



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA- UFRA
DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

SILVANE VATRAZ

**MODELAGEM DO CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE ÁRVORES INDIVIDUAIS
DO ESTRATO ARBÓREO DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA**

**BELÉM
2016**

SILVANE VATRAZ

**MODELAGEM DO CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE ÁRVORES INDIVIDUAIS
DO ESTRATO ARBÓREO DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSE**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais: área de concentração, Manejo de Ecossistemas Florestais, para obtenção de título de Doutora.

Orientador:

José Natalino Macedo Silva, D. Phil.

Coorientador:

Denis Alder, D. Phil.

**BELÉM
2016**

Vatraz, Silvane

Modelagem do crescimento diamétrico de árvores individuais do estrato arbóreo de uma floresta ombrófila densa. / Silvane Vatraz. – Belém, 2016.

179 f.; il.

Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, 2016.

Orientador: José Natalino Macedo Silva.

Coorientador: Denis Alder.

1. Agrupamento de espécies. 2. Crescimento em diâmetro. 3. Autocorrelação do crescimento. 4. Manejo de Florestas Tropicais 5. Índices de competição. I. Silva, José Natalino Macedo, (orient.). II. Alder, Denis, (Coorient.). III. Título.

CDD – 634.92098115

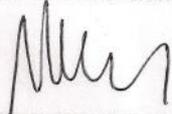
SILVANE VATRAZ

**MODELAGEM DO CRESCIMENTO DIAMÉTRICO DE ÁRVORES
INDIVIDUAIS DO ESTRATO ARBÓREO DE UMA FLORESTA OMBRÓFILA
DENSE**

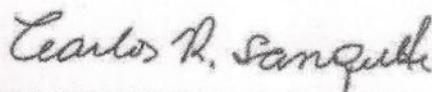
Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Ciências Florestais: área de concentração Manejo de Ecossistemas de Florestas Nativas e Plantadas, para obtenção do título de Doutor.
Orientador: Prof. Dr. José Natalino Macedo Silva

Aprovada em 04 de novembro 2016.

BANCA EXAMINADORA



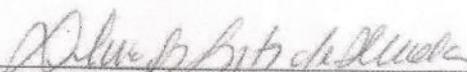
Prof. Dr. José Natalino Macedo Silva - Orientador
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA



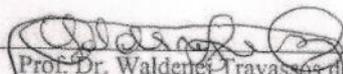
Prof. Dr. Carlos Roberto Sanquetta - 1º Examinador
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ



Pesquisador Dr. Celso Paulo de Azevedo - 2º Examinador
EMBRAPA AMAZÔNIA OCIDENTAL



Prof. Dr. Silvia dos Santos de Almeida - 3ª Examinadora
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ



Prof. Dr. Waldenei Travassós de Queiroz - 4º Examinador
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. José Natalino Macedo Silva pela orientação, como também pela confiança, paciência, apoio e amizade.

Ao Prof. Dr. Denis Alder, pela coorientação, generosidade e paciência, estando sempre disposto a responder as minhas inquietações acadêmicas.

À Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), pela oportunidade da pós-graduação gratuita e de qualidade.

A todos os professores da pós-graduação em Ciências Florestais pelos preciosos ensinamentos prestados.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos durante a realização do doutorado. E à Embrapa Amazônia Oriental, pelo fornecimento da base de dados que possibilitaram o desenvolvimento deste estudo.

Agradeço também o apoio do Laboratório de Projetos e Produção de Cartas (LabCarto) da Universidade Federal do Paraná (UFPR), na elaboração de figuras utilizadas na tese, bem como na solução de demandas com o software ArGIS. Em especial à Prof. Dra. Silvana Philippi Camboim e ao Pedro Farias, bolsista de iniciação científica.

A todos que, direta ou indiretamente, auxiliaram na conclusão desta tese.

SUMÁRIO

RESUMO	13
ABSTRACT	14
1 CONTEXTUALIZAÇÃO	15
1.1 Introdução	15
1.2 Hipóteses	18
1.3 Objetivos	18
1.3.1 Objetivo geral	18
1.3.2 Objetivos específicos	18
REFERÊNCIAS	19
2 REFERENCIAL TEÓRICO	22
2.1 Florestas tropicais	22
2.2 Crescimento de árvores em florestas tropicais	23
2.2.1 Competição	25
2.2.2 Interferência da luz	27
2.2.3 Crescimento autocorrelacionado	29
2.3 Manejo florestal e planejamento	30
2.4 Modelagem florestal	31
2.4.1 Modelos de crescimento e produção	32
2.4.2 Classificação dos modelos	34
2.4.3 Modelagem de árvores individuais	35
2.5 Índices de competição	36
2.5.1 Índices de competição independentes da distância	38
2.5.2 Índices de competição dependentes da distância	39
2.6 Agrupamento de espécies	41
2.7 Variáveis qualitativas ou categóricas	43
2.8 Suposições estatísticas da modelagem	44
2.8.1 Heterogeneidade de variância	45
2.8.2 Independência dos dados	46
2.9 Avaliação, validação e seleção de modelos	46
REFERÊNCIAS	50
3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	65
3.1 Descrição da área de estudo	65
3.1.1 Localização	65
3.1.2 Clima	65

3.1.3 Relevô e Hidrografia	66
3.1.4 Geologia e Solos	66
3.1.5 Tipologia Florestal	67
3.2 Banco de dados	67
3.2.1 Vínculo com projeto de pesquisa	67
3.2.2 Descrição do banco de dados	67
3.2.3 Parcelas Permanentes	69
REFERÊNCIAS	71
4 ÍNDICES DE COMPETIÇÃO NO ESTRATO ARBÓREO EM FLORESTA OMBRÓFILA DENSE NA REGIÃO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ	73
RESUMO	73
ABSTRACT	74
4.1 Introdução	75
4.2 Métodos	78
4.2.1 Descrição da área de estudo e dos dados	78
4.2.2 Índices de competição	78
4.2.3 Tamanho da parcela	80
4.2.4 Distância entre árvores	80
4.2.5 Raios de competição	80
4.2.6 Bordadura	81
4.2.7 Cálculo do IPA DAP (cm ano ⁻¹)	82
4.2.8 Avaliação dos índices de competição	82
4.3 Resultados e discussão	83
4.3.1 Avaliação dos índices	85
4.4 Conclusão	90
4.5 Recomendações	91
REFERÊNCIAS	92
5 A AUTOCORRELAÇÃO TEMPORAL DO INCREMENTO EM DIÂMETRO E AS DIFERENÇAS DE CRESCIMENTO ENTRE GRUPOS DE ESPÉCIES EM UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSE	97
RESUMO	97
ABSTRACT	98
5.1 Introdução	99
5.2 Métodos	100
5.2.1 Descrição da área de estudo e dos dados	100
5.2.2 Incremento periódico anual e autocorrelação	101
5.2.3 Agrupamento de espécies	102
5.3 Resultados e discussão	103

5.3.1 Autocorrelação temporal	103
5.3.2 Agrupamento de espécies	109
5.4 Conclusão	114
REFERÊNCIAS	115
6 DUAS ABORDAGENS DE MODELAGEM DO CRESCIMENTO DIAMÉTRICO EM NÍVEL DE ÁRVORES INDIVIDUAIS EM UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA	119
RESUMO	119
ABSTRACT	120
6.1 Introdução	121
6.2 Métodos	123
6.2.1 Descrição da área de estudo e dos dados	123
6.2.2 Agrupamento de espécies	124
6.2.3 Avaliação da competição entre as árvores	124
6.2.4 Modelagem do crescimento em nível de árvores individuais	125
6.2.5 Projeções de DAP (cm)	128
6.2.6 Critérios de avaliação dos modelos	128
6.2.7 Critérios de avaliação das projeções	130
6.3 Resultados e discussão	132
6.3.1 Agrupamento de espécies	133
6.3.2 Modelagem do Incremento diamétrico	134
6.3.3 Modelagem da autocorrelação do crescimento	144
6.3.4 Melhores projeções	154
6.4 Conclusão	155
6.5 Recomendações	156
REFERÊNCIAS	157
7 CONCLUSÕES GERAIS	161
8 RECOMENDAÇÕES GERAIS	163
9 APÊNDICE	164

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Localização geográfica do município de Vitória do Jari – AP, em 2014.....	65
Figura 2 - Distribuição das parcelas permanentes no experimento, localizado no município de Vitória do Jari – AP.	70
Figura 3 - Representação da área de competição, com raio de 3 m, dos índices dependentes da distância.	81
Figura 4 - Esquema do método do deslocamento de parcelas (Shifting), para correção do cálculo dos índices de competição das árvores localizadas na bordadura da parcela.	82
Figura 5 - Incremento periódico anual médio em diâmetro das árvores com DAP ≥ 20 cm, por classe diamétrica, avaliada no período 1984 e 2004, em uma Floresta Ombrófila Densa, localizada em Vitória do Jari-AP.	83
Figura 6 – Gráfico de dois eixos proposto por Alder et al. (2002), para o agrupamento de espécies.	102
Figura 7 - Mediana e média aritmética do IPA DAP para as diferentes classes diamétricas para o período de 1984 a 2004, registrados no estrato arbóreo da floresta ombrófila densa, localizada em Vitória do Jari-AP.	105
Figura 8 - Coeficientes de correlação de Pearson (r) por classe diamétrica e para todas as classes diamétricas consolidadas, entre os períodos de 1984-1994 e 1994-2004, registrados no estrato arbóreo da Floresta Ombrófila Densa, localizada em Vitória do Jari-AP.	105
Figura 9 – Regressão linear entre os dois períodos de crescimento em diâmetro analisados (1984-1994 e 1994-2004), em um estrato de Floresta Ombrófila Densa, localizada no município de Vitória do Jari –AP.	108
Figura 10 - Média do incremento diamétrico (cm ano-1) para cada grupo de espécies em um estrato de Floresta Ombrófila Densa, localizada no município de Vitória do Jari-AP. ...	112
Figura 11 - Agrupamento inicial de espécies com seis grupos funcionais e representação dos três grupos significativos em uma floresta ombrófila densa, localizada em Vitória do Jari, AP.	134
Figura 12 - Análise gráfica dos resíduos e dos ajustes das equações resultantes da modelagem do incremento diamétrico.	137
Figura 13 - Gráfico de DAP 2011 observado (cm) versus o DAP 2011 projetado (cm), pelo melhor modelo ajustado na modelagem do incremento diamétrico.	142
Figura 14 - Gráfico de resíduos da variável DAP (cm), área basal (m ² ha-1) e volume (m ³ ha-1) pelo melhor modelo selecionado na modelagem do incremento.	143
Figura 15 - Gráfico de resíduos da variável estimada IPA 1994-2004 (cm ano-1) pela modelagem da autocorrelação do crescimento.	146

Figura 16 - Gráfico de ajustamento da variável estimada com a variável observada, IPA DAP 1994-2004 (cm ano-1), pela modelagem da autocorrelação do crescimento. 148

Figura 17 - Gráfico de DAP 2011 observado (cm) versus o DAP 2011 projetado (cm), pelo melhor modelo ajustado na modelagem da autocorrelação do crescimento..... 152

Figura 18 - Gráfico de resíduos da variável DAP (cm), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) pelo melhor modelo selecionado na modelagem da autocorrelação do crescimento..... 153

LISTA DE TABELAS

Tabela 1- Exemplo de arranjo matemático das variáveis <i>dummy</i> para três grupos de interesse.	43
Tabela 2 - Características dos dados levantados no monitoramento florestal realizado no período de 1984 a 2004, na área experimental da Embrapa localizada no Morro do Felipe, Vitória do Jari – AP, considerando indivíduos com $DAP \geq 20$ cm,.....	69
Tabela 3- Correlações lineares entre os índices independentes (IID) e dependentes da distância (IDD) e a variável IPA DAP (cm ano^{-1}) em árvores individuais do estrato arbóreo em Floresta Ombrófila Densa, localizada em Vitória do Jari- AP.....	84
Tabela 4- Medidas de tendência central e de dispersão para o incremento periódico anual (IPA DAP), registrado para os intervalos de medição de dez anos e para o período total do estudo (1984-2004).....	103
Tabela 5- Valores médios de incremento periódico anual IPA DAP, para diferentes formações florestais.....	104
Tabela 6- Coeficientes de regressão que mostram a contribuição relativa do DAP e do incremento na taxa de crescimento futuro (para todos os modelos, $\alpha < 0,05$).	107
Tabela 7- Análise de variância da regressão linear entre os dois períodos de crescimento avaliados (1984-1994 e 1994-2004).	107
Tabela 8- Coeficientes e parâmetros estatísticos estimados para a regressão entre os dois períodos de crescimento avaliados (1984-1994 e 1994-2004).	108
Tabela 9- Resumo dos seis grupos funcionais e as espécies representativas de cada grupo.....	110
Tabela 10- Características dos grupos de espécies do estrato arbóreo de uma floresta ombrófila densa, localizada em Vitória do Jari – AP.	110
Tabela 11- Análise da variância do incremento diamétrico (cm ano^{-1}) das espécies.	112
Tabela 12 - Características dos seis grupos funcionais.	124
Tabela 13 - Coeficientes de correlação de Pearson, entre as variáveis dependentes e independentes.	132
Tabela 14 - Equações ajustadas, com suas respectivas estatísticas de ajuste e precisão para a estimativa do IPA DAP (cm ano^{-1}) pela modelagem do incremento diamétrico.....	135
Tabela 15 - Área basal, DAP e volumes observados em 2011 e projetados para o mesmo ano.	140
Tabela 16 - Viés e precisão em percentagem calculados para as variáveis DAP, Área basal e Volume.	141

Tabela 17 - Equações ajustadas, com suas respectivas estatísticas de ajuste e precisão para a estimativa do IPA DAP (cm ano^{-1}) pela modelagem da autocorrelação do crescimento.....	145
Tabela 18 - Área basal, DAP e volumes observados em 2011 e projetados para o mesmo ano.	150
Tabela 19 - Viés e precisão em porcentagem calculados para as variáveis DAP, Área basal e volume.	151
Tabela 20 - Avaliação final das melhores projeções para as variáveis DAP (cm), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$), pela modelagem do incremento e pela modelagem da autocorrelação do crescimento diamétrico.	154

RESUMO

Este estudo tem como objetivo modelar o crescimento diamétrico de árvores individuais do estrato arbóreo de uma Floresta Ombrófila Densa a partir de duas abordagens, a modelagem do incremento diamétrico e a modelagem da autocorrelação do crescimento, e projetar o DAP (cm), por meio da estimativa do incremento diamétrico obtida pela modelagem. O estudo foi conduzido com dados do Projeto Bom Manejo (Embrapa/CIFOR/ITTO) – Manejo sustentável de florestas de produção em escala comercial na Amazônia brasileira, desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental, em área da Jari Florestal S.A., município de Vitória do Jari, Estado do Amapá. A área amostral foi constituída de três parcelas permanentes de um hectare cada uma (100 x 100 m), onde foram medidos todos os indivíduos arbóreos com DAP \geq 20 cm, em um período de 27 anos. A competição entre as árvores foi avaliada pelos índices independentes (G, BAL (*basal area of larger trees*), Stage e Glover Hool) e dependentes (Hegyi e Hegyi modificado) da distância, considerando vários tamanhos de parcelas (20 x 20m, 50 x 50m e 100 x 100m) e diferentes raios de competição (3m, 5m, 10m, 15m e 20m). Os mesmos foram avaliados pela correlação de Pearson entre cada índice e o IPA DAP (cm ano⁻¹). Na avaliação da autocorrelação do crescimento diamétrico foram considerados dois períodos consecutivos de 10 anos de medição (1984-1994 e 1994-2004). O agrupamento de espécies foi construído a partir de um gráfico que relaciona o incremento diamétrico das árvores e o percentil 95 do diâmetro. Os modelos foram avaliados pelo R², Syx% e Análise de Resíduos. As projeções foram avaliadas pelo Viés (%) e pela Precisão (%). O estudo concluiu que todas as variações de índices de competição testadas resultaram em correlações muito fracas com o crescimento diamétrico (10 a 20%). Sendo que, o índice BAL foi o que apresentou a maior correlação ($r = -0,212$ e $p = 0,000$) e em parcelas de 50 m x 50 m. O estudo confirmou a autocorrelação do crescimento entre dois períodos iguais e sucessivos, apresentando uma correlação linear de $r = 0,73$. Ambas as abordagens de modelagens, não apresentaram resultados satisfatórios, do ponto de vista do ajuste dos dados. No entanto, quando realizada a projeção do DAP (cm), os resultados se apresentaram adequados, pois produziram projeções muito próximas aos valores reais, indicando um acerto de mais de 99 %. Entre as duas abordagens de modelagem, a da autocorrelação foi mais precisa cerca de 42% a mais do que em relação à projeção diamétrica resultante da modelagem do incremento.

Palavras-chave: Agrupamento de espécies. Crescimento em diâmetro. Autocorrelação do crescimento. Manejo de Florestas tropicais. Índices de competição

ABSTRACT

The study objective was to model the diametric growth of individual trees of the tree stratum of a Tropical Rain Forest from two approaches, to model the diametric increase and model the autocorrelation of growth, and to design the DAP (cm) through estimation of the diametric increment obtained by the modeling. This study was conducted with data from the Good Management Project (EMBRAPA / CIFOR / ITTO) - which relates to sustainable management of production forests on a commercial scale in the Brazilian Amazon. , It was undertaken by Embrapa Amazônia Oriental, in the area of Jari Florestal SA, Victoria municipality of Jari, State of Amapá. Three permanent plots were used of one hectare each (100 x 100 m), on which were measured all trees with DBH \geq 20 cm in a period of 27 years. The competition between the trees was evaluated by independent indices (G, BAL (basal area of larger trees), Stage and Glover Hool) and dependent (Hegyi and modified Hegyi) distance considering several portions sizes (20 x 20m, 50 x 50 m and 100 x 100m) and different competition rays (3m, 5m, 10m, 15m and 20m). They were evaluated by the Pearson correlation between each index and the IPA DAP (cm-1). In the evaluation of the autocorrelation of diametric growth, two consecutive periods of 10 years of measurement (1984-1994 and 1994-2004) were considered. The grouping of species was constructed from a graph that relates the diametric increment of the trees and the 95th percentile of the diameter. The models were evaluated by R², Syx% and Waste Analysis. Projections were evaluated by Bias (%) and Precision (%). The study concluded that all variations of competition indices tested resulted in very weak correlations with diametric growth (10 to 20%). The BAL index was the one with the highest correlation ($r = -0.212$ and $p = 0.000$) and in plots of 50 m x 50 m. The study confirmed the autocorrelation of growth between two equal and successive periods, presenting a linear correlation of $r = 0.73$. Both approaches of modeling, did not present satisfactory results, from the point of view of the adjustment of the data. However, when the DAP projection (cm) was performed, the results were adequate, as they produced projections very close to the actual values, indicating a hit of more than 99%. Among the two modeling approaches, autocorrelation was more accurate about 42% more than the diametric projection resulting from the increment modeling.

Keywords: Grouping species. Growth in diameter. Autocorrelation of growth. Tropical forest management. Competition indices.

1 CONTEXTUALIZAÇÃO

1.1 Introdução

As florestas tropicais são sistemas biológicos dinâmicos de longa duração, que estão constantemente sob processos de mudanças. Faz-se necessário, ao longo do tempo, conhecer e projetar esse dinamismo (crescimento, produção, estrutura) a fim de se obter informações relevantes para o apoio à gestão dos recursos florestais, permitindo explorar alternativas de manejo sustentáveis (CARVALHO, 1992; VANCLAY, 1994; KIMMINS, 1997).

