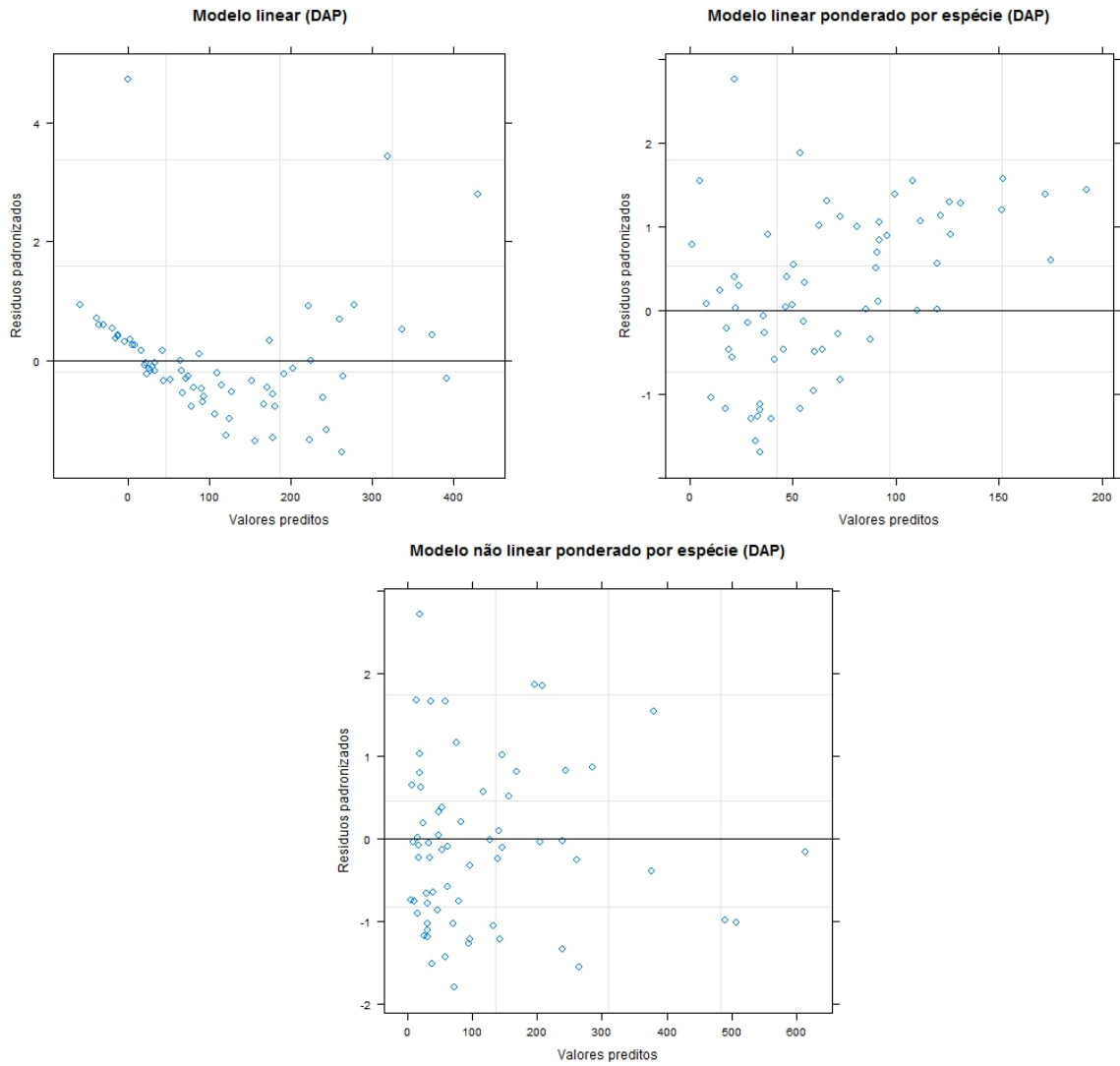
ANEXO B – Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na fazenda Três Lagoas, Município de Angatuba - SP