A dinâmica das florestas tropicais engloba diversos processos de organização da comunidade, como sucessão, mortalidade, recrutamento, regeneração, crescimento e as relações bióticas entre diferentes populações, como a competição (COELHO et al., 2003). A dinâmica nestas florestas pode ser avaliada a partir dos dados provenientes de inventário contínuo, por meio de parcelas permanentes ou de áreas de pesquisa florestais, por meio de experimentos.

Os resultados provenientes de pesquisas florestais podem demorar vários anos para que se chegue a um resultado conclusivo ou satisfatório. Em muitos casos, os resultados desses experimentos já não têm a mesma importância que tinham à época em que foram instalados (PRETZSCH, 2009). Por isso a modelagem florestal tem sido amplamente utilizada no manejo florestal, dada sua possibilidade de prever os recursos florestais futuros, utilizando-se de modelos matemáticos (ORELLANA, 2014), que quando utilizados como ferramenta de pesquisa, podem substituir experimentos e prever o desenvolvimento da floresta em diferentes sítios, tratamentos silviculturais ou alteração na intensidade e frequência dos distúrbios (PRETZSCH, 2009).

Podem-se desenvolver modelos de crescimento para diferentes finalidades, como para estudar a sucessão e a ecologia florestal ao longo dos anos, avaliar possíveis regimes de manejo, quantificar o estoque de carbono na floresta, quantificar o crescimento e a produção florestal (ORELLANA, 2014). Dessa forma, o grau de complexidade necessário, bem como a resolução temporal e espacial do modelo, varia conforme o objetivo e o propósito do modelo (PRETZSCH, 2009).

No Brasil, atualmente, os maiores avanços na modelagem do crescimento e produção foram obtidos em plantios monoespecíficos ou para um pequeno grupo de espécies (algumas espécies de interesse), ainda de uso muito restrito em florestas naturais heterogêneas (CASTRO et al., 2014). Os modelos mais empregados em florestas naturais brasileiras, para a

predição da produção futura são a Cadeia de Markov e o método de Razão de Movimentação, cujas estimativas são obtidas em nível de classes diamétricas e para povoamento (AUSTREGÉSILO et al., 2004; TEIXEIRA et al., 2007; STEPKA et al., 2010). Outro modelo também muito utilizado é o CAFOGROM (ALDER, 1995), que considera grupos de árvores (*cohorts*), leva em consideração os processos de crescimento em diâmetro, mortalidade e ingressos (ALDER; SILVA, 2000). Porém, segundo Azevedo et al. (2008) e Scolforo (2008), o CAFOGROM e os modelos matriciais apresentam limitações, pois não consideram as mudanças de crescimento causado pela intervenção do manejo. No caso da Cadeia de Markov, existe ainda a transição estacionária, que considera que a floresta futura apresentará o mesmo crescimento da floresta atual (SCOLFORO, 2008).

Uma forma de evitar os principais problemas gerados por estes métodos de predição do crescimento em florestas tropicais naturais é empregar a modelagem de árvores individuais, onde não são identificadas essas limitações (VANCLAY, 2004).

O planejamento das operações de manejo florestal baseia-se nas informações coletadas para cada árvore da área a ser manejada. Portanto, a modelagem voltada para árvores individuais é a que pode trazer melhores informações, pois este tipo de modelagem permite avaliar o comportamento do crescimento da árvore de forma individual, pois consideram variáveis próprias da árvore (tamanho, espécie e taxas de crescimento diferenciadas), das árvores vizinhas (índices de competição), da floresta como um todo e de fatores ambientais (STOYAN; PENTTINEN, 2000). Neste método, os resultados para o povoamento são obtidos pelas somas dos valores individuais.

Um modelo completo em nível de árvores individuais considera vários submodelos, como: de crescimento, de mortalidade e de ingresso (DAVIS e JOHNSON, 1987; HASENAUER, 2000). Nesta categoria, são escassos os estudos em florestas tropicais brasileiras (CASTRO et al., 2014) e os trabalhos existentes, em sua maioria não contempla todas as árvores da floresta e têm abrangência apenas nos submodelos, sendo mais comum o estudo envolvendo apenas algumas espécies amazônicas.

O modelo de árvores individuais pode ser dividido em duas categorias: os dependentes da distância e os independentes da distância, também classificados como espaciais e não-espaciais (VANCLAY, 1994). Ambos os métodos e variados tipos de índices têm sido aplicados em florestas mistas ou ricas em espécies. Os índices de competição estão entre as variáveis explicativas mais empregadas na modelagem de crescimento e mortalidade de árvores individuais (FOLI, 1993; RADKE et al., 2003). Em florestas tropicais a aplicabilidade destes índices tem sido dificultada devido à complexidade associada a essas florestas

(ROITMAN, 2011), sendo escassos os estudos em área de elevada riqueza de espécies. Exemplos de estudos em florestas de maior riqueza são: Hamilton (1986), Zhao et al. (2006), Oheimb et al. (2011), Roitman (2011) e Castro et al. (2014).

Outra dificuldade encontrada pelos modeladores em florestas heterogêneas é o número de espécies. Realizar a modelagem por espécies em florestas com grande diversidade é impraticável e, portanto, faz-se necessário reduzir o número de parâmetros, por meio do agrupamento de espécies com características comuns (VANCLAY, 1991; ALDER e SILVA, 2000). Outro ponto relevante é que as taxas de crescimento das árvores de uma floresta tropical são consideravelmente variáveis (CLARK; CLARK, 2001), e se apresentam distribuídas de uma forma não aleatória (BRIENEN; ZUIDEMA; DURING, 2006). Por isso, algumas tendências ou padrões de crescimento são esperados ao longo do tempo, onde correlações temporais podem ser detectadas (KAMMESHEIDT et al., 2003; LANDIS, PEART, 2005). Deste modo, faz-se necessário considerar estas informações nos modelos de crescimento aplicado a florestas naturais heterogêneas.

Desta forma, considerando a necessidade de estudos na área de modelagem de crescimento e produção de florestas tropicais naturais em nível de árvores individuais, foram desenvolvidas duas abordagens de modelo de crescimento para projeção do DAP (cm): uma baseada no DAP, Índice de competição e Grupos de espécies e outra nos incrementos diamétricos de períodos iguais e sucessivos.

A tese está organizada em seis capítulos:

9 **Capítulo 1:** traz a primeira abordagem do tema estudado por meio de uma contextualização do assunto;

9 **Capítulo 2:** é o referencial teórico;

9 **Capítulo 3:** traz a caracterização da área de estudo;

9 **Capítulo 4:** avalia a competição da floresta estudada e indica o melhor índice de competição, a ser empregado na modelagem de árvore individual (Artigo nº 1);

9 **Capítulo 5:** avalia o crescimento da floresta e faz o agrupamento das espécies para indicar o número de grupos a ser utilizado na modelagem de árvore individual (Artigo nº 2);

9 **Capítulo 6:** modela o crescimento diamétrico pela modelagem de árvore individual nas duas abordagens propostas e seleciona o melhor modelo para realizar as projeções da variável DAP (cm) (Artigo nº3).

Os demais itens que compõem a tese são a conclusão geral, recomendações, referências bibliográficas e o apêndice.

1.2 Hipóteses

9 Espera-se que os índices de competição independentes da distância sejam melhores do que os dependentes da distância para representar a competição na floresta estudada;

9 Acredita-se que o incremento diamétrico é autocorrelacionado e existam padrões diferenciados de taxa de crescimento nos diferentes grupos de espécies;

9 Supõe-se que a abordagem de modelagem do incremento apresenta melhor desempenho para a projeção da variável DAP (cm) do que a abordagem da modelagem da autocorrelação do crescimento.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo geral

Modelar o crescimento diamétrico de árvores individuais do estrato arbóreo de uma Floresta Ombrófila Densa a partir de duas abordagens, a modelagem do incremento diamétrico e a modelagem da autocorrelação do crescimento, e projetar o DAP (cm), por meio da estimativa do incremento diamétrico obtida pela modelagem.

1.3.2 Objetivos específicos

9 Avaliar e identificar entre os índices de competição independentes e dependentes da distância, qual melhor representa a competição no estrato arbóreo na floresta estudada;

9 Verificar a autocorrelação do incremento diamétrico entre medições de períodos iguais e sucessivos e agrupar as espécies em grupos com características semelhantes;

9 Ajustar e selecionar o melhor modelo de crescimento em nível de árvore individual dentre duas abordagens: a modelagem do incremento diamétrico e modelagem da autocorrelação do crescimento diamétrico;

9 Realizar a projeção para o ano de 2011 da variável DAP (cm), pelo melhor modelo ajustado para cada abordagem de modelagem e comparar com os dados reais coletados para o mesmo ano da projeção, com a pretensão de identificar o melhor modelo para a projeção da variável.

REFERÊNCIAS

ALDER, D.; SILVA, J. N. M. An empirical cohort model for the management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 130, n.1-3, p. 141–157, mai. 2000.

ALDER, D. **Growth Modelling for Mixed Tropical Forests**. Department of Plant Sciences, University of Oxford, Tropical Forestry Paper 30. 231p., 1995.

AUSTREGÉSILO, S. L.; FERREIRA, R.L.C.; SILVA, J.A.A.; SOUZA, A.L.; MEUNIER, I. M.J.; SANTOS, E.S. Comparação de métodos de prognose da estrutura diamétrica de uma floresta estacional semidecidual secundária. **Revista Árvore**, v. 28, n. 2, p. 227-232, mar/abr. 2004.

BRIENEN, R. J.W.; ZUIDEMA, P.A.; DURING, H. J. Autocorrelated growth of tropical forest trees: unraveling patterns and quantifying consequences. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.237, n.1-3, p.179-190, jan/mar. 2006.

CARVALHO, J.O.P. **Structure and dynamics of logged over Brazilian Amazonian rain forest**. 1992. 215 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - University of Oxford, Oxford, 1992.

CASTRO, R.; SOARES, C.; LEITE, H.; SOUZA, A.; MARTINS, F.; NOGUEIRA, G.; OLIVEIRA, M.; SILVA, F. Competição em nível de árvore individual em uma floresta estacional semidecidual. **Silva Lusitana**, v.22, n.1, p-43-66, jun. 2014.

CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Getting to the canopy: Tree height growth in a neotropical rain forest. **Ecology**, v.82, n.5, p.1460-1472, mai. 2001.

COELHO, R.F.R.; ZARIN, D.J.; MIRANDA, I.S.; TUCKER, J.M. Ingresso e mortalidade em uma floresta em diferentes estágios sucessionais no município de Castanhal, Pará. **Acta Amazonica**, v. 33, n.4, p. 619-630, out.2003.

DAVIS, L.S., JOHNSON, K.N. **Forest management**. Third edition. McGraw-Hill, New York, NY, 790 p, 1987.

FOLI, E.G. **Crown dimensions and diameter growth of some tropical mixed forest trees in Ghana**. 1993. 185 p. Thesis, University of Aberdeen, 185 p., 1993.

HAMILTON JR., D.A. A logistic model of mortality in thinned and untrimmed mixed conifer stands of Northern Idaho. **Forest Science**, Bethesda, v.32, n.4, p. 989-1000, dez.1986.

HASENAUER, H. Princípios para modelagem de ecossistemas florestais. **Ciência e Ambiente**, n. 20, p.53-69, jan/jun. 2000.

KAMMESCHIEDT, L.; GAGANG, A.A.; SCHWARZWALLER, W.; WEIDELT, H. Growth patterns of dipterocarps in treated and untreated plots. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.174, n.1-3, p.437-445, fev.2003.

KIMMINS, J.P. Modeling the sustainability of forest production and yield for a changing and uncertain future. **The Forestry Chronicle**, v.66, n.3, p- 271-280, mai. 1990.

LANDIS, R.M.; PEART, D.R. Early performance predicts canopy attainment across life histories in subalpine forest trees. **Ecology**, n.86, n.1, p.63-72, jan. 2005.

OHEIMB, G. von, LANG, A.C., BRUELHEIDE, H., FORRESTER, D.I., WÄSCHE, I., YU, M., HÄRDITTE, W. Individual-tree radial growth in a subtropical broad-leaved forest: the role of local neighborhood competition. **Forest Ecology Management**, Amsterdam, v. 261, n.3, p. 499–507, fev. 2011.

ORELLANA, E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados por modelos de árvore individual em um fragmento de Floresta de Araucária**. 2014. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009. 664 p.

RADTKE, P.J., WESTFALL, J.A., BURKHART, H.E. Conditioning a distance-dependent competition index to indicate the onset of inter-tree competition. **Forest Ecology and Management**, v.175, n.1-3, p.17-30, mar. 2003.

ROITMAN, I. **Modelagem espacial e temporal na mata de galeria do Gama- DF**. 2011. 169 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Brasília, Brasília, 2011.

SCOLFORO, J. R. S. **Modelagem do crescimento e da produção de florestas plantadas e nativas**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1998. p.381-391.

STEPKA, T.F.; DIAS, A.N.; FIGUEIREDO FILHO, A.; MACHADO, S.A.; SAWCZUK, A.R. Prognose da estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista com métodos de razão de movimentos e matriz de transição. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p.327-335, nov.2010.

STOYAN, D.; PENTTINEN, A. Recent applications of point process methods in Forestry Statistics. **Statistical Science**, v. 15, n. 1, p. 61-78, jan.2000.

TEIXEIRA, L. M.; CHAMBERS, J. Q.; SILVA, A.R.; LIMA, A.J.N.; CARNEIRO, V.M.C.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. Projeção da dinâmica da floresta natural de terra-firme, região de Manaus-AM, com o uso da cadeia de transição probabilística de markov. **Acta amazonica**, v. 37, n.3, p.377-384, mar.2007.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests**. Guilford:CAB International/Briddles Ltd., 1994. 312p.

VANCLAY, J. K. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rain forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 42, v.3-4, p.143-168, ago.1991.

ZHAO, D.; BORDERS, B.; WILSON, M. e RATHBUN, S.L. Modeling neighborhood effects on the growth and survival of individual trees in a natural temperate species rich forest. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 196, n. 1, p. 90-102, jul. 2006.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Florestas tropicais

Um dos principais tipos de vegetação no mundo são as florestas tropicais (WHITMORE, 1990; RICHARDS, 1996). Dentre todos os ecossistemas naturais do planeta, essas florestas são as que possuem maior diversidade biológica, complexidade estrutural e número de espécies animais e vegetais, coexistindo em um mesmo ambiente (CLARK; CLARK, 2001; FAO, 2001). Estima-se que possuam cerca de 50% da biodiversidade do planeta, numa área que cobre apenas 7% das áreas continentais (SALATI et al., 1998).

As florestas tropicais recebem esse nome devido ao fato de estarem localizadas na zona equatorial, entre o Trópico de Câncer e o Trópico de Capricórnio (ODUM; BARRET, 2007). Estão presentes na Ásia, África, América e Oceania (OFOSU-ASIEDU, 1997).

Este tipo de floresta apresenta características fisionômicas bem típicas, sendo de um dossel de 30 m ou mais de altura, sempre verde, com uma abundância de cipós e trepadeiras tanto lenhosos como herbáceos (WHITMORE, 1990). Uma alta riqueza de espécies com baixa densidade é também uma característica comum em florestas tropicais em geral (WHITMORE, 1990).

As temperaturas costumam ser mais altas durante o dia e baixas a noite, o que faz com que a temperatura média mensal seja sempre menor do que a típica temperatura diária. A temperatura média está em torno de 27°C e a precipitação é de pelo menos 2.000 mm/ano (TURNER, 2004). A umidade relativa do ar é superior a 80% durante a maior parte do ano (MEIRELLES FILHO, 2004). As características florísticas, fisionômicas e estruturais de uma floresta tropical, são fortemente influenciadas pelos fatores edáficos, incluindo as propriedades físicas e químicas do solo e de drenagem. Por isso, as formações podem ser reconhecidas em relação aos grandes grupos de solos e de inundação em toda a geografia da faixa de floresta tropical (TURNER, 2004).

Segundo a Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura-FAO, 31% da cobertura de terra do planeta é constituída por algum tipo de floresta (FAO, 2011) e deste percentual, aproximadamente 47% é constituída de florestas tropicais (FAO, 2006). A América do Sul comporta cerca de 54% das florestas tropicais úmidas do planeta (FAO, 2001), distribuídas em nove países, Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Peru, Suriname e Venezuela (INPE, 2000). No Brasil, as florestas tropicais correspondem a cerca de 80% da cobertura vegetal (FAO, 2001), sendo quase totalmente

representada pelo Bioma Amazônico (IBGE, 2008). A Amazônia é detentora de mais de 50% do estoque de madeira tropical do mundo (HIGUCHI et al., 2000).

A vegetação predominante na Amazônia brasileira e a Floresta Ombrófila Densa, que ocupa grande parte da bacia hidrográfica do rio Amazonas, numa área estimada de 1.762.700 km² (PROBIO, 2004), correspondendo a cerca de 42% das florestas tropicais localizadas no território brasileiro.

2.2 Crescimento de árvores em florestas tropicais

A maioria dos estudos sobre o crescimento de árvores em florestas tropicais descobriu que a grande maioria das árvores cresce muito lentamente. As taxas de crescimento de espécies na floresta tropicais variam consideravelmente, em geral o incremento médio em diâmetro, varia entre 0,5 a 0,6 mm ano⁻¹, com taxas máximas de 1,5 mm ano⁻¹ (TURNER, 2004).

Segundo Zeide (1989) a curva de crescimento da árvore aumenta no início numa forma côncava e mais tarde torna-se convexa. Sob a ótica de fundamentos fisiológicos de crescimento, envolve duas forças opostas:

a) uma positiva, chamada componente de expansão ou de “anabolismo construtivo”, tendo uma tendência inerente de multiplicação;

b) a segunda, que representa o componente de “catabolismo destrutivo” ou os fatores limitantes como fatores ambientais, recursos/nutrientes, entre outros.

Devido à sua capacidade de realizar fotossíntese, as árvores posicionadas favoravelmente podem obter rapidamente a energia e os nutrientes que necessitam para crescer e sobreviver. E as que não estão localizadas em habitats ótimos, especialmente em relação à luz solar, precisam se adaptar aos ambientes locais (FOSKET et al., 2013). Essa plasticidade é, em grande parte, atribuída a tecidos especializados chamados de meristemas. São esses tecidos que garantem a flexibilidade do crescimento nas plantas (ESAU, 1965; GIFFORD; FOSTER, 1987).

Husch et al. (1982) também mencionam que o crescimento das árvores é influenciado pelas características da espécie e do ambiente. Essas interações complexas existentes no interior da floresta contribuem para o desenvolvimento das diferentes comunidades e influenciam diretamente a dinâmica do crescimento e desenvolvimento de todos os indivíduos que constituem uma floresta (MOGNON et al., 2012). As características do ambiente compreendem, fundamentalmente, os fatores climáticos, edáficos, topográficos e de

competição (PRODAN et al. 1997), assim como a sucessão ecológica e a luminosidade (MOGNON et al., 2012). Somadas às particularidades de crescimento influenciadas pelas características genéticas de cada espécie (LAMPRECHT, 1990).

A estimativa do crescimento é essencial no ordenamento e credibilidade de um plano de manejo sustentável. As decisões de manejo são tomadas com base na predição do crescimento e na produção que os povoamentos podem alcançar de acordo com suas respectivas taxas. A taxa de crescimento é um dos fatores mais importantes a ser considerado no plano de manejo florestal (SPURR, 1952; FERREIRA et al., 1998), por isso é imprescindível obter informações confiáveis a respeito do crescimento das árvores (SILVA et al. 1995).

Para Vanclay (1994) e Prodan et al. (1997), o crescimento é entendido como sendo o aumento de dimensões de um ou mais indivíduos em uma floresta em um determinado período de tempo. Machado e Filho (2003) mencionam que dentre as variáveis mensuráveis em uma árvore, o diâmetro é a mais importante, pois fornece base para muitos outros cálculos, como da área transversal, da área basal, volume e crescimento, além de ser usado como variável independente em processos estimativos na modelagem florestal.

Em florestas tropicais, árvores de diferentes tamanhos podem responder diferentemente quanto ao crescimento ao longo do ano (O'BRIEN et al., 2008), assim como podem apresentar diferentes dimensões para indivíduos de uma mesma idade (BAUR, 1964). Estas diferenças podem ser em parte explicadas com a posição das árvores no dossel (SILVA, 1989), onde as árvores que recebem mais luz, conseqüentemente atingem um maior crescimento. A outra parte pode ser explicada pela influência dos fatores genéticos dos indivíduos, onde a variação da taxa de crescimento pode ocorrer entre espécies, assim como pode haver variação dentro de uma mesma espécie (BAUR, 1964; CARVALHO, 1997).

Para Carvalho (1997), de uma forma geral, as árvores intolerantes à sombra, são maiores e apresentam maiores taxas de crescimento diamétrico, tanto em floresta explorada como não explorada. O autor explica que isto é devido ao fato das árvores maiores apresentarem maiores possibilidades de exposição de suas copas à radiação solar. Por outro lado, as árvores menores, tolerantes à sombra e localizadas no sub-bosque da floresta, apresentam menores taxas de crescimento diamétrico.

2.2.1 Competição

A competição é uma relação ecológica de interação entre dois indivíduos que disputam o mesmo recurso. Ocorre geralmente quando os recursos são limitados (McNAUGHTON; WOLF, 1973), contribuindo para a diminuição global da taxa de crescimento, do metabolismo, da sobrevivência ou da adequação daquele organismo abaixo de sua condição ideal (WELDEN; SLAUSON, 1986).

Para Berger et al. (2008), a competição têm sido baseada em três premissas. A primeira diz respeito à exploração dos recursos, pelo qual as plantas competem por limitados recursos que são essenciais para a manutenção de sua existência, como a luz, água e nutrientes. A segunda premissa faz menção à heterogeneidade da distribuição dos recursos, em grande parte, o destino de uma planta está relacionado diretamente com as características de um local (AERTS, 1999). E a terceira premissa, diz sobre a modificação das plantas, utilizando um mecanismo de facilitação, em que as plantas adaptam as suas necessidades e a de suas vizinhas de acordo com a disponibilidade dos recursos locais (STOLL; WEINER, 2000). Nesse caso, os efeitos são positivos, que permitem o estabelecimento das plantas, sua sobrevivência, crescimento e reprodução (CALLAWAY, 1995; STOLL; WEINER, 2000; CALLAWAY; PENNING, 2000).

Geralmente as pesquisas que avaliam a competição estão voltadas para aspectos relacionados à população ou comunidade (BERGER et al., 2008), como por exemplo: (1) aspectos dos efeitos de densidade, ou seja, o tamanho médio das árvores diminui com o aumento da densidade; (2) aspectos de mudanças na estrutura de tamanho da população ou da comunidade (surgimento de hierarquias de tamanho); (3) aspectos dependentes da intensidade de mortalidade (auto desbaste); (4) aspectos de configuração espacial, ou seja, a distância entre vizinhos e a configuração espacial global da floresta são importantes fatores que atuam diretamente na competição (STOLL; WEINER, 2000); (5) aspectos de simetria, onde a competição pode ser assimétrica e simétrica (MITCHLEY, 1987); (6) aspectos de competição abaixo do solo, onde a competição é frequentemente mais forte do que acima do solo (WILSON, 1988); (7) aspectos de adaptação das plantas, no sentido da plasticidade e não na mudança evolutiva; (8) aspectos estratégicos de plantas evitarem a competição, como, o uso de diferentes nichos (TOWNSEND; PETERSON, 2003) e (9) aspectos de interação, que relacionam a interação das plantas por alelopatias e não só pelo uso de recursos.

Diz-se que a competição é intraespecífica quando estão envolvidos indivíduos da mesma espécie e que é interespecífica quando se trata de espécies diferentes (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 1996).

A competição interespecífica pode se utilizar de dois mecanismos biológicos diferentes. O primeiro é a interação física direta, mais conhecido como competição por interferência. Ela ocorre quando um indivíduo impede de forma direta outros organismos de explorarem um recurso (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 1996). E o segundo, a competição por exploração, que ocorre quando uma espécie explora um recurso em comum à outra espécie, mas sem contato direto com aquela espécie. Essa exploração indireta de recursos pode determinar uma vantagem competitiva de uma espécie sobre a outra (ODUM; BARRET, 2007).

A competição por exploração pode ser simétrica ou assimétrica. Já a competição por interferência, geralmente é assimétrica. A competição assimétrica, também denominada de competição “de um lado” (*one-sided competition*) ocorre quando poucos indivíduos de grande porte utilizam de forma desproporcional grande parte dos recursos disponíveis, em detrimento do crescimento do vizinho menor. Diferente da competição simétrica, “de dois lados” (*two-sided competition*), na qual o uso dos recursos disponíveis é proporcional ao tamanho do indivíduo (PARK; BENJAMIN; WATKINSON, 2001; ZHAO; BORDERS; WILSON, 2004).

Na competição de um lado, as árvores maiores não são afetadas por árvores menores, enquanto que na competição de dois lados, todos os recursos são divididos igualmente, ou proporcionais ao tamanho (WEISKITTEL et al., 2011). A competição de um lado é bem representada pela variável BAL (*basal area of larger trees*), que indica um posicionamento sociológico das árvores dentro da floresta (LEDERMANN; ECKMÜLLNER, 2004), sendo essa, portanto, uma variável indicativa de competição entre árvores por luz, enquanto que a área basal (G) é uma variável de competição de dois lados, que representa a competição por água e nutrientes (VANCLAY, 1994; WEISKITTEL et al., 2011).

Em povoamentos densos, as árvores estão em contínuo estado de competição, no espaço aéreo pela luz e no solo pela água, minerais e oxigênio. Na medida em que aumentam de tamanho, suas necessidades individuais para crescimento ampliam-se (KRAMER; KOZLOWSKI, 1972). O crescimento secundário das plantas, ou seja, em diâmetro, é regulado pela competição entre os organismos. A morte de uma árvore resulta, frequentemente, em mais luz e umidade disponível para as árvores vizinhas, enquanto que o crescimento de um vizinho pode aumentar a concorrência pela água e luz (FRITTS, 1976).

Os resultados da competição têm sido muito estudados como um dos mecanismos da seleção natural, pois, a competição interespecífica pode resultar em um ajuste do equilíbrio entre duas espécies ou, se severa, pode fazer com que a população de uma espécie substitua outra. A tendência de a competição produzir uma separação ecológica de espécies aparentadas ou semelhantes é conhecida como o princípio da exclusão competitiva. No entanto, simultaneamente, a competição aciona várias adaptações seletivas que aumentam a coexistência de uma diversidade de organismos em uma dada área (ODUM; BARRET, 2007). Para fazer valer a coexistência em sistemas naturais, não apenas as diferenças de disponibilidade de recursos nos nichos devem ser consideradas, mas também a forma como as espécies respondem a estas variações no ambiente. Os conflitos funcionais, por sua vez, são também de grande importância ao fazerem com que cada espécie se dê melhor em pelo menos alguma combinação de condições, evitando que o ambiente seja dominado por apenas uma única espécie que já esteja bem adaptada a aquele ambiente (GIACOMINI, 2007).

Portanto, a competição é um processo chave no estudo de populações e comunidades vegetais, pois quase todas as intervenções estão relacionadas com a alteração desse fator ou de condições que o alteram (SCHNEIDER; SCHNEIDER, 2008).

É preciso compreender o processo de competição entre as plantas de uma forma mais abrangente e mecanicista (entender suas causas e consequências), a fim de se antecipar às respostas dos sistemas ecológicos e as mudanças ambientais (BERGER et al., 2008).

2.2.2 Interferência da luz

Toda a vida vegetal na Terra é sustentada pela energia radiante oriunda do sol, a qual as espécies convertem em energia química pelo complexo processo da fotossíntese. A luz é fonte de energia direta, empregada na fotossíntese, responsável pelo desenvolvimento e crescimento de todos os indivíduos em uma floresta (ENGEL; POGGIANI, 1990). A sua irradiância tem sido reconhecida como um dos fatores mais importantes e necessários para a regeneração e crescimento das florestas (LUGO, 1970; WALTER, 1971; BAZZAZ, 1979; NYGREN; KELLOMAKI, 1983; AMO, 1985; KOIKE; SAKAGAMI; FUJIMURA, 1986; RODRÍGUEZ-CALCERRADA et al., 2008).

As plantas normalmente competem pela luz solar. As folhas nas copas das árvores configuram um dossel que absorve luz e influencia as taxas fotossintéticas e o seu crescimento. No entanto, as folhas sombreadas das copas por outras folhas estão expostas a

níveis mais baixos de luz, traduzindo em taxas fotossintéticas muito mais baixas (SHARKEY et al., 2013).

A diferença na disponibilidade de luz influencia a distribuição das espécies em uma comunidade florestal (WALTER, 1971). A adaptação das espécies à luminosidade ambiental é importante, principalmente na fase juvenil, por condicionar mudanças morfológicas e fisiológicas na sua estrutura e função (WHATLEY; WHATLEY, 1982), determinando o sucesso ou não da regeneração. A importância desse fator tem levado diversos autores a classificar as espécies florestais em grupos ecológicos distintos, de acordo com sua capacidade de adaptação às condições de luminosidade, cujo conhecimento é chave importante para compreensão da dinâmica da floresta e seu manejo (MACIEL et al., 2002).

Em florestas tropicais, onde ocorre a cobertura do solo com vegetação densa, somente uma pequena fração da radiação solar chega ao solo, sendo variável no espaço e no tempo (JANUÁRIO et al, 1992). Os pequenos espaços por onde passa a luz na estrutura do dossel da floresta, são chamados de “sunflecks”. Na maioria das florestas, a folhagem do dossel é arranjada de tal forma que existam esses espaços por onde a luz penetra diretamente até a vegetação próxima ao solo (EVANS, 1965).

Os principais fatores que afetam o regime de luz no interior de uma floresta são a posição do sol, as condições atmosféricas e a estrutura da vegetação. A complexa interação desses fatores produz um padrão heterogêneo de microclima luminoso dentro da floresta que é, em grande parte, responsável pelo caráter dinâmico da vegetação que ele suporta. Os “sunflecks”, conforme Chazdon e Fetcher (1984) contribuem fortemente para o microclima luminoso no interior da floresta. O aumento da intensidade de irradiância no interior de uma floresta é promovido pela formação de clareiras, o que facilita o processo sucessional das florestas tropicais. A luz que chega ao interior da clareira é diferente da luz difusa que chega pelos “sunflecks”. Segundo Whitmore (1978), o tamanho da clareira influencia o microclima, ocasionando o aumento da quantidade de luz, temperatura e diminuição da umidade relativa do ar. A grande adaptação das espécies a esse gradiente de luminosidade é responsável pela diversidade da floresta tropical (MACIEL et al., 2002).

As estratégias de competição pela luz variam, em um contínuo, de espécies tolerantes à sombra a espécies intolerantes à sombra, como as pioneiras (BAZZAZ; PICKETT, 1980). Em ambientes com alta luminosidade, como em clareiras formadas após perturbações, as espécies pioneiras possuem vantagem competitiva inicial (rápido crescimento). Contudo, em um sub-bosque sombreado, as espécies tolerantes demonstram maior sobrevivência e possuem

maior chance de substituir os indivíduos que ocupam o dossel à medida que estes morrem (KOBÉ et al. 1995, FARGIONE; TILMAN, 2002).

2.2.3 Crescimento autocorrelacionado

Existe uma grande tendência de autocorrelação entre medidas de incrementos sucessivos em árvores de uma floresta (SWAINE et al., 1987). O crescimento lento permanece estagnado, enquanto outras árvores mantem altas taxas de crescimento. Há várias explicações possíveis: na mais óbvia defende-se a ideia de que as árvores de crescimento rápido estariam ocupando particularmente locais mais favoráveis na floresta, enquanto as de crescimento mais lento estariam em condições desfavoráveis (TURNER, 2004).

O que ocorre é que, para crescer rapidamente, as árvores necessitam de suprimentos adequados de luz, água e nutrientes. E a disponibilidade de nutrientes e água no solo varia tanto em uma escala temporal como espacial, porém, não varia tanto como a taxa de abastecimento de luz. No sub-bosque da floresta, onde está situada a maioria dos indivíduos arbóreos, existe uma insuficiência de luz para permitir o crescimento rápido das árvores. Somente as árvores com copas perto do topo do dossel, ou localizadas em clareiras, são susceptíveis de receber luz o suficiente para atingir altas taxas de crescimento. Portanto, as árvores sob sombra profunda estariam com suas taxas de crescimento fortemente reduzidas (SWAINE et al., 1987, TURNER, 2004).

No entanto, é possível que as árvores de sub-bosque percam a capacidade de responder positivamente à luz, quando estas se tornam disponíveis, reforçando a autocorrelação temporal na taxa de crescimento. Este fato pode ser justificado pelo grau de influência genética nas taxas de crescimento intrínsecas às árvores, que podem ser geneticamente predispostas a apresentarem um crescimento mais lento, ou mais rápido. Identificar essas árvores tem sido a ambição dos manejadores florestais (TURNER, 2004).

Mervart (1972) e Swaine et al. (1987) afirmaram que, no tocante às posições relativas das espécies nos grupos de incremento de diâmetro, a autocorrelação das taxas de crescimento ao longo de períodos de tempo sucessivos sugere que, embora os incrementos absolutos possam variar ao longo do tempo, alterações no ranking das espécies são improváveis.

Segundo Zeide (1989), o crescimento das árvores segue um padrão comparável e estável ao longo do tempo, mesmo com alterações dos fatores ambientais. Fato também relatado por Swaine et al. (1987), que observaram uma correlação significativa entre as observações de incrementos sucessivos e descobriram que estas características perduraram

durante vários anos. Isto implica dizer que, quando a autocorrelação está presente, o indivíduo com desempenho superior tende a se manter superior, assim como o inferior tende-se a manter inferior (VANCLAY, 1994; CALEGÁRIO et al., 2005).

2.3 Manejo florestal e planejamento

O manejo florestal sustentável baseia-se na tomada de decisões de gerenciamento, que leva em consideração a organização, respeito, uso e a conservação da base de recursos florestais (SCHUCHOVSKI, 2014). Tais decisões podem envolver o futuro da floresta em longo prazo ou as atividades do dia a dia (BUONGIORNO; GILLESS, 1987, 2003).

As primeiras experiências silviculturais em manejo de florestas tropicais remontam à metade do século XIX, realizadas na Índia e em Burma (Ásia). Mais tarde, expandiu-se para a Malásia e outros países da África e América Tropicais (BAUR, 1964; WHITMORE, 1984). Até 1994, a adoção do manejo florestal na Amazônia era praticamente inexistente (VERÍSSIMO; LIMA; LENTINI, 2002), sendo implementado mais fortemente a partir do ano 2000.

O manejo florestal basicamente compreende três etapas básicas: (i) tomada de decisões, com a identificação do problema e das soluções alternativas para a definição da estratégia ótima a ser seguida; (ii) implementação das atividades necessárias e, (iii) controle, com a verificação se as atividades planejadas foram realmente implementadas e se os resultados atendem ao esperado (CLUTTER et al., 1983).

As condições presentes e futuras dos recursos florestais norteiam as decisões no manejo florestal. Para se obter informações atualizadas sobre a floresta faz-se o uso do inventário florestal. Porém, as florestas estão em constantes mudanças, e realizar um inventário com grande frequência, se torna inviável, devido aos custos inerentes a esta operação. Por isso, o mais indicado é projetar estas mudanças para que se possam obter as informações que auxiliem a tomada de decisões. Portanto, previsões de crescimento e produção são requeridas para o planejamento em curto e longo prazo (AVERY; BURKHART, 2002).

Para que se consiga obter boas previsões, uma boa base de dados é requerida, assim como modelos de crescimento adequados e de outras ferramentas de planejamento (VANCLAY, 1994). Ao longo do tempo, diferentes tipos de modelos de crescimento e produção florestal têm sido desenvolvidos, tais como: modelos de planejamento e tomada de decisões, de projeção do crescimento e da dinâmica florestal, de paisagem e espaciais e, de

gestão florestal participativa (MENDOZA; VANCLAY, 2008; BURKHART; BROOKS, 1990).

2.4 Modelagem florestal

Entende-se como modelo, uma simples abstração ou representação de algum aspecto da realidade, construído de acordo com os objetivos de uso específico (SANQUETTA, 1996). Um modelo matemático é uma equação ou um conjunto de equações que representam o comportamento de um sistema (FRANCE; THORNLEY, 1984).

Os modelos de crescimento aplicados à área florestal são subdivididos em quatro categorias, conforme Weiskittel et al. (2011):

a) estatísticos: compreendem os modelos que consideram a coleta e análise de dados que caracterizem a população permitindo desta forma, a variabilidade estatística a ser estimada por parâmetros. São modelos estatísticos empregados na predição do desenvolvimento e produção do povoamento florestal ao longo do tempo;

b) de processo: são os modelos que representam processos fisiológicos chave (interceptação de luz e a fotossíntese) e geralmente são utilizados para entender e explorar o comportamento do sistema. São utilizados para caracterizar tanto o desenvolvimento da árvore individual como o do povoamento;

c) híbridos: combinam atributos dos modelos estatísticos como os de processo e são empregados tanto para a predição como para o entendimento e;

d) gap: são os modelos desenvolvidos para explorar processos ecológicos de longo prazo. Servem em geral, para ajudar no entendimento das interações e o controle de sucessão de espécies florestais.

Por outro lado, outros autores (FRANCE; THORNLEY, 1984) fazem uma classificação um pouco distinta, considerando apenas três níveis:

a) Nível 1- Modelos associados a uma distribuição de probabilidade:

- determinísticos: realizam predições definidas sem que haja associação a uma distribuição de probabilidade;

- estocásticos: incluem um elemento randômico como parte integrante do modelo, ou seja, as predições possuem uma distribuição;

b) Nível 2- Modelos dependentes do tempo:

- dinâmicos: predizem como as quantidades variam com o tempo, de modo que estes modelos são geralmente apresentados como um conjunto de equações diferenciais com a variável independente tempo;

- estáticos: não possuem o tempo como variável e não fazem previsões dependentes do tempo;

c) Nível 3- Modelos que diferem quanto à natureza:

- empíricos: descrevem as respostas de um sistema utilizando frequentemente equações matemáticas ou estatísticas não restritas por princípios científicos. Dependendo do objetivo da modelagem, este é o melhor tipo de modelo a ser construído.