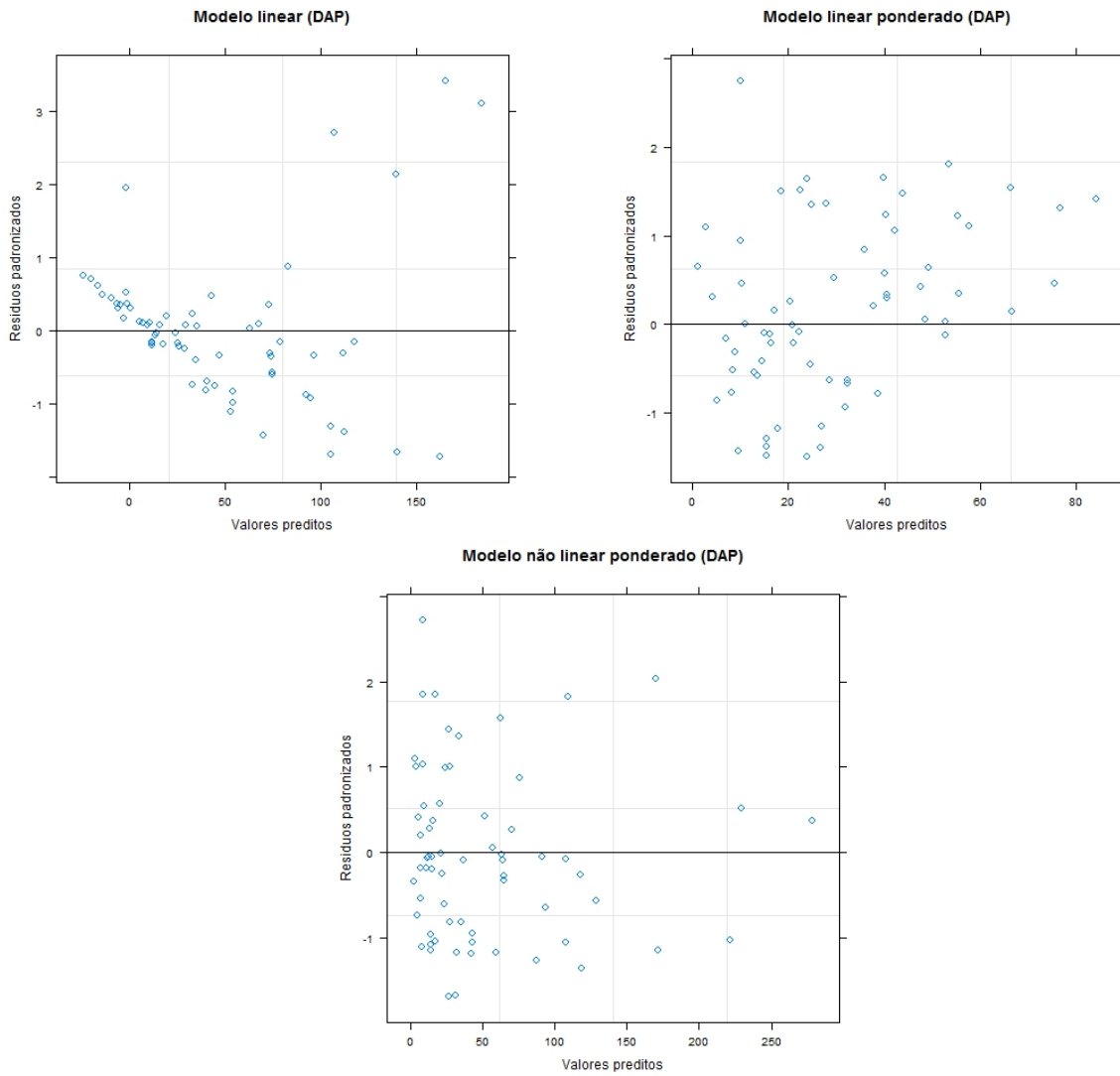
(conclusão)

Espécies	N (n.ind.)	DA (ind.ha ⁻¹)	DR (%)	FA (%)	FR (%)	DoA (m ² .ha ⁻¹)	DoR (%)	IVI
<i>Annona cf. coriacea</i> Mart.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,02	0,38
<i>Casearia cf. lasiophylla</i> Eichler	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,02	0,38
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,02	0,38
<i>Solanum</i> sp.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,02	0,38
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,02	0,38
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Schult.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,02	0,38
<i>Zanthoxylum</i> sp.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,01	0,37
<i>Campomanesia</i> sp.1	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,01	0,37
<i>Geonoma brevispatha</i> Barb.Rodr.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,01	0,37
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	1	1,67	0,08	3,33	0,28	0,00	0,01	0,37

N (Número de Indivíduos), DA (Densidade absoluta), DR (Densidade absoluta), DR (Densidade relativa), FA (Frequência absoluta), FR (Frequência relativa), DoA (Dominância absoluta), DoR (Dominância relativa), IVI (Índice do valor de importância)

ANEXO C – Exemplos de resíduos dos modelos ajustados para a biomassa total



ANEXO D – Exemplos de resíduos dos modelos ajustados para a biomassa do fuste

ANEXO E – Exemplos de resíduos dos modelos ajustados para a biomassa da copa