- mecânicos: fornecem um nível de entendimento ou explicação do fenômeno modelado, implicando numa relação causal entre as quantidades e os mecanismos (processos) representados para prever os fenômenos. Um modelo mecânico é baseado na nossa concepção de como o sistema funciona, quais os importantes elementos e como é a relação entre eles e, assim, também compreende e depende de elementos empíricos.

E ainda, os modelos (ou funções), quanto à sua representação matemática, podem ser:

- a) lineares: nos quais os parâmetros são dispostos linearmente (FRANCE; THORNLEY, 1984);

- b) não lineares: quando pelo menos uma de suas derivadas com relação aos parâmetros depende de pelo menos um parâmetro (SCHABENBERGER; PIERCE, 2001).

Nesse sentido, os modelos voltados para a prognose da floresta, são os estatísticos e determinísticos, que se concentram no resultado final, como, por exemplo, em termos de produção e estrutura diamétrica, são os mais indicados para atender às principais demandas de informações empregadas no manejo de florestas (VANCLAY, 1994). Modelos de crescimento determinísticos dão uma estimativa do crescimento esperado de uma amostra florestal, da mesma maneira que a média indica uma tendência central para uma população (VANCLAY, 1994). No entanto, esses modelos não apresentam bons resultados quando se quer conhecer detalhes do processo de crescimento da floresta, como as suas causas, mas são empregados com sucesso para prever a produção de madeira (CAMPOS; LEITE, 2013).

2.4.1 Modelos de crescimento e produção

Primeiramente se faz necessário entender o que é crescimento e o que é produção. O crescimento é o aumento de dimensões de um indivíduo ou de uma população e o incremento reflete esse crescimento por unidade de tempo, por exemplo, incremento diamétrico em

centímetros por ano. Já a produção, é o tamanho do indivíduo ou população em um determinado momento, por exemplo, diâmetro em centímetros (BURKHART; TOMÉ, 2012).

Portanto, o crescimento e produção não são atributos separados, mas sim, intimamente relacionados (CAO; BURKHART; LEMIN JUNIOR, 1982). Por isso, pode-se dizer que a equação de produção pode ser obtida integrando-se a equação de crescimento e, da mesma forma, a equação de crescimento pode ser obtida buscando-se a diferencial da equação de produção (BURKHART; TOMÉ, 2012).

Realizar estimativas de crescimento e produção é algo implícito ao manejo florestal (BURKHART; BROOKS, 1990). Por isso, a modelagem do crescimento e da produção florestal é essencial para integrar as informações e desta maneira auxiliar na tomada de decisões (BURKHART, 2008), pois descreve a mudança em tamanho de um indivíduo ou população com o passar do tempo e é desenvolvida para realizar estimativas futuras de crescimento (MENDOZA; VANCLAY, 2008).

As tabelas de produção foram o início do desenvolvimento dos modelos de crescimento e produção, que evoluíram para as tabelas de produção regionais e depois para os simuladores de crescimento. Os modelos de crescimento florestal seguiram em desenvolvimento, considerando também diferentes objetivos e concepções, bem como seguiram a melhoria dos modelos já existentes (SCHUCHOVSKI, 2014). Desta forma, esta é uma área de pesquisa constantemente ativa, pois o seu uso depende da atualização de inventário florestal, avaliação de alternativas silviculturais e planejamento do manejo florestal (PRETSCHZ et al., 2008; BURKHART; BROOKS, 1990). Pode-se dizer que o sucesso da modelagem do crescimento e da produção florestal está centrado em três elementos fundamentais: coleta de dados, técnicas analíticas e tecnologia computacional (BURKHART; BROOKS, 1990).

Um aspecto importante no desenvolvimento de modelos de crescimento e produção é a seleção de funções de crescimento apropriadas para a modelagem de árvores. Algumas funções de crescimento, quando ajustadas aos dados, fornecerão estimativas equivalentes ao intervalo das observações utilizado para realizar o ajuste da equação. Porém, este comportamento, quando extrapolado, pode ser ligeiramente diferente, dependendo das propriedades matemáticas envolvidas (SCHUCHOVSKI, 2014). Por isso, há certas propriedades que uma função de crescimento deve exibir para que seja consistente com os princípios biológicos do crescimento (BURKHART; TOMÉ, 2012):

a) a curva é usualmente limitada pelo valor zero no início (onde $t=0$ ou $t= t_0$) dependendo da variável que está sendo modelada; se começa em $t=0$, como é o caso da grande maioria das variáveis de árvores e povoamentos, como o DAP;

b) a curva geralmente deve exibir um valor máximo (assíntota) alcançado em uma idade avançada;

c) a inclinação da curva deve aumentar com o aumento da taxa de crescimento na fase inicial e diminuir nos estágios finais – ponto de inflexão (BURKHART; TOMÉ, 2012).

A metodologia dos modelos de crescimento e produção para floresta inequiâneas não só mudou de uma abordagem empírica para um processo baseado em abordagem mais mecanicista, como também incorporaram uma grande variedade de técnicas, tais como, (i) sistemas de equações; (ii) projeções não lineares, (iii) cadeias de Markov; (iv) modelos matriciais e (v) técnicas de rede neurais (PENG, 2000).

2.4.2 Classificação dos modelos

Os modelos de crescimento e produção são divididos conforme o nível de detalhamento de informações necessárias, em: modelos de povoamento, modelos de distribuição de diâmetros e modelos de árvores individuais (PENG, 2000; CAMPOS; LEITE, 2013).

Para Vanclay (1994), os modelos de povoamentos, às vezes denominados modelos do tipo povoamento total, são modelos mais robustos, que não explicam diretamente a variação do tamanho das árvores dentro do povoamento. O mesmo autor explica que para prever o crescimento, estes modelos empregam parâmetros populacionais, como a densidade de árvores, área basal, volume em pé, como também idade e índice de sítio.

Os modelos de distribuição de diâmetros estimam o número de árvores por hectare por classe de diâmetro nas idades presente e futura e, a partir do emprego de uma equação de volume por árvore individual, permitem estimar a produção por classe (CAMPOS; LEITE, 2013). Este é o tipo de modelo mais difundido em florestas equiâneas e inequiâneas, devido à facilidade de obtenção de dados (SOUZA; SOARES, 2013). O ajustamento destes modelos exige a estimação de parâmetros de alguma função de probabilidade para predizer a estrutura de florestas, como: exponencial, polinomial, beta, gama, weibull, univariada, bivariada e cadeias de Markov (VANCLAY, 1994).

Quando a classe de tamanho é infinitamente pequena e cada árvore é considerada uma única classe, então se trata dos modelos de árvores individuais (VANCLAY, 1994). Segundo

o mesmo autor, esta abordagem é mais detalhada, pois utiliza cada árvore e não parcelas como uma unidade básica para a modelagem e para que isso se operacionalize se faz necessário conhecer as dimensões e informações de cada indivíduo. Peng (2000) menciona que para obter as estimativas para o povoamento, deve-se somar o resultado das estimativas calculadas para as árvores individuais.

O modelo de árvores individuais pode ser distinguido em duas categorias: os que não requerem informações sobre a distribuição espacial das árvores e aqueles que incluem medidas de competição espacial (VANCLAY, 1994).

Daniels, Burkhart e Strub (1979) compararam as três diferentes alternativas de modelos de estimativa da produção e concluíram que a escolha do tipo de modelo depende da quantidade de informações desejada e das práticas de manejo avaliadas, pois os três modelos forneceram estimativas acuradas e nenhum apresentou tendências nas predições, dadas as condições do povoamento.

2.4.3 Modelagem de árvores individuais

A modelagem em nível de árvores individuais, segundo Weiskittel et al (2011) é uma nova tendência para modelar o crescimento e a produção de florestas em diversas partes do mundo. Estes modelos possuem a capacidade de simular o ambiente competitivo de cada árvore (DAVIS; JOHNSON, 1987) corroborando com o fornecimento do máximo de detalhes, o que flexibiliza a avaliação das alternativas de manejo ou de tratamentos silviculturais (VANCLAY, 1995; AVERY; BURKHART, 2002).

Os modelos de crescimento em nível de árvore individual são mais complexos, pois são constituídos por vários submodelos (VANCLAY, 1994), sendo os principais aqueles que estimam a mortalidade e o crescimento do diâmetro e altura (CASTRO et al., 2014). O ingresso de novas árvores também deve ser considerado no estudo de florestas naturais (HASENAUER, 2000). Outras variáveis como, as dimensões das copas, por exemplo, podem ser consideradas, caso estas sejam variáveis explicativas nos demais submodelos (CASTRO et al., 2014).

Os modelos em nível de árvores individuais podem ser classificados em dependentes ou independentes da distância (VANCLAY, 1994; PENG, 2000; PRETZSCH, 2009; WEISKITTEL et al., 2011), de acordo com o índice de competição utilizado. Porém, poucos estudos utilizando a modelagem individual dependente ou independente da distância no Brasil foram publicados e, seu emprego é ainda muito incipiente (ORELLANA, 2014).

Muitos trabalhos têm sido realizados em nível de árvores individuais, em destaque nos EUA e Europa. Entre esses citam-se Hasenauer e Monserud (1996) e Hasenauer (1997) que ajustaram equações de crescimento para copa, diâmetro e altura para diferentes espécies; Sterba e Monserud (1997) que obtiveram uma equação de crescimento em área basal para gêneros de *Pinus*; Tomé e Burkhart (1989) e Pretzsch, Biber e Dursky (2002) que implementaram os submodelos (crescimento, mortalidade e ingresso) em um único modelo.

Um modelo de crescimento completo para florestas tropicais requer que todas as espécies sejam representadas, com o objetivo de avaliar os processos competitivos de sucessão da dinâmica florestal (ALDER; SILVA, 2000). No mundo centenas de modelos em nível de árvores individuais foram desenvolvidos em regiões temperadas e boreais, mas poucos foram desenvolvidos em florestas tropicais e subtropicais (LIU; ASHTON, 1995). Alguns exemplos de modelos em nível de árvores individuais empregados para prever a dinâmica de florestas, foram desenvolvidos por Botkin (1993), Liu e Ashton (1998), Huth e Ditzer (2000), Köhler et al. (2001), Sato (2009) e Pütz et al. (2011).

No Brasil, a maioria dos modelos em nível de árvores individuais não contempla todas as árvores em uma floresta e, portanto, não são modelos completos. A grande maioria tem abrangência apenas nos submodelos e para algumas espécies amazônicas (SILVA et al., 2002; PHILLIPS et al., 2004); para a espécie canjerana (DURLO, 2001); canela preta (DELLA-FLORE et al., 2004), araucária (CHASSOT et al., 2011), *Cedrela odorata* (CUNHA, 2009). Como exemplos de modelos mais completos no Brasil, podem-se citar os trabalhos de Orellana (2014) e Castro et al. (2014).

Segundo Vanclay (1994), os modelos de árvores individuais são caracterizados por poucas variações de abordagens, porém muitas variações no emprego de diferentes índices de competição. Como a abordagem torna-se mais mecanicista, o caminho mais lógico para implementar o modelo se torna mais aparente, e menos alternativas são perseguidas. Assim, a ênfase tem sido na adaptação dos modelos já existentes ao invés de desenvolver novos modelos.

2.5 Índices de competição

O efeito que a competição exerce sobre o crescimento das árvores pode ser expresso por meio de um índice, denominado índice de competição. Estes índices permitem quantificar o nível competitivo de uma árvore em relação às suas competidoras (DAVIS et al., 2005). Portanto, um índice de competição (IC) pode ser definido como sendo a tentativa de

quantificar, em simples expressões, o efeito de plantas vizinhas sobre o crescimento de uma árvore individual (VANCLAY, 2006). Para que isso seja possível, a maioria dos índices se relaciona a quatro fatores principais: número de competidores; tamanho e distância das árvores vizinhas; e luminosidade (VANCLAY, 1994). O seu desempenho geralmente é avaliado pela análise da correlação entre os valores observados do IC e o crescimento das árvores, ou com outras variáveis, como incremento em diâmetro, área basal ou altura (DANIELS; BURKHART; CLASON, 1986; HOLMES; REED, 1991; RADTKE; WESTFALL; BURKHART, 2003).

Os índices de competição estão entre as variáveis mais empregadas em modelos de árvores individuais de crescimento e de mortalidade (FOLI, 1993; RADTKE; WESTFALL; BURKHART, 2003, PELTONIEMI; MÄKIPÄÄ, 2011). Os mesmos ainda são empregados nas projeções da assimilação de carbono ou projetos de compensação e recuperação ambiental, assim como, podem auxiliar na identificação de espécies mais sensíveis aos efeitos das árvores vizinhas e na compreensão de mecanismos de competição e coexistência (ROITMAN, 2011). No entanto, a avaliação da competição constitui um problema contínuo na área florestal, devido, principalmente, à dificuldade de sua quantificação (HOLMES; REED, 1991; OHEIMB et al., 2011).

Os estudos de índices de competição inicialmente foram desenvolvidos para povoamentos com uma ou poucas espécies. Os trabalhos de maior destaque foram os de Spurr (1962), Brown (1965), Bella (1971), Hegyi (1974), Daniels (1976) e Glover e Hool (1979). Estes índices têm sido aplicados com sucesso em florestas com condições mais controladas, como espaçamento, idade e espécie. Como exemplos podem ser citados os trabalhos de Hann e Wang (1990), Pretzsch (2002), Crecente-Campo, Marshall e Soalleiro (2009), Potvin e Dutilleul (2009); Boivin et al. (2010); Baribault e Kobe (2011) e Li et al. (2014). Em florestas tropicais a aplicabilidade destes índices tem sido dificultada devido à complexidade associada a essas florestas (ROITMAN, 2011), sendo escassos os estudos em área de elevada riqueza de espécies. Exemplos de estudos em florestas de maior riqueza são: Hamilton (1986), Zhao et al. (2006) e Oheimb et al., (2011).

No Brasil os estudos se dividem entre comparações de diferentes índices e a inserção do índice na modelagem do crescimento. Alguns destes estudos focaram espécies plantadas, como o eucalipto (NETO, 2002; MARTINS, 2011). No bioma Mata Atlântica, representada pela Floresta Ombrófila Mista, houve estudos conduzidos para analisar a competição de algumas espécies isoladas, como *Araucaria angustifolia* (CHASSOT et al., 2011) e *Ocotea porosa* (SANTOS, 2012) e para investigar a competição existente entre indivíduos de

araucárias, angiospermas heliófilas e angiospermas umbrófilas (ORELLANA, 2014). Em Floresta Estacional Semidecidual, no mesmo bioma, Castro et al. (2014) analisaram um grupo de 36 espécies e Silveira (2014), analisou as três espécies com maior valor de importância. No cerrado, em uma floresta de galeria, Roitman (2011), desenvolveu sua pesquisa analisando a competição e o padrão espacial de todas as árvores das parcelas avaliadas. No bioma amazônico, Cunha (2009) estudou a competição da espécie *Cedrela odorata* e mais tarde em 2013, o mesmo autor aprofundou seus estudos desenvolvendo modelos de crescimento com a inserção de índices de competição para quatro espécies de interesse comercial: *Cedrela odorata*, *Amburana cearensis*, *Copaifera paupera* e *Swietenia macrophylla* (CUNHA, 2013).

Os índices de competição podem ser divididos em dois grandes grupos: independentes de distância, que não consideram o posicionamento das árvores dentro da parcela, e dependentes de distância, que levam em conta a posição relativa entre as árvores na parcela. O princípio fundamental dos modelos dependentes da distância é o conhecimento da localização e o tamanho das árvores competidoras (PENG, 2000), enquanto os independentes da distância consideram que todas as espécies e tamanhos de árvores estão igualmente distribuídos na floresta (DAVIS; JOHNSON, 1987).

Ambos os métodos têm sido aplicados em florestas mistas ou ricas em espécies. O mapeamento das árvores é bastante dispendioso e oneroso e a literatura não indica claramente se índices dependentes da distância são mais eficazes que os independentes da distância (DAVIS; JOHNSON, 1987; WEISKITTEL et al., 2011). Alguns estudos comparativos concluíram que os independentes da distância são tão eficazes quanto os dependentes da distância (LORIMER, 1983; MÄKINEN, 1997). No entanto, não há confirmação, de forma generalizada, da superioridade de um índice de competição sobre o outro (DANIELS; BURKHART; CLASON; 1986; FOX et al., 2007).

2.5.1 Índices de competição independentes da distância

Os índices independentes da distância baseiam-se em medidas de densidade e de dominância. Aqueles baseados na densidade do povoamento, não consideram as dimensões das árvores individualmente; e os baseados em medidas de dominância das árvores, incluem a dimensão individual da árvore objetivo e representam sua dominância dentro do povoamento (TOMÉ, 2005). Existem alguns modelos baseados na medida da densidade do povoamento, entre os quais está a área basal (MARTIN; EK 1984). A área basal corresponde à área ocupada pelos fustes das árvores em uma floresta, geralmente expressa em metros quadrados

por hectare (MACHADO; FIGUEIREDO FILHO, 2003). Nem sempre se faz a leitura da área basal como um índice de competição da floresta, e sim apenas como uma medida de densidade. Outro índice independente da distância, também baseado na densidade é aquele que se refere à avaliação da área média disponível por árvore no povoamento (ROITMAN, 2011). No entanto, Curtis (1970), ao analisar vários modelos de densidade, concluiu que a grande maioria é equivalente.

Já os modelos baseados em medidas de dominância, por considerarem a ocupação da árvore em relação ao povoamento ou parcela, possuem maior representatividade. Existem diversos índices desse tipo como, por exemplo, aqueles baseados na razão entre uma dimensão da árvore (diâmetro ou altura) e o valor médio correspondente para o povoamento (GLOVER; HOOL, 1979; DANIELS; BURKHART; CLASON, 1986); na razão entre a dimensão da árvore e o valor médio correspondente para as árvores dominantes (ALDER, 1979); e na proporção da copa (DANIELS; BURKHART; CLASON, 1986). Pode-se citar ainda, os baseados na densidade do povoamento e diâmetro quadrático médio (REINEKE, 1933), e na largura máxima da copa e área da parcela (KRAJICEK; BRINKMAN; GRINGRICK, 1961).

Wykoff, Crookston e Stage (1982) mencionam ainda aqueles baseados na área basal das árvores maiores do que a árvore objetivo, o BAL (*basal area in larger trees*). Desta forma, considerando como competidoras apenas as árvores maiores, é incorporado no modelo uma característica importante, associada ao tipo de competição envolvida, ou seja, a competição assimétrica (ex. competição por luz). Também entram nessa categoria, os modelos baseados na área basal das árvores maiores, na área basal do povoamento e no índice de espaçamento relativo da parcela (SCHRÖEDER; GADOW, 1999), bem como o modelo baseado na área seccional da copa e área da parcela (BIGING; DOBBERTIN, 1995).

2.5.2 Índices de competição dependentes da distância

Os índices dependentes da distância levam em consideração as coordenadas espaciais que são atribuídas para cada árvore, as quais permitem ponderar a competição entre cada árvore e as árvores vizinhas pela distância, sendo mais complexos e exigentes em termos de coleta de dados (HYNYNEN, 1995). A competição certamente é diferente entre duas árvores de grande porte e entre uma árvore de pequeno porte e uma de grande porte. Por isso o tamanho das árvores, a proximidade e a distribuição das árvores vizinhas devem ser conhecidos, para que o processo de competição seja melhor avaliado (VANCLAY, 1994).

Para que se identifiquem as árvores competidoras, geralmente é atribuído ao redor da árvore em que se queira avaliar (árvore objetivo), um raio, que pode ser fixo ou variável. Nos modelos de IC de raio fixo, uma área circular é atribuída a cada planta e as árvores contidas nesse círculo são consideradas vizinhas. O raio é fixado de forma arbitrária, mas geralmente corresponde à área horizontal ocupada pelos indivíduos adultos (ROITMAN, 2011).

a) Raios de competição

Vários autores propuseram metodologias para quantificar a competição, as quais, em sua absoluta totalidade, levam em conta as árvores competidoras. No entanto, não existe uma definição clara de quais as árvores, suas características, a localização espacial e distância em relação à árvore de interesse, exercem efeito competitivo, ou seja, não há um tamanho de unidade amostral a ser utilizado para a identificação das árvores competidoras (CHASSOT, 2013).

Tonini (2007) também menciona que é bastante difícil definir uma zona exata em que ocorre a influência de árvores vizinhas competidoras. Entretanto, Vettenranta (1999) aponta que a competição cessaria repentinamente a uma determinada distância, sendo mais realista assumir que a competição decresce com o aumento da distância a árvore objetivo.

Muitas abordagens têm sido utilizadas para definir esta área de competição. Alguns trabalhos se referem a um raio de área fixo, como Hegyi (1974), que determinou o número de competidores utilizando um raio fixo de 3,05m a partir da árvore objetivo. Beland et al (2003) empregou raios de 3 e de 6 metros, indicando maior correlação com o raio de 6 metros; Kaitaniemi e Lintunen (2010) utilizaram um raio de 5 metros; Miina e Pukkala (2002), também trabalharam com um raio de 6 metros; Stadt et al. (2007), utilizaram um raio de 7 metros; Contreras, Affleck e Chung (2001), um raio de 11 metros; Zhao et al. (2006), realizou alguns testes prévios em seu estudo e determinou que um raio de 25 metros seria o mais adequado para os seus estudos em área tropical.

No entanto, na utilização de um raio fixo deve-se ter cautela, porque o raio de influência de competição tende a crescer, à medida que as árvores aumentam de tamanho (BURTON, 1993). Pensando nisto, outros pesquisadores sugeriram modificações no uso do índice de Hegyi (1974), propondo que o raio de vizinhança variasse em função da distância e tamanho das árvores competidoras (DANIELS; BUCHKART, 1975). Vanclay (2006), também propôs raios variáveis, baseado no tamanho e distância relativa entre a árvore objetivo e sua potencial vizinha. Roitman (2011) utilizou a versão modificada do índice de

Hegyí (VANCLAY, 2006), no qual o raio de vizinhança depende da distância euclidiana entre a árvore objetivo e a sua vizinha, bem como seus tamanhos. Orellana (2014) seguiu o trabalho de Vanclay et al. (2013), que utilizou o índice de Hegyí, mas que também calculou a competição baseada na premissa de que uma árvore vizinha exerceria competição sobre a árvore objetivo se $D_{ij} < . (d_i+d_j)$, onde d_i é o diâmetro da árvore competidora (i), d_j é o diâmetro da árvore objetivo (j), e D_{ij} é a distância entre as árvores i e j e $.$ é o raio de influência pré-estabelecido em metros.

b) Efeito de bordadura

Quando se utiliza de índices de competição baseados na distância, não se pode considerar que as árvores próximas ao limite das parcelas, não sofram interferência por outras árvores, pelo simples fato de estarem localizadas na bordadura do experimento. Por isso, Alder (1995) menciona que a bordadura é um problema inerente aos modelos dependentes da distância.

O índice de competição torna-se cada vez mais incompleto e impreciso, à medida que as árvores se aproximam da borda da parcela, devido ao desconhecimento das árvores competidoras que estão fora da parcela (ALDER, 1995; PRETZSCH, 2009).

O método do Deslocamento (Shifting) para correção da bordadura (PRETZSCH, 2009), produz uma cópia exata da parcela, que é deslocada para todos os lados e cantos da parcela, com o intuito de simular o efeito da competição das árvores que são desconhecidas e estão presentes fora da parcela (PRETZSCH, 2009).

2.6 Agrupamento de espécies

Realizar a modelagem por espécies em florestas com grande diversidade é impraticável e, portanto, faz-se necessário reduzir o número de parâmetros, por meio do agrupamento de espécies com características comuns (VANCLAY, 1991; ALDER; SILVA, 2000).

O agrupamento de espécies no manejo florestal poderia basear-se em características comerciais ou de mercado das espécies, no entanto, as classificações econômicas não possuem nenhuma relação com o crescimento ou comportamento ecológico das espécies (VANCLAY, 1994).

Historicamente, modeladores florestais tem usado uma grande variedade de critérios para realizar o agrupamento, incluindo afinidade taxonômica, grupos ecológicos, dinâmica de crescimento semelhante, e várias abordagens estatísticas (VANCLAY, 1994). Geralmente a análise de cluster tem sido usada com base no incremento em diâmetro e alguma outra variável, para se ter a ordenação em pelo menos duas dimensões (ALDER et al., 2002). Outros parâmetros incluídos foram: diâmetro máximo (ALDER, 1995), diâmetro médio (EBA'Á ATYI, 1997), altura (FINEGAN et al., 1999), incremento em sucessivas medidas (ATTA-BOATENG; MOSER, 1998; PHILLIPS et al., 2002 e 2004), mortalidade, tamanho e escala comercial (ALDER; SILVA, 2000).

No entanto Alder et al. (2002) explicam que utilizar técnicas puramente estatísticas talvez não seja o ideal, pois podem ocorrer de muitas espécies serem representadas por uma ou duas observações, o que reduz a efetividade e funcionalidade dos grupos formados. Os mesmos autores mencionam que para se evitar esse problema, têm sido usados grupos funcionais baseados em características ecológicas. A classificação em quatro grupos (pioneiras, secundárias, secundárias tardias e clímax) foi sugerida por Budowski (1965). Outros autores sugeriram a classificação em dois grupos, como Hartshorn (1980), que se baseou na regeneração natural e Swaine e Whitmore (1984), que separou as pioneiras das não pioneiras.

Existe, porém uma clara diferença entre grupos ecológicos de espécies, baseados explicitamente em características ecológicas, do agrupamento de espécies empregada da modelagem florestal, que considera apenas características semelhantes entre as espécies.

O método proposto por Alder et al. (2002), realiza o agrupamento de espécies, ordenando os dados em duas dimensões. A primeira dimensão é o incremento diamétrico médio das espécies e a segunda é o cálculo do diâmetro percentil (95%) das árvores, onde, o diâmetro percentil corresponde ao diâmetro típico de uma árvore adulta. Em geral, observa-se que os grupos de espécies classificados pela metodologia da comparação visual de dois eixos corroboraram com a natureza ecológica dos grupos de espécies já conhecidos, indicando que essa metodologia simples é eficaz para o agrupamento de espécies em florestas tropicais e subtropicais (ORELLANA, 2014).

A classificação das espécies em grupos impõe certo grau de simplificação, o que reduz o conteúdo de informações, mas revelam em geral, padrões de crescimento, como também, pelo fato de reduzir a variação em tamanho (diâmetro) dentro de cada grupo, as diferenças de crescimento das árvores se tornam mais visíveis (ADAME; BRANDEIS; URIARTE, 2014).

A densidade base da madeira (ρ), que é específica para cada espécie, pode auxiliar na definição de grupos ecológicos, pois a mesma também se relaciona com as taxas de crescimento das espécies (ALDER et al., 2002).

2.7 Variáveis qualitativas ou categóricas

Para inserir variáveis qualitativas em um modelo de regressão, faz-se necessário transformar estas qualidades em dados categóricos. Segundo Missio e Jacobi (2007) a variável resposta em uma análise de regressão pode ser influenciada tanto por variáveis quantitativas como por qualitativas. As variáveis quantitativas são facilmente obtidas e mensuradas em uma escala, o que não ocorre com as variáveis qualitativas, uma vez que estas indicam a presença ou ausência de uma qualidade ou atributo. Vale ressaltar que se existem “k” categorias da variável qualitativa, tem-se então k-1 variáveis dummies (CHARNET et al., 2008). Desta forma, para que se possam quantificar esses atributos, são construídas variáveis artificiais que assumam valores de 1 a 0 (ausência=0; presença=1), que são conhecidas na literatura como variáveis *dummy* (Tabela 1).

Tabela 1- Exemplo de arranjo matemático das variáveis *dummy* para três grupos de interesse.

Grupos de interesse	Var. <i>dummy</i>	Grupos de interesse		
		V ₁	V ₂	V ₃
Grupo 1 (V ₁)	D ₁	1	0	0
Grupo 2 (V ₂)	D ₂	0	1	0
Grupo 3 (V ₃)	D ₃	0	0	1

Fonte: Scolforo (2005), adaptado.

O uso da variável *dummy* permite um ajuste de equação único que contemple os distintos grupos de espécies ou outras variáveis de interesse. Segundo Missio e Jacobi (2007), as variáveis *dummy*, tornam o modelo de regressão linear uma ferramenta extremamente flexível capaz de lidar diversos problemas, principalmente, em estudos empíricos.

Para Scolforo (2005), a maior vantagem de se empregar a metodologia com a variável *dummy*, é a compatibilidade entre os resultados consolidados das estimativas, em que não existe risco de haver superposição dos resultados.

Muitos trabalhos de modelagem florestal incluíram esse tipo de variável em suas análises, como exemplo pode-se citar: Costa, Finger e Hess (2015), que aplicaram as variáveis

dummy como descritoras das classes de posição social em um modelo de incremento em área basal; Schneider e Tonini (2003) utilizaram a metodologia para equações de volume; Silva e Santana (2014) consideraram os outliers do banco de dados como variáveis *dummy* para estimar o volume de árvores comerciais.

2.8 Suposições estatísticas da modelagem

A regressão linear pelo método de mínimos quadrados é normalmente robusta o suficiente para gerar boas estimativas sob condições adversas, mas é importante compreender os pressupostos implícitos do método e avaliar as possíveis implicações quando da violação destes.

Na regressão linear assume-se que a variável resposta Y pode ser prevista a partir das variáveis explicativas X , onde os erros (e) refletem a variação natural e os fatores não incluídos no modelo. O método dos mínimos quadrados minimiza a soma dos quadrados dos erros e , portanto, a natureza destes erros tem uma grande influência sobre a qualidade do ajuste do modelo (VANCLAY, 1994).

Os erros precisam ser independentes e para que isso ocorra, a variável resposta em um modelo precisa ter distribuição normal, observações independentes e identicamente distribuídas (VANCLAY, 1994). O problema é que quando se manuseiam dados oriundos de florestas, que são dados biométricos, a presença de heterogeneidade de variância e da autocorrelação é algo muito comum (CALEGÁRIO et al., 2005).

A variação na dispersão de uma variável com a variação de outra, define a heterogeneidade da variância, também chamada de heterocedasticidade. As medições repetidas no tempo no mesmo indivíduo, característica das remedições de parcelas permanentes no inventário florestal, caracterizam uma série temporal, chamada de autocorrelação do crescimento (CALEGÁRIO et al., 2005). Tanto a heterocedasticidade quanto a autocorrelação violam pressuposições básicas da teoria dos modelos lineares e não lineares, por isso existe uma grande dificuldade na modelagem de dados biométricos.

Em muitos casos, existem duas maneiras de lidar com esses problemas, que são: utilizar uma análise mais sofisticada (e por vezes complexa) e/ou melhorar o banco de dados, por meio de transformações das variáveis. Às vezes a primeira opção é a única disponível, no entanto a segunda opção é geralmente a mais preferível para superar estas deficiências (VANCLAY, 1994).

2.8.1 Heterogeneidade de variância

Os valores residuais extremos de dados heterocedásticos têm uma grande influência sobre as estimativas de mínimos quadrados e podem desproporcionalmente influenciar a forma da equação. Uma forma de resolver este problema e estabilizar esta variação é realizar transformações na variável resposta no banco de dados, ou empregar funções que estimam a variância para ponderar a regressão (VANCLAY, 2014).

Estas transformações podem ser determinadas graficamente ou analiticamente (AITKIN et al., 1989). Se a variância é representada graficamente contra a média apresenta uma linha horizontal ($\sigma^2=c$), indica que não é necessária à transformação; uma linha crescente e direta com a média ($\sigma^2=\mu$) sugere uma transformação de raiz quadrada e uma linha curva para cima ($\sigma^2=\mu^2$) indica uma transformação logarítmica (VANCLAY, 1994).

Quando se utiliza transformações, as estimativas estarão expressas em novas unidades, conforme a transformação usada. E por isso não se deve esquecer-se de realizar a transformação inversa dos resultados para se obter o valor na unidade original (CHARNET et al., 2008). No caso na transformação logarítmica, onde se busca o resultado original por meio da função exponencial para a transformação inversa, intuitivamente achamos que seria apenas uma simples operação, no entanto, devemos entender essa transformação da seguinte maneira (CHARNET et al., 2008):

Variável Y transformada:

$$\text{Log}(Y) = \beta_0 + \beta_1 \times X + e$$

Variável Log (Y) transformação inversa:

$$\exp(\text{Log}(Y)) = \exp(\beta_0 + \beta_1 \times X + e) = \exp(\beta_0 + \beta_1 \times X) \exp(e).$$

Por isso devemos verificar os resultados das estimativas na unidade original, pois se uma transformação foi empregada, os resultados apresentarão alguns vieses devido à transformação, cuja magnitude vai depender da variabilidade dos dados, onde muitas vezes, este viés pode ser pequeno, a ponto de ser ignorado (VANCLAY, 2014), ou grande o suficiente para inviabilizar a estimativa.

As transformações não só afetam a distribuição dos erros, mas também influenciam as variáveis explicativas. Stage (1973) verificou que a introdução de transformação logarítmica na previsão de incremento diamétrico em um modelo estocástico, traria modificações em todos os outros componentes do modelo prognóstico. O autor detectou que uma proporção de árvores apresentou incrementos muito superiores aos reais, por isso a variável aleatória

atribuída na estimativa estocástica, associada a cada árvore foi mantida, para preservar a correlação serial apropriada para estimativa do incremento.

2.8.2 Independência dos dados

A independência de observações pode ser comprometida quando várias medidas são tomadas na unidade amostral (medições de parcela permanente ou várias medições em uma única árvore). Estas medidas repetidas nas mesmas árvores tendem a ser correlacionados, e, portanto, não são estatisticamente independentes (VANCLAY, 1994).

No entanto, na modelagem florestal é preciso lidar com esse problema, pois a grande maioria de dados utilizados nos ajustes de equações provém de parcelas permanentes de inventário florestal, onde a mesma variável é coletada e remeida em diferentes ocasiões. Neste caso, os dados tendem a ser seriamente correlacionados, isto é, as medições num certo momento do tempo são correlacionadas com as medições realizadas em momentos anteriores, violando as suposições de independência sobre as quais muitos métodos estatísticos são fundamentados (VIERA et al., 2007).

A falha em preservar a correlação dos dados nos modelos de árvores individuais pode, em teoria, levar a subestimar o resultado (VANCLAY, 1994). Swaine et al. (1987) relataram que a correlação entre as observações e o incremento sucessivos persistiu durante vários anos. Hilt (1983) observou uma correlação de 0,63 entre os incrementos sucessivos e assumiu a distribuição normal bivariada no cálculo de incrementos sucessivos.

Um pouco mais tarde, Stage e Wykoff (1993) demonstraram como construir um modelo que considerasse a variação nas estimativas de incrementos periódicos de árvores, incluindo a autocorrelação. O seu trabalho não trouxe resultados satisfatórios para modelar as estimativas, porque a redução na variância foi compensada pela modelagem de autocorrelação (que tende a aumentar o intervalo de estimativas).

2.9 Avaliação, validação e seleção de modelos

Busca-se, na medida do possível, que os modelos de crescimento sejam flexíveis, não sejam sofisticados ou complexos, de difícil entendimento e aplicabilidade ao manejador florestal e sim, que estejam disponíveis como uma ferramenta de uso diário de modo a melhorar o manejo da floresta, de fácil utilização, prontamente disponível para o uso e bem documentado (SANDLAND; MCGILCHRIST, 1979; VANCLAY, 1995).

A avaliação dos modelos deve incluir verificações qualitativas e quantitativas. O item qualitativo inclui uma análise crítica da lógica do modelo, bem como do seu realismo teórico e biológico. E o item quantitativo compreende testes estatísticos e comparações de predições com observações independentes das utilizadas para ajustar o modelo. É importante ressaltar que os modelos só podem ser avaliados em termos relativos, e seu valor preditivo é sempre uma questão em aberto. Assim, a avaliação do modelo é um processo contínuo (SOARES et al., 1995).

Tradicionalmente, seleciona-se o melhor modelo com base na avaliação de suas propriedades estatísticas, como o coeficiente de determinação (R^2) do modelo, erro padrão da estimativa (Syx%) e análise de resíduos. O erro padrão da estimativa em porcentagem (Syx%) informa a qualidade do ajuste e o quanto, relativamente, o modelo erra em média ao estimar a variável dependente. O coeficiente de determinação (R^2) expressa a quantidade da variação total que é explicada pela regressão, ou quanto relativamente à variação total da variável a ser estimada é explicada pela regressão (MACHADO et al., 2008).

A análise gráfica dos resíduos em um ajuste de regressão é determinante como critério de escolha de um modelo, ainda que as estimativas de ajuste de precisão apresentem valores aceitáveis. A dispersão dos pontos ao longo do eixo da variável independente indica eventuais subestimativas ou superestimativas da variável resposta (SCHUCHOVSKI, 2014). No entanto, o mais importante é a avaliação e a validação do potencial preditivo (viés, precisão e flexibilidade) dos modelos de crescimento ao longo de um intervalo (ZHANG, 1997).

Uma avaliação completa deve incluir os seguintes aspectos (SOARES et al., 1994):

1- Examinar o modelo e seus componentes para a consistência lógica e realismo biológico (ODERWALD; HANS, 1993) para assegurar que eles:

- a) são parcimoniosos e são biologicamente realistas;
- b) estão de acordo com as teorias existentes de crescimento da floresta e,
- c) preveem as respostas sensatas para ações de manejo.

2- Determinar as propriedades estatísticas do modelo em relação aos dados (RATKOWSKY, 1983; WEISBERG, 1985), incluindo:

- a) a natureza do termo de erro (isto é aditivo ou multiplicativo, independência, etc.) e,
- b) propriedades de estimativa de parâmetros em funções modelo.

3- Caracterizar os erros (REYNOLDS; CHUNG, 1986; GREGOIRE; REYNOLDS, BURK, HUANG, 1988) em termos de:

- a) magnitude (incluindo intervalos de confiança e erros críticos);

b) resíduos (distribuição, dependências sobre as condições iniciais e comprimento de projeção) e,

c) contribuições de cada componente do modelo de erro total.

4- Testa, usando abordagens estatísticas (REYNOLDS, BURK, HUANG, 1988; MAYER; BUTLER, 1993) para:

a) precisão atual do modelo e seus componentes;

b) a qualidade do ajuste de distribuições de tamanho previsto;

c) padrões, e distribuição dos resíduos e,

d) correlações ao longo do tempo e entre os componentes.

5- Identificar os componentes do modelo com a maior influência sobre previsões, de:

a) Estudos analíticos e de simulação de sensibilidade do modelo a perturbações nas estimativas de parâmetros (LIU et al., 1998; ELSTON, 1992) e,

b) estudos de análise e simulação da propagação de erros em inputs do modelo (GERTNER, 1987; MOWRER, 1991).

Estas análises não precisam ser sequenciais, mas todos os aspectos relevantes devem ser examinados em cada componente do modelo e no modelo montado. Ainda, cada uma destas etapas devem envolver ambas as análises gráficas, bem como os índices estatísticos (VANCLAY, 1994).

Cada componente do modelo como um todo deve ser logicamente consistente e biologicamente realista. Muitas propriedades do modelo podem ser examinadas por sua consistência. Alguns aspectos incluem (ODERWALD; HANS, 1993):

a) variáveis incluídas e omitidas do modelo devem concordar com expectativas,

b) sinais e valores dos coeficientes devem concordar com as expectativas,

c) extrapolações fora do intervalo dos dados de desenvolvimento devem ser razoável,

d) transformações de previsões do modelo devem ser razoáveis (por exemplo, modelo previsões de diâmetros futuros também devem fornecer estimativas razoáveis de incrementos de diâmetro, volumes futuros, curvas médias de incremento, etc.),

e) contradições não devem ser evidentes em um modelo, e

f) derivativos, limites, máximos, mínimos, inflexões, etc., devem concordar com expectativas.

A validação de um modelo de crescimento depende de dados extraídos de parcelas permanentes não utilizadas no desenvolvimento do modelo, ou ainda para serem mais convincentes, oriundos de uma população diferente. A repetição dos testes até o momento em que o modelo de crescimento não resulte em boas estimativas, não significa que o mesmo

deva ser rejeitado, significa que foi definido a região dentro da qual o modelo se comporta de maneira satisfatória e indica em quais áreas a pesquisa precisa ser mais intensificada (VANCLAY, 1994).

REFERÊNCIAS

- AERTS, R. Interspecific competition in natural plant communities: mechanisms, trade-offs and plant–soil feedbacks. **Journal of Experimental Botany**, v. 50, n. 330, p.29–37, jan.1999.
- AITKIN, M., ANDERSON, D., FRANCIS, B. e HINDE, J., **Statistical Modeling in GLIM**. Oxford Statistical Science Series 4, Oxford Science Publications, Clarendon Press, Oxford. 1989. 374 p.
- ADAME, P.; BRANDEIS, T.J.; URIARTE, M. Diameter growth performance of tree functional groups in Puerto Rican secondary tropical forests. **Forest Systems**, n. 23, v. 1, p. 52-63, abr. 2014.
- ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., van der HOUT, P., RIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v. 4, n.3, 196-205, set. 2002.
- ALDER, D.; SILVA, J. N. M. An empirical cohort model for the management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 130, n.1-3, p. 141–157, mai. 2000.
- ALDER, D. **Growth Modeling for Mixed Tropical Forests**. Department of Plant Sciences, University of Oxford: Tropical Forestry Paper, v. 30, 1995. 231 p.
- ALDER D. A distance-independent tree model for exotic conifer plantations in East Africa. **Forest Science**, Bethesda, v.25, n.1, p. 59-71, mar.1979.
- AMO, S.R. del. Alguns aspectos de la influencia de la luz sobre el crecimiento de estados juveniles de especies primarias. In: GOMEZ-POMPA, A. & AMO, S.R. del. **Investigaciones sobre la regeneración de selvas altas en Veracruz, México**. México, Alhambra Mexicana, 1985. v .2, p. 79-92.
- ATTA-BOATENG, J.; MOSER, J. W. J. R. A method for classifying commercial tree species of an uneven-aged mixed species tropical forest for growth and yield model construction. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 104, n. 1-3, p. 89–99, mai.1998.
- AVERY, T.E., BURKHART, H.E. **Forest measurements**. Fifth edition. McGraw-Hill, New York, NY, 456 p., 2002.
- BARIBAULT, T.W., KOBE, R.K. Neighbor interactions strengthen with increased soil resources in a northern hardwood forest. **Journal of Ecology**, v.99, n. 6, p.1358–1372, nov. 2011.
- BAUR, G. N. **The Ecological basis of rainforest management**. FAO, 1964. 518 p.
- BAZZAZ, F.A. The physiological ecology of plant succession. **Annual review of ecology and systematics**, Palo Alto, v.10, p.351-71, nov.1979.

- BAZZAZ, F. A. e PICKETT, S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: A comparative review. **Annual review of ecology and systematic**, v. 11, p. 287-310, nov. 1980.
- BEGON, M.; HARPER, J.L. & TOWNSEND, C. R.. **Ecology: Individuals, Populations and Communities** (Second edition). Blackwell Science, Oxford. 1996.1068p.
- BELLA, I. E. A new competition model for individual trees. **Forest Science**, Bethesda, v.17, n. 3, p.364–372, set.1971.
- BÉLAND, M., LUSSIER, J.M., BERGERON, Y., LONGPRÉ, M.H., BÉLAND, M. Structure, spatial distribution and competition in mixed jack pine (*Pinus banksiana*) stands on clay soils of eastern Canada. **Annals of Forest Science**, v. 60, n. 7, p. 609-617, out/nov. 2003.
- BERGER U., PIOUS C., SCHIFFERS K., GRIMM V. Competition among plants: Concepts, individual-based modeling approaches, and a proposal for a future research strategy. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, n.3-4, p.121–135, mar. 2008.
- BIGING G. S., DOBBERTIN M. Evaluation of competition indices in individual tree growth models. **Forest Science**, Bethesda, v.41, n.2, p. 360–377, mai. 1995.
- BOIVIN, F.; PAQUETTE, A.; PAPAİK, M.J.; THUFFAULT, N. e MESSIER, C. Do position and species identity of neighbours matter in 8-15 year old post harvest mesic stands in the boreal mixed wood? **Forest Ecology and Management**, v.260, n.7, p.1124-1131, ago. 2010.
- BOTKIN, D.B. **Forest Dynamics: An ecological model**. Oxford University Press. 309 p, 1993.
- BROWN, G. S. **Point density in stems per acre**. New Zealand Forest Research Notes, n.38, 1965, 11p.
- BUONGIORNO, J.; GILLESS, J. K. **Decision methods for forest resource management**. New York: Academic Press, 2003.
- BUONGIORNO, J.; GILLESS, J. K. **Forest management and economics: a primer in quantitative methods**. New York: Macmillan Publishing Company, 1987.
- BURKHART, H. E.; BROOKS, T. M. Status and future of growth and yield models. In:STATE-OF-THE-ART METHODOLOGY OF FOREST INVENTORY: symposium proceedings, 1990, Syracuse. Proceedings... Portland: USDA Forest Service, 1990p. ,409-414.
- BURKHART, H. E. Modeling growth and yield for intensively managed forests. **Journal of Forest Science**, Chunchon, v. 24, n. 3, p. 119-126, dez. 2008.
- BURKHART, E.H.; TOMÉ, M. **Modeling Forest Trees and Stands**. Springer, New York, NY, USA. 2012. 460 p.

BURTON, P.J. Some limitations inherent to static indices of plant competition. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 23, n. 10, p. 2141-2152, out. 1993.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical american rain forest species in the light of successional processes. Turrialba, San Jose, CR, v. 15, p. 440-442, 1965.

CALLAWAY, R.M. Positive interactions among plants. **Botanical Reviews**, v. 61, n.4, p.306-349, out/dez. 1995.

CALLAWAY, R.M., PENNINGS, S.C. Facilitation may buffer competitive effects: indirect and diffuse interactions among salt marsh plants. **The American Naturalist**, v. 156, n.4, p.416-424, out. 2000.

CAO, Q. V.; BURKHART, H. E.; LEMIN JUNIOR, R. C. **Diameter distributions and yields of thinned loblolly pine plantations**. Blacksburg: Virginia Polytechnic Institute and State University, School of Forestry and Wildlife Resources, 1982. 62 p. Publication n. FWS-1-82.

CALEGÁRIO, N.; CALEGARIO, C.L.L.; MAESTRI, R. e DANIELS, R. Melhoria da qualidade de ajuste de modelos biométricos florestais pelo emprego da teoria dos modelos não lineares generalizados. **Scientia Forestalis**, n.69, p.38-50, dez. 2005.

CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. 4. Ed. Viçosa: Ed. UFV, 2013, 605 p.

CARVALHO, J. O. P. de. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. In: CURSO DE MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL, 1., 1997, Curitiba. Tópicos em manejo florestal sustentável. Colombo: EMBRAPA-CNPQ, 1997. p. 43-55. (EMBRAPA-CNPQ. Documentos, 34).

CASTRO, R.; SOARES, C.; LEITE, H.; SOUZA, A.; MARTINS, F.; NOGUEIRA, G.; OLIVEIRA, M.; SILVA, F. Competição em nível de árvore individual em uma floresta estacional semidecidual. *Silva Lusitana*, v.22, n.1, p-43-66, jun. 2014.

CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Getting to the canopy: Tree height growth in a neotropical rain forest. **Ecology**, v.82, n.5, p.1460-1472, mai. 2001.

CLUTTER, J. L.; FORTSON, J. C.; PIENAAR, L. V.; BRISTER, G. H.; BAILEY, R. L. **Timber management: a quantitative approach**. New York: John Wiley, 1983. (Edição reimpressa: Malabar: Krieger Publishing Company, 1992).

CHASSOT, T. **Densidade e incremento diamétrico de árvores individuais da floresta ombrófila mista**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013, 142 p.

CHASSOT, T., FLIEG, F. D., FINGER, C. A. G., LONGHI, S. J. Modelos de crescimento em diâmetro de árvores individuais de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze na floresta ombrófila mista. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 303-313, abr/jun. 2011.

CHAZDON, R. L. e FETCHER, N. Light environments of tropical forests. In: MEDINA, E.; MOONEY, H. A and VASQUES YANES, C. eds. *Physiological ecology of plants of the wet tropics*. p. 27 – 36, 1984.

CONTRERAS, M.A., AFFLECK, D., CHUNG, W. Evaluating tree competition indices as predictors of basal area increment in western Montana forests. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n.11, p. 1939-1949, dez. 2011.

COSTA, E. A., FINGER, C. A.G., HESS, A.F. Modelo de incremento em área basal para árvores de araucária de uma floresta inequiana. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 35, n. 83, p. 239-245, mar. 2015.

CUNHA, T. A. da. Competição assimétrica e o incremento diamétrico de árvores individuais de *Cedrella odorata* L. na Amazônia ocidental. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 1, p. 9-18, mar. 2013.

CUNHA, A.T. **Modelagem do incremento de árvores individuais de *Cedrella odorata* L. na floresta Amazônica**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009, 87 p.

CRECENTE-CAMPO, F.; MARSHALL, P.; RODRIGUEZ, S. R. Modeling non-catastrophic individual-tree mortality for *Pinus radiata* plantations in northwestern Spain. **Forest Ecology and Management**, v.257, n.6, p.1542-1550, mai. 2009.

CURTIS, R. O. Stand density measures: an interpretation. **Forest Science**, Bethesda, v.16, n.4, p. 403-414, dez.1970.

DANIELS R. F., BURKHART H. E., CLASON T. R. A comparison of competition measures for predicting growth of loblolly pine trees. **Canadian Journal of Forest Research**, v.16, n.6, p.1230–1237, dez. 1986.

DANIELS, R. F.; BURKHART, H. E.; STRUB, M. R. Yield estimates for loblolly pine plantations. **Journal of Forestry**, [S.l.], v. 77, n. 9, p. 581-586, set. 1979.

DANIELS, R. F. Notes: simple competition indices and their correlation with annual loblolly pine tree growth. **Forest Science**, Bethesda, v.22, n.4, p.454-456, dez.1976.

DANIELS, R. F. e BURKHART, H. E. **Simulation of individual tree growth and stand development in managed loblolly pine plantations**. Division of forestry and Wildlife Resources. Virginia Polytechnic Institute State University, 69 p., 1975.

DAVIS, L.S., JOHNSON, K.N., BETTINGER, P. HOWARD, T.E. **Forest management: to sustain ecological, economic, and social values**. 4ª ed., Illinois: Waveland Press, 2005, 804 p.

DAVIS, L.S., JOHNSON, K.N. **Forest management**. Third edition. McGraw-Hill, New York, NY, 790p, 1987.

DELLA-FLORA, J.B.; DURLO, M.A.; SPATHELF, P. Modelo de crescimento para árvores singulares – *nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.14, n.1, p. 165-177, jun. 2004.

DURLO, M. A. relações morfométricas para *Cabralea canjerana* (Well.) Mart. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 1, p. 141-149, jan/jun.2001.

EBA'A ATYI, R. 1997. Potentials of cluster analysis for the aggregation of tree species from African tropical forests. In: IUFRO CONFERENCE ON GROWTH STUDIES IN TROPICAL MOIST FORESTS IN AFRICA, 1996. Proceedings... Kumasi: Forestry Research Institute of Ghana, 1997. p 170–176.

ELSTON, D.A., Sensitivity analysis in the presence of correlated parameter estimates. **Ecological Modelling**, v. 64, n.1, p.11–22, out. 1982.

ENGEL, V.L. e POGGIANI, F. Influência do sombreamento sobre o crescimento de mudas de algumas essências nativas e suas implicações ecológicas e silviculturais. **IPEF**, n. 43/44, p. 1-10, 1990.

ESAU, K. **Plant anatomy**. John Wiley and Sons, New York, 1965.

EVANS, G.C. Model and measurement in the study of woodland light climates. In: (BAINBRIDG, R.; EVANS, G. C. and RACKHAM, O . eds). **Light as an ecological factor**. p. 53-76, 1965.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Situacion de los bosques del mundo: 2011**. Rome: Food and Agriculture Organization, 2011. 193p.

FAO- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Global forest resources assessment 2005**. FAO Forestry Paper 147. Rome: Food and Agriculture Organization, 2006. 320p.

FAO- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION . **Global forest resources assessment 2000**. FAO Forestry Paper 140. Rome: Food and Agriculture Organization, 2001. 479p.

FARGIONE, J. e TILMAN, D. Competition and Coexistence in Terrestrial Plants. In: SOMMER, U. e WORM, B. (Eds) **Competition and Coexistence, Ecological Studies**, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, v. 161, p.165-206, 2002.

FERREIRA, R. L. C.; SOUZA, A. L.; JESUS, R. M. Ingresso e mortalidade em uma floresta secundária de transição. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 22, n. 2, p. 155-162, mar.1998.

FINEGAN, B.; CAMACHO, M.; ZAMORA, N. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, n. 121, n. 3, p.159-176, ago.1999.

FOLI, E.G. Crown **dimensions and diameter growth of some tropical mixed forest trees in Ghana**. Thesis, University of Aberdeen, 185 p., 1993.

FOSKET, D. E., HARDHAM, A., SILK, W. K., VEIT, D. B. Crescimento e desenvolvimento. In: TAIZ, L. e ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 5ª Ed. Porto Alegre: Artmed, p. 453-491, 2013.

- FOX, J.C; BI, H. e ADES, P.K. Spatial dependence and individual-tree growth models I. characterising spatial dependence. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.245, n.1, p. 10-19, jun. 2007.
- FRANCE, J.; THORNLEY, J. H. M. **Mathematical models in agriculture**. London: Butterworths, 1984.
- FRITTS, H.C. **Tree rings and climate**. Academic, London, 567 pp, 1976.
- GERTNER, G., A procedure to evaluate sampling schemes for improving already calibrated models. **Forest Science**, Bethesda, v.33, n.3, p.632-643, set. 1987.
- GIACOMINI, H. C. Os mecanismos de coexistência de espécies como vistos pela teoria ecológica. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n. 4, p. 521-543, dez. 2007.
- GIFFORD, E. M.; FOSTER, C. E. **Morphology and evolution of vascular plants**. W. H. Freeman and Company, New York, 1987.
- GLOVER G.R., HOOL, J.N. A basal area ratio predictor of loblolly pine plantation mortality. **Forest Science**, Bethesda, v.25, n.2, p. 275-282, jun. 1979.
- GREGOIRE, T.G.; REYNOLDS, M.R. Accuracy testing and estimation alternatives. **Forest Science**, Bethesda, v.34, n.2, p.302-320, jun. 1988.
- HAMILTON JR., D.A. A logistic model of mortality in thinned and untrimmed mixed conifer stands of Northern Idaho. **Forest Science**, Bethesda, v.32, n.4, p. 989-1000, dez.1986.
- HANN, D.W. e WANG, C.H. **Mortality equations for individual trees in the mixed-conifer zone of southwest Oregon**. Oregon: Forest Research Laboratory, 1990, 17 p. (Research Bulletin, 67).
- HARTSHORN, G. S. Neotropical forest dynamics. **Biotropica**, Washington, DC, v. 12, p. 23-30, mar. 1980.
- HASENAUER, H. Princípios para modelagem de ecossistemas florestais. **Ciência e Ambiente**, n. 20, p.53-69, jan/jun. 2000.
- HASENAUER, H. Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 96, n. 3, p. 197-206, ago.1997.
- HASENAUER, H.; MONSERUD, R.A. A Crow model for Austrian species. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 84, n. 1-3, p. 49-60, abr.1996.
- HEGYI, F. A simulation model for managing jack-pine stands. In: Fries, J. (Ed.), **Growth Models for Tree and Stand Simulation**. Royal College of Forestry, Stockholm, p. 74-90, 1974.
- HIGUCHI, N.; SANTOS, J. dos; RIBEIRO, R. J.; SILVA, R. P.; ROCHA, R. M. Sustentabilidade na produção de madeira dura tropical. **Revista Silvicultura**, n.83 p.32-37, mar. 2000.

HILT, D.E. **Individual-tree diameter growth model for managed, even-aged, upland oak stands**. USDA, Forest Service, NE-533, 1983.

HOLMES, M. J., REED, D. D. Competition Indices for Mixed Species Northern Hardwoods. **Forest Science**, Bethesda, v.37, n.5, p. 1338-1349, nov.1991.

HUSCH, B.; MILLER, C. I.; BEERS, T. W. **Forest mensuration**. 3 ed. New York: John Wiley & Sons, 1982.

HUTH, A., DITZER, T. Simulation of the growth of a lowland Dipterocarp rain forest with FORMIX3. **Ecological Modelling**, v.134, n.1, p. 1-25, set. 2000.

HYNYNEN, J. Predicting tree crown ratio for unthinned and thinned Scots pine stand. **Canadian Journal Forest Research**, v. 25, n.1, p. 57-62, jan.1995.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA. **Indicadores de desenvolvimento sustentável - Brasil 2008**. Disponível em:<<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/recursosnaturais/ids/default.shtm?c=1>>. Acesso em: 18 de maio de 2016.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS. **Monitoramento da Cobertura Vegetal da Amazônia Sul Americana: Projeto PANAMAZÔNIA II**, 2000. Disponível em: < <http://www.dsr.inpe.br/laf/panamazonia/index.html>>. Acesso em: 17/06/2016.

JANUÁRIO, M.; VISWAANA DHAM, Y.; SENNA, R. C. Radiação solar dentro e fora de floresta tropical úmida de terra firme (Tucuruí-Pará). **Acta Amazônica**, v. 22, n. 3, p. 335-34, mar.1992

KAITANIEMI, P. e LINTUNEN, A. Neighbour identity and competition influence tree growth in Scots pine, Siberian larch, and silver birch. **Annals of Forest Science**, v. 67, n. 6, p. 1-7., jul. 2010.

KOBE R. K., PACALA S. W., SILANDER JR., CANHAM C. D. Juvenile tree Survivorship as a component of shade tolerance. **Ecological Applications**, v.5, n.2, p.517–532, mai.1995.

KOIKE, T., SAKAGAMI, T., FUJIMURA, Y. Characteristics of the leaf dynamics and the photosynthesis of the seedlings and saplings of *Betula maximowicziana* and *Fraxinus mandshurica* var. *japonica* in Hokkaido, Japan. In: FUJIMORI, T. & WHITEHEAD, D.. **Crown and canopy structure in relation to productivity**. Ibaraki, Forestry and Forest Products Research Institute, 1986. p.376-408.

KÖHLER, P., DITZER, T., Ong, R.C., HUTH, A. Comparison of measured and modeled growth on permanent plots in Sabahs rain forests. **Forest Ecology Management**, v.144, n.1-3, p. 101-111, abr. 2001.

KRAJICEK, J.E.; BRINKMAN, K.A. e GRINGRICK, S.F. Crown competition: a measure of density. **Forest Science**, Bethesda, v.7, n.1, p. 35-42, mar. 1961.

KRAMER, P. J. e KOZLOWSKI, T. T. **Fisiologia das árvores**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1972.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas** - possibilidades e métodos de aproveitamento sustentado. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ), 1990.

LEDERMANN, T., ECKMÜLLNER, O. A method to attain uniform resolution of the competition variable Basal-Area-in-Larger Trees (BAL) during forest growth projections of small plots. **Ecological Modelling**, v. 171,n.1-2, p. 195-206, jan.2004.

LI, Y.; HÄRDTLE, W.; BRUELHEIDE, H.; NADROWSKI, K.; SCHOLTEN, T.; WEHRDEN, H. von e OHEIMB, G. von . Site and neighborhood effects on growth of tree saplings in subtropical plantations (China). **Forest Ecology and Management**, v. 327, p. 118-127, set. 2014.

LIU, J., ASHTON, P.S. FORMOSAIC: an individual-based spatially explicit model for simulating forest dynamics in landscape mosaics. **Ecological Modelling**, v. 106, n.2-3, p.177-200, mar.1998.

LIU, J. , ASHTON, P. S. Individual-based simulation models for forest succession and management. **Forest Ecology and Management**, v. 73, n.1-3, p. 157-175, mai. 1995.

LORIMER, C. G. Tests of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. **Forest Ecology and Management**, v.6, n.4, p. 343–360, out.1983.

LUGO, A.W. Photosynthetic studies on four species of rain forest seedlings. In: ODUM, H. T. & PIGEON, R.F. **A tropical rain forest: a study of irradiation and ecology at EI Verde**, Puerto Rico. Oak Ridge, U.S. Atomic Energy Commission, 1970. p. 81-101.

MACHADO, S. do A. e FIGUEIREDO FILHO, A. **Dendrometria**. Curitiba: A. Figueiredo Filho, 2003. 309 p.

MACHADO, S. do A.; NASCIMENTO, R. G. M.; AUGUSTYNCZIK, A. L. D.; SILVA, L. C. R. da.; FIGURA, M. A.; PEREIRA, E. M.; TÉO, S. J. Comportamento da relação hipsométrica de *Araucaria angustifolia* no capão da Engenharia Florestal da UFPR. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, n. 56, p. 5-16, jan./jun. 2008.

MACIEL, M. de N., WATZLAWICK, L. F., SCHOENINGER, E. R. e YAMAJI, F.M. Efeito da radiação solar na dinâmica de uma floresta. **Revista de Ciências Exatas e Naturais**, v.4, n.1, out. 2002.

MÄKINEN, H. Describe competitive differences between scots pines families. **Silva Fennica**, v. 31, n.1, p. 43-52, jan. 1997.

MARTIN G.L, EK A.R. A comparison of competition measures and growth models for predicting plantation red pine diameter and height growth. **Forest Science**, Bethesda, v. 30, n.3, p.731-743, set. 1984.

MARTINS, F. B., SOARES, C.P.B., LEITE, H.G., SOUZA, A.L. de, CASTRO, R.V.O. Índices de competição em árvores individuais de eucalipto. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.46, n.9, p.1089-1098, set. 2011.

MAYER, D.G. e BUTLER, D.G. Statistical validation. **Ecological Modelling**, v. 68, n.1-2, p.21–32, jul.1993.

McNAUGHTON, S.J. e WOLF, L. L. **General ecology**. New York: Holt, Rinehart and Winston, 1973, 170 p.

MENDOZA, G. A.; VANCLAY, J. K. Trends in forestry modeling. **CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources**, v. 3, n. 10, p. 1-8, mar.2008.

MEIRELLES FILHO, J. C. **O livro de ouro da Amazônia**: mitos e verdades sobre a região mais cobiçada do planeta. Rio de Janeiro: Ediouro, 2004.

MERVART, J., **Growth and mortality rates in the natural high forest of western Nigeria**. Nigeria For. Info. Bull. (New Series) No. 22. 28 p. 1972.

MIINA, J. e PUKKALA, T. Application of ecological field theory in distance-dependent growth modeling. **Forest Ecology and Management**, v. 161, n.1-3, p.101-107, mai. 2002.

MITCHLEY, J. Diffuse competition in plant communities. **Trends in Ecology & Evolution**, v.2, n.4, p 104–106, abr.1987.

MISSIO, F.; JACOBI, L. F. Variáveis dummy: especificações de modelos com parâmetros variáveis. **Ciência e Natura**, n.29, v.1, p. 111 - 135, jan. 2007.

MOGNON, F. ; DALLAGNOL, F. S. ; CORTE, A. P. D. ; SANQUETTA, C. R. ; MAAS, G. Uma década de dinâmica florística e fitossociológica em floresta ombrófila mista montana no sul do Paraná. **Revista de Estudos Ambientais** (online), v. 14, n.1 esp., p. 43-59, mar. 2012.

MOWRER, H.T., Estimating components of propagated variance in growth simulation model projections. **Canadian Journal of Forest Research**,v. 21, n.3, p.379–386, mar.1991.

NETO, E.L. **Competição intergenotípica na análise de testes de progênie em essências florestais**. Tese (doutorado), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2002, 60p.

NYGREN, M.; KELLOMAKI, S. Effect of shading on leaf structure and photosynthesis in young birches, *Betula pendula* Roth and *Betula pubescens* Ehrh. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.7, n.2, p.119-32, dez.1983.

O'BRIEN, J. J.; OBERBAUER, S. ; CLARK, D. B. e CLARK, D.A. Phenology and Stem Diameter Increment Seasonality in a Costa Rican Wet Tropical Forest. **Biotropica**, Whashington, v. 40, n. 2, p. 151-159, mar. 2008.

ODERWALD, R.G. AND HANS, R.P., Corroborating models with model properties. **Forest Ecology and Management**, v.62, n.1-4, p.271–283, dez. 1993.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos da ecologia**. São Paulo: Thompson Learning, 2007. 612 p.

OFOSU-ASIEDU, A. **Experience and state of the art in sustainable forest management of the humid tropical forest**. Proceedings of the XI World Forestry Congress, Antalya, Turkey, p.241-258, 1997.

OHEIMB, G. von, LANG, A.C., BRUELHEIDE, H., FORRESTER, D.I., WÄSCHE, I., YU, M., HÄRDITTE, W. Individual-tree radial growth in a subtropical broad-leaved forest: the role of local neighborhood competition. **Forest Ecology Management**, v. 261, n.3, p. 499–507, fev. 2011.

ORELLANA, E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados por modelos de árvore individual em um fragmento de Floresta de Araucária**. Tese (doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, Curitiba-PR, 2014, 154 p.

PARK, S.A.; BENJAMIN, R.L.; WATKINSON, A.R. The Theory and Application of Plant Competition Models: an Agronomic Perspective. **Ecology**. v. 82, n. 9, p. 2525 -2535, set. 2001.

PELTONIEMI, M. e MÄKIPÄÄ, R. Quantifying distance-independent tree competition for predicting Norway spruce mortality in unmanaged forests. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n.1, p. 30-42, jan. 2011.

PENG, C. Growth and yield models for uneven-aged stands: past, present and future. **Forest Ecology and Management**, v. 132, n.2-3, p. 259-279, jul. 2000.

POTVIN, C., DUTILLEUL, P. Neighborhood effects and size-asymmetric competition in a tree plantation varying in diversity. **Ecology**, v. 90, n.2, p. 321–327, fev. 2009.

PHILLIPS, P.D.; AZEVEDO, C. P. de; DEGEN, B.; THOMPSON, I. S.; SILVA, J. N. M.; GARDINGEN, P. R. van. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. **Ecological modelling**, Amsterdam, v.173, n.4, p. 335-354, abr. 2004.

PHILLIPS, P.D., YASMAN, I., BRASH, T.E., van GARDINGEN, P.R. Grouping tree species for analysis of forest data in Kalimantan (Indonesian Boreo). **Forest Ecology and Management**, v.157, n.1-3, p. 205-216, mar. 2002.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009. 664p.

PRETZSCH, H.; GROTE, R.; REINEKING, B.; RÖTZER, T. H.; SEIFERT, S. T. Models for Forest Ecosystem Management: A European Perspective. **Annals of Botany**. v. 101, n.8, p. 1065-1087, out. 2008.

PRETZSCH, H.; BIBER, P. e DURSKY, J. The single tree-based stand simulator Silva: construction, application and evaluation. **Forest Ecology and Management**, v.162, n.1, p.3-21, 2002.

PRETZSCH, H. **Grundlagen der Waldwachstumsforschung**. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, Wien, 2002. 414 p.

PROBIO. **Projeto de conservação e utilização sustentável da diversidade biológica Brasileira**. Subprojeto mapeamento dos biomas brasileiros. Brasília: MMA e CNPq, 2004. Disponível em: <www.mma.gov.br/portalbio>, Acesso em: 09 de julho de 2012.

PRODAN, M.; PETERS, R.; COX, F.; REAL, P. **Mensura Forestal**. San José, C.R.: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ) GmbH: Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA), 1997.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.F.; METZGER, J.P.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modeling study for Brazilian Atlantic forests. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 12, p. 1986-1997, jun. 2011.

RADTKE, P.J., WESTFALL, J.A., BURKHART, H.E. Conditioning a distance-dependent competition index to indicate the onset of inter-tree competition. **Forest Ecology and Management**, v.175, n.1-3, p.17-30, mar. 2003.

RATKOWSKY, D. A. **Nonlinear regression modeling**. New York: Marcel Dekker, 1983.

REINEKE L. H. Perfecting a stand density index for even-aged forest. **Journal of Forest Research**, v.46, n.7, p. 627–638, abr.1933.

REYNOLDS, M.R., BURK, T.E. AND HUANG,W. Goodness-of-fit tests and model selection procedures for diameter distribution models. **Forest Science**, Bethesda, v.34, n.2, p.373–399, jun.1988.

REYNOLDS, M.R. e CHUNG, J., Regression methodology for estimating model prediction error. **Canadian Journal of Forest Research**, v.16, n.5, p.931–938, out. 1986.

RICHARDS, P.W. **The tropical rain forest**. Second edition. Cambridge University Press: Cambridge, 1996.

RODRÍGUEZ-CALCERRADA, J.; REICH, P.B.; ROSENQVIST, E.; PARDOS, J.A.; CANO, F.J.; ARANDA, I. Leaf physiological versus morphological acclimation to high-light exposure at different stages of foliar development in oak. **Tree Physiology**, Victoria, v.28, n.5, p.761–771, mai. 2008.

ROITMAN, I. **Modelagem espacial e temporal na mata de galeria do gama- DF**. Tese (Tese de doutorado), Programa de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal de Brasília, 2011.

SALATI, E.; SANTOS, A. A.; LOVEJOY, T. E.; KLABIN, I. **Porque salvar a Amazônia**. Manaus: INPA, 1998. 114p.

SANDLAND, R. L.; MCGILCHRIST, C. A. Stochastic growth curve analysis. **Biometrics**, v. 35, n. 1, p. 255-271, mar.1979.

SANQUETTA, C.R. **Fundamentos biométricos dos modelos de simulação florestal.** FUPEF – Série Didática n. 8. Curitiba, 1996. 49 p.

SANTOS, A.T. dos . **Análise do crescimento e simulação de manejo de um plantio de *Ocotea porosa*.** Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Curitiba, 2012, 93 p.

SATO, H. Simulation of the vegetation structure and function in a Malaysian tropical rain forest using the individual-based dynamic vegetation model SEIB-DGVM. **Forest Ecology and Management**, v. 257, n.11, p. 2277-2286, mai. 2009.

SCHABENBERGER, O.; PIERCE, F. J. **Contemporary statistical models for the plant and soil sciences.** Boca Raton: CRC, 2001

SCHNEIDER, P. R.; SCHNEIDER, P. S. P. **Introdução ao manejo florestal**, 2ª Ed., Santa Maria: UFSM, FACOS, 2008.

SCHNEIDER, P.R., TONINI, H. Utilização de variáveis dummy em equações de volume para *Acacia mearnsii* De Wild. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 121-129, set. 2003.

SCHRÖDER, J. GADOW, K. von, Testing a new competition index for maritime pine in northwestern Spain. **Canadian Journal Forest Research**, v.29, n.2, p.280-2083, mar.1999.

SCHUCHOVSKI, M. S. **Modelos alométricos e de produção para plantações de *Pinus taeda* nos estados do Paraná e Santa Catarina, Brasil.** Tese (Tese de doutorado), Programa de pós-graduação em Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, 2014.

SCOLFORO, J. R. S. **Biometria florestal:** Parte I: modelos de regressão linear e não linear; Parte II: modelos para relação hipsométrica, volume, afilamento e peso de matéria seca. Lavras: UFLA/FAEPE, 2005. 352 p

SHARKEY, T., VOGELMAN, T., EHLERINGER, J. e SANDQUIST, D. Fotossíntese: considerações fisiológicas e ecológicas. In: TAIZ, L e ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal.** Artmed: 5ª Ed., Porto Alegre, p.243-269, 2013.

SILVA, R. P. da; SANTOS, J. dos; TRIBUZY, E.S.; CHAMBERS, J. Q.; NAKAMURA, S.; HIGUSCHI, N. Diameter increment and growth patterns for individual tree growing in Central Amazon, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 166, n. 1-3, p. 295-301, ago. 2002.

SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., LOPES, J. C. A., ALMEIDA, B. F., COSTA, D. H. M., OLIVEIRA, L. C., VANCLAY, J. K. E SKOVSGAARD, J. P. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, v.71, n.3, p. 267-274, fev. 1995.

SILVA, J. N. M. **The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging.** 303 p. PhD Thesis - University of Oxford, UK, Oxford, 1989.

SILVA, E. N. da, SANTANA, A. C. de, Modelos de regressão para estimação do volume de árvores comerciais, em florestas de Paragominas. **Revista Ceres**, Viçosa, v.61, n.5, p. 631-636, set/out. 2014.

SILVEIRA, B. D. da . **Fitossociologia, crescimento e competição de três espécies nativas da Floresta Estacional Semidecidual da região central do Rio Grande do Sul**. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, 2014, 105 p.

SOARES, P.; TOMÉ, M.; SKOVSGAARD, J. P.; VANCLAY, J. K. Evaluating a growth model for forest management using continuous forest inventory data. **Forest Ecology and Management**, v. 71, n. 3, p. 251-265, fev. 1995.

SOUZA, A. L. de; SOARES, C. P. B. **Florestas nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Viçosa: Ed. UFV, 2013. 322 p.

SPURR, S. H. **Forestry inventory**. The Ronald Press Company. New York, USA. 1952, 476p.

SPURR, S.H. A measure of point density. **Forest Science**, Bethesda, v.8, n.1, p. 85-96, mar. 1962.

STADT, K.J., HUSTON, C., COATES, K.D., FENG, Z., DALE, M.R.T. e LIEFFERS, V.J. Evaluation of competition and light estimation indices for predicting diameter growth in mature boreal mixed forests. **Annals of Forest Science**, v. 64, n.5, p. 477-490, jul/ago. 2007.

STAGE, A.R. Prognosis model for stand development. **USDA For Serv. Res. Pap.** INT-137. Washington, DC, 32p. 1973.

STAGE, A.R. e WYKOFF, W.R. Calibrating a model of stochastic effects on diameter increment for individual-tree simulations of stand dynamics. **Forest Science**, Bethesda, v. 39, n.4, p. 692–705, nov. 1993.

STERBA, H. e MONSERUD, R.A. Applicability of the Forest stand growth Simulator PROGNAUS for the Austrian part of the Bohemian Massif. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v.98, n.1, p. 23-24, mai. 1997.

STOLL, P., WEINER, J., Neighbourhood view of interactions among individual plants. In: Dieckmann, U., Law, R., Metz, J.A.J. (Eds.), **The Geometry of Ecological Interactions**. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 11–27. 2000.

SWAINE, M.D; HALL, J.B.; ALEXANDER, I.J. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968-1982). **Journal Tropical Ecology**, n.3, v.4, p. 331,345, nov. 1987.

SWAINE, M.D. AND WHITMORE, T.C., On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, n.1-2, p.81–86, mai. 1988.

TOMÉ, M. **Modelação do crescimento e da produção de povoamentos florestais**. Textos Pedagógicos do GIMREF, TP 1/2005, Instituto Superior de Agronomia, DEF, Lisboa. 2005.

TOMÉ, M., BURKHART, H.E. Distance-dependent competition measures for predicting growth of individual trees. **Forest Science**, Bethesda, v.35, n.3, p.816-831, set. 1989.

TONINI, H. **Índices de competição e o seu uso na modelagem do crescimento das árvores**, Embrapa, BRA. 30 pp. 2007.

TOWNSEND PETERSON, A., 2003. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. **The Quarterly Review of Biology**, v. 78, n.4, p.419–433, dez. 2003.

TURNER, I. M. **The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest**. Cambridge: Cambridge University Press, 2004.

VANCLAY, J.K. Unsuspected implications arising from assumptions in simulations: Insights from recasting a forest growth model in system dynamics. **Forest Ecosystems**, v.1, n.7, fev. 2014.

VANCLAY, J.K., LAMB, D., ERSKINE, P. D., CAMERON, D.M. Spatially-explicit competition in a mixed planting of *Araucaria cunninghamii* and *Flindersia braleyana*. **Annals of Forest Science**, n.70, n.6, p. 611-619, jun. 2013.

VANCLAY, J. K.. Spatially-explicit competition indices and the analysis of mixed-species plantings with the Simile modeling environment. **Forest Ecology and Management**, v.23, n.2-3, p. 295–302, set. 2006.

VANCLAY, J. K. Growth models for tropical forests: a synthesis of models and methods. **Forest Science**, Bethesda, v. 41, n. 1, p. 7-42. fev. 1995.

VANCLAY, J. K. **Modeling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests**. Wallingford: CAB International, 1994. 312p.

VANCLAY, J. K. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rain forests. **Forest Ecology and Management**, v. 42, v.3-4, p.143-168, ago.1991.

VERÍSSIMO, A.; LIMA, E.; LENTINI, M. **Pólos madeireiros do Estado do Pará**. Belém: Imazon, 2002. 72p.

VETTENRANTA, J. Distance-dependent Models for Predicting the Development of Mixed Coniferous Forests in Finland. **Silva Fennica**, v.33, n.1, p. 51-72, mar. 1999.

VIEIRA, F. T. P. de A.; SILVA, J. A. A. da; FERREIRA, R. L. C.; MONTEIRO, M. A. O. M. da C.; FERRAZ, I. Uma abordagem multivariada em experimento silvipastoril com *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit no agreste de Pernambuco. **Ciência Florestal**, v. 17, n. 4, p. 333-342, out-dez, 2007.

WALTER, H. **Ecology of tropical and subtropical vegetation**. Edinburg, Oliver & Boyd, 1971. cap. 1, p. 1-29.

WATLEY, J. M. e WATLEY, F. R. **A luz e a vida das plantas**. São Paulo. EPU-EDSP, 1982. (Temas de Biologia, 30).

WELDEN, C.W.; SLAUSON, W.L. The intensity of competition versus its importance: an overlooked distinction and some implications. **The Quarterly Review of Biology**, 61, n.1, p. 23–44, mar. 1986.

WEISBERG, S., 1985. **Applied Linear Regression**, 2nd. ed. Wiley, N.Y., 324 p.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW, J.W. e VANCLAY, J.K. **Forest Growth and Yield Modeling**. Wiley, NY, 2011.

WHITMORE, T.C. 1990. **An Introduction to tropical rain forests**. Oxford University Press, New York.

WHITMORE, T.C. **Tropical rain forests of the Far East**. Clarendon Press, Oxford, 1984.

WHITMORE, T. C. Gaps in the forest canopy. In: TOMLINSON, P. B.; ZIMMERMANN, M. H. (Eds.) *Tropical trees as living systems*. New York: Cambridge University Press, 1978, p. 639-655.

WILSON, J.B. Shoot competition and root competition. **Journal of Applied Ecology**, v. 25, p.279–296, mar. 1988.

WYKOFF, W.R., CROOKSTON, N.L. AND STAGE, A.R. **User's guide to the stand prognosis model**. USDA For. Serv., Gen. Tech. Rep. INT-133. 112 p. 1982.

ZEIDE, B. Accuracy of equations describing diameter growth. **Canadian Journal of Forest Research**, n. 19, v. 10, p. 1283-1286, out. 1989.

ZHANG, L. Cross-validation of non-linear growth functions for modeling tree height diameter relationships. **Annals of Botany**, v. 79, n.3, p. 251-257, mar. 1997.

ZHAO, D.; BORDERS, B.; WILSON, M. e RATHBUN, S.L. Modeling neighborhood effects on the growth and survival of individual trees in a natural temperate species rich forest. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 196, n. 1, p. 90-102, jul. 2006.

ZHAO, D; BORDERS, B; AND WILSON, M. Individual-tree diameter growth and mortality models for bottomland mixed-species hardwood stands in the Lower Mississippi Alluvial Valley. **Forest Ecology and Management** , v.199, n.10, p.307-322, out. 2004.

3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

3.1 Descrição da área de estudo

3.1.1 Localização

O local de estudo está situado na área de manejo da empresa Jari Florestal S.A., pertencente ao Grupo Jari, na localidade Morro do Felipe, município de Vitória do Jari, Estado do Amapá.

O município de Vitória do Jari (Figura 1) está localizado na porção extremo sul do estado do Amapá, sendo um dos menores municípios do estado, com apenas 2.483 Km². Faz fronteira com os municípios de Laranjal do Jari e Mazagão, do lado amapaense, e de Almeirim no estado do Pará, pelo rio Jari (OLIVEIRA, 2010).

Figura 1- Localização geográfica do município de Vitória do Jari – AP, em 2014.



Fonte: Adaptado de IBGE, março de 2015.

3.1.2 Clima

Segundo a classificação de Köppen, o clima na região é do tipo Ami (GOMIDE, 1997), ou seja, a temperatura média anual está em torno de 25,8° C, com máxima de 34° C e mínima de 22° C (JARI FLORESTAL, 2014).

De acordo com Azevedo et al. (2012), a precipitação média anual é de 2.234 mm. O regime pluviométrico é marcado por duas estações bem definidas: um período chuvoso nos meses de janeiro a julho, acumulando cerca de 80% da precipitação anual e um período seco que ocorre nos meses de agosto a dezembro. Há uma elevada pluviosidade anual, com concentração das chuvas no primeiro semestre do ano (SOUZA, 2009).

Souza (2009), ainda menciona que com relação aos ventos, a velocidade média se situa entre 2 e 4 m/s. São comuns rajadas que, em alguns raros casos, podem chegar a mais de 100 km/h.

3.1.3 Relevo e Hidrografia

O relevo é plano, denominado como planície amazônica (JARI FLORESTAL, 2014). A área em estudo está inserida no contexto de duas bacias hidrográficas, a do Jari que drena a porção leste da área e a do Paru que drena a porção sudoeste. A rede de drenagem, a leste, é constituída principalmente pelo Rio Jari e seus tributários Rios Noucouro, Iratapina e Iratapuru, além do Igarapé Carecuruzinho e outros cursos d'água de menores captações. A sudoeste, os principais cursos d'água são Rio Paru e Igarapés Serra Azul e Carucarú. Por fim, a noroeste, o principal curso d'água é o Rio Carecuru e seus tributários, Igarapés do Limão e do Lago, além de outros com menores captações (MMA, 2010).

3.1.4 Geologia e Solos

A geologia corresponde à porção sul da bacia do Rio Jari, localizada no Planalto Setentrional da Bacia Sedimentar do Amazonas e parte do Planalto do Uatumã-Jari. Abrange o baixo rio Jari, onde este começa a se alargar, em função da baixa altitude de cerca de 100 a 200m, e da declividade baixa. A sua geologia é variada, que vai desde a Formação Ererê, Formação Maecuru, Grupo Barreiras, Grupo Curuá e Grupo Trombetas (EPE, 2010).

No município de Vitória do Jari, destaca-se a presença de unidades geológicas com vocação a minerais não metálicos, principalmente o caulim e a bauxita. Também é promissora na extração de minerais de uso na construção civil: areia, cascalho e argila (OLIVEIRA, 2010).

Os solos predominantes nesta área são também variados: Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Amarelo, Latossolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho-Escuro e Neossolo Litólico (EPE, 2010). Porém, a maioria dos solos são os latossolos amarelos,

cambissolos e podzólicos, os outros tipos ocorrem em menor quantidade (JARI FLORESTAL, 2014). Os solos sob floresta de terra firme variam quanto aos teores de areia, argila e silte, e à maior ou menor presença de cascalho (SOUZA, 2009).

3.1.5 Tipologia Florestal

A classificação fitogeográfica adotada na cartografia oficial do Brasil se baseia nos estudos de Elleberg e Muller-Dombois (1967) e as florestas da região de estudo são denominadas como sendo florestas ombrófilas.

No Morro do Felipe, a vegetação é do tipo Floresta Tropical de Terra Firme ou Floresta Ombrófila Densa (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991). A dominância arbórea (árvores de 25 a 50 m de altura) é contínua e são várias as espécies endêmicas de famílias paleotropicals, entremeadas com outras neotropicais de comprovada origem africana como, por exemplo, as Lecythidaceae e Vochysiaceae (SOUZA, 2009).

3.2 Banco de dados

3.2.1 Vínculo com projeto de pesquisa

Este estudo foi elaborado com dados do experimento originalmente denominado “Determinação da intensidade ideal de exploração para fins de manejo policíclico da floresta úmida densa”, do Projeto Técnicas de Manejo para Florestas Tropicais Úmidas da Amazônia Visando Rendimento Sustentado, depois denominado Projeto Bom Manejo (Embrapa/CIFOR/ITTO) – manejo sustentável de florestas de produção em escala comercial na Amazônia brasileira, desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental.

3.2.2 Descrição do banco de dados

O banco de dados utilizado nessa pesquisa é oriundo de um experimento da Embrapa instalado em uma área de 500 ha, no ano de 1983, na área florestal da empresa Jari Florestal S. A. Localizado entre as coordenadas geográficas 52° 20' W de longitude e 0° 55' S de latitude, com uma altitude de aproximadamente 150 m (YARED et al., 2000).

Neste experimento a floresta foi monitorada entre os anos de 1984 a 2011. Todas as árvores com DAP \geq 20 cm foram registradas e as medições ocorreram em oito ocasiões, em 1984, 1986, 1988, 1990, 1994, 1996, 2004 e 2011. Em 1984 também foi realizado um

inventário pré-exploratório a uma intensidade de 100%, com preparação para a colheita que ocorreu em 1985, onde todas as árvores com $DAP \geq 50$ cm foram medidas.

Da área total de 500 hectares de experimento, cerca de 100 hectares foram mantidos como testemunha. O delineamento experimental foi estruturado em blocos ao acaso de 48 hectares cada um com três repetições, totalizando uma área amostral de 144 hectares. Foram estabelecidos 12 tratamentos onde cada um apresentou uma combinação diferente entre intensidade de colheita e de redução de área basal. As intensidades de colheita foram 15% (intensidade leve: $26 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$), 25% (intensidade média: $43 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e 35% (intensidade pesada: $61 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$). Foram considerados dois tipos de intensidades de desbastes, o desbaste sistemático nas intensidades de 30% e 50% de redução da área basal original e o desbaste seletivo. A opção de nenhuma redução de área basal também foi considerada nas combinações (CARVALHO et al., 1987; AZEVEDO, 2006).

Para a realização do presente trabalho, foram selecionadas três parcelas do experimento original, sendo uma em cada bloco, do tratamento que apresentou a combinação de 15% de intensidade de colheita ($26 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) e de 0% de redução de área basal. A escolha destas parcelas baseou-se principalmente na intensidade de exploração, pois é a que mais se aproxima ao limite máximo permitido por lei para a exploração de florestas naturais no Brasil, que é de $30 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ (MMA, 2006).

As árvores a serem colhidas foram identificadas e a sua derrubada procurou evitar a abertura de grandes clareiras. Para cada indivíduo explorado foram deixadas matrizes proporcionalmente à abundância de cada espécie. Dentre as espécies comerciais algumas não foram exploradas por apresentarem poucos indivíduos por unidade de área (CARVALHO et al., 1987).

As principais características quantitativas da área estudada estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Características dos dados levantados no monitoramento florestal realizado no período de 1984 a 2004, na área experimental da Embrapa localizada no Morro do Felipe, Vitória do Jari – AP, considerando indivíduos com DAP \geq 20 cm,

Variável	Informações por parcela e ano					
	Parcela 1		Parcela 2		Parcela 3	
	1984	2004	1984	2004	1984	2004
DAP mínimo (cm)	20,00	21,30	20,00	21,20	20,00	20,80
DAP médio (cm)	34,33	39,62	35,79	40,33	33,96	39,31
DAP máximo (cm)	91,10	91,30	97,80	100,70	85,30	89,90
Diâmetro quadrático (cm)	37,32	42,54	38,76	43,44	36,53	41,91
Área basal (m ² ha ⁻¹)	12,80	16,63	17,59	22,09	13,42	17,66
Famílias botânicas	34	30	33	27	32	28
Gêneros botânicos	57	49	65	55	60	53
Espécies identificadas	58	46	67	55	64	53
Espécies não identificadas	7	6	6	6	6	4
Densidade (árvores ha ⁻¹)	181	117	200	149	179	128
Árvores excluídas * ⁽¹⁾	0	3	0	3	0	0
Número de indivíduos ingressos (ha) * ⁽²⁾	0	66	0	34	0	71
Número de indivíduos mortos (ha) * ⁽²⁾	0	58	0	48	0	54

Fonte: Elaboração própria a partir do banco de dados do Projeto Bom Manejo – Manejo sustentável de florestas de produção em escala comercial na Amazônia brasileira, desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental.

Notas:

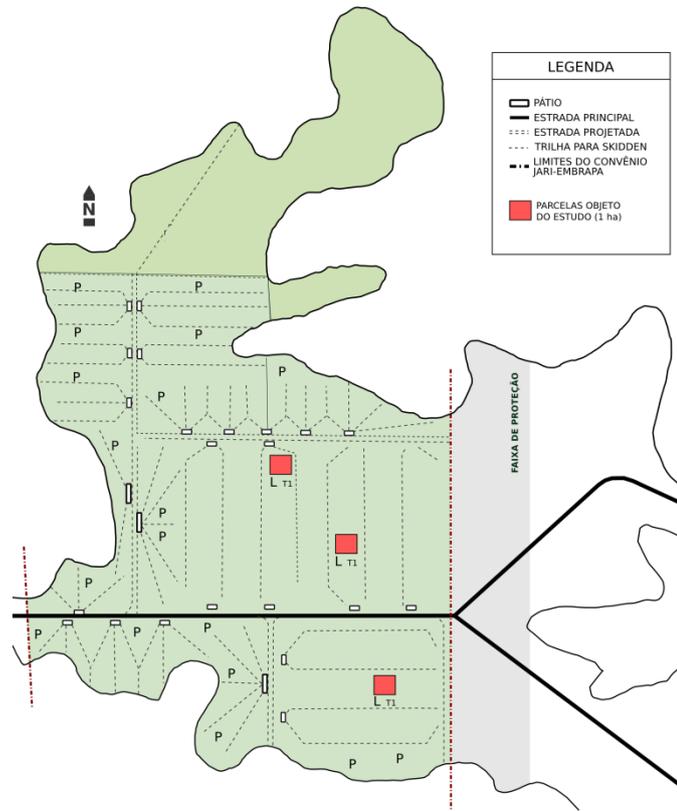
*⁽¹⁾ Refere-se às árvores com mudança no ponto de medição do diâmetro e outliers;

*⁽²⁾ Refere-se ao número de indivíduos ingressos e mortos desde a medição imediatamente anterior.

3.2.3 Parcelas Permanentes

Foram empregadas três parcelas permanentes quadradas, com área de 1 ha (100 x 100 m), onde foram medidos todos os indivíduos arbóreos com DAP \geq 20 cm (AZEVEDO, 2006). Todas as parcelas possuem uma área de bordadura de 50 metros (Figura 2).

Figura 2 - Distribuição das parcelas permanentes no experimento, localizado no município de Vitória do Jari – AP.



Fonte: Jari S.A (Convênio Jari-Embrapa), digitalizado em março de 2015 e elaborado pelo Laboratório de Projetos e Produção de Cartas (LabCarto) da Universidade Federal do Paraná.

A metodologia empregada nas medições das parcelas permanentes seguem os padrões disponibilizados por Silva e Lopes (1984). As variáveis e informações empregadas neste estudo são: número da árvore; classe de identificação do fuste (CIF), para selecionar as árvores vivas; diâmetro à altura do peito (DAP); identificação botânica e as coordenadas cartesianas de localização das árvores na parcela.

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, C. P. de, SILVA, J. N. M., SOUZA, C. R. de; SANQUETTA, C. R. Eficiência de tratamentos silviculturais por anelamento na floresta do Jari, Amapá. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 42, n. 2, p. 315-324, abr.2012.

CARVALHO, J.P.P. de, LOPES, J. do C. A., SILVA, J. N. M., COSTA, H. B. da, MALCHER, L. B., CARVALHO, M. S. P. de. Pesquisas com vistas ao manejo de matas nativas na região do Rio Jari. EMBRAPA-CPATU (Documentos, 45), 1987.

ELLEMBERG, H.; MUELLER-DOMBOIS, D. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Jhohn Wiley & Sons, 1974. 547 p.

EPE- EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Bacia hidrográfica do Rio Jari / PA-AP: estudos de inventário hidrelétrico**. Relatório final, v.8/9 – Apêndice D, 2010. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/MeioAmbiente/Documents/AAI%20Jari/10%20-%20Invent%C3%A1rio%20Hidrel%C3%A9trico%20Jari%20-%20Diagn%C3%B3stico%20Socioambiental%20-%20Tomo%20II.pdf>. Acesso em: 09/03/2015.

GOMIDE, G. L. A. **Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primárias e secundária no estado do Amapá**. 1997. 181 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba, 1997.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Mapa de Vitória do Jari-AP. Disponível em:< <http://portaldemapas.ibge.gov.br/portal.php#mapa10139>>. Acesso em: 18 de março de 2015.

JARI FLORESTAL. **Resumo público 2013/2014: plano de manejo florestal sustentável**. Disponível em: < http://www.grupojari.com.br/sites/default/files/resumo_publico_florestal_2014.pdf> Acesso em: 09/03/2015.

MMA -MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Relatório parametrizado de unidade de conservação: Estação Ecológica do Jari (2010)**. Departamento de Áreas Protegidas. Disponível em: <http://sistemas.mma.gov.br/cnuc/index.php?ido=relatorioparametrizado.exibeRelatorio&relatorioPadrao=true&idUc=67>. Acesso em: 09/03/2015.

MMA- Ministério do Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº05, de 11 de dezembro de 2006**. Dispõe sobre procedimentos técnicos para elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de Planos de Manejo Florestal Sustentavel-PMFSs nas florestas primitivas e suas formas de sucessão na Amazônia Legal, e da outras providencias. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, DF, 2006

OLIVEIRA, M. J. de. **Mineração e desenvolvimento local: benefícios e desafios aos municípios amapaenses**. 2010. 293 f. Tese (Doutorado em Ciências: Desenvolvimento Socioambiental) - Universidade Federal do Pará, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos, Belém, 2010.

SILVA, J.N.M., LOPES, J.C.A. **Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia utilizada pela EMBRAPA-CPATU na Amazônia Brasileira.** Belém: EMBRAPA-CPATU, 1984, 36 p.(EMBRAPA-CPATU, Documentos, 33).

SOUZA, V. R. **Avaliação do manejo florestal das plantações da JARI CELULOSE S.A. na região de Almeirim, Estado do Pará – Brasil:** conduzido conforme os preceitos do fsc e do programa de conservação florestal da SCS. SCIENTIFIC CERTIFICATION SYSTEMS, Emeryville- USA, 2009.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de recursos naturais e estudos ambientais, 1991. 124p.

YARED, J. A. G.; CARVALHO, J. O. P. de; SILVA, J. N.M.; KANASHIRO, M.; MARQUES, L. C. T. **Contribuições do Projeto Silvicultura Tropical - Cooperação Internacional Brasil / Reino Unido.** Belém: Embrapa Amazônia Oriental / DFID, 2000. 28p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 52)

4 ÍNDICES DE COMPETIÇÃO NO ESTRATO ARBÓREO EM FLORESTA OMBRÓFILA Densa NA REGIÃO DE VITÓRIA DO JARI, AMAPÁ

RESUMO

O objetivo deste trabalho é o de avaliar, comparativamente, diferentes índices de competição independentes da distância (IID) em três dimensões de parcelas, bem como avaliar os índices dependentes da distância (IDD) em diferentes raios de competição e identificar aqueles que mais se correlacionam com o incremento diamétrico (IPA DAP), apontando o que melhor explica a competição entre as árvores do estrato arbóreo em uma Floresta Ombrófila Densa. Este estudo foi conduzido com dados do Projeto Bom Manejo (Embrapa/CIFOR/ITTO) – Manejo sustentável de florestas de produção em escala comercial na Amazônia brasileira, desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental, em área da Jari Florestal S.A., município de Vitória do Jari, Estado do Amapá. Foram empregadas três parcelas permanentes de um hectare cada uma (100 x 100 m), onde foram medidos todos os indivíduos arbóreos com DAP ≥ 20 cm. Foram comparados os seguintes IID: G (área basal/ha), BAL (*basal area of larger trees*), Glover e Hool e Stage e os IDD: Hegyi e Hegyi modificado. Os índices de competição foram avaliados a partir de análise dos coeficientes de correlação lineares entre cada índice e a variável IPA DAP (cm ano^{-1}). A significância dos coeficientes de correlação foi avaliada pelo p valor ($\alpha = 0,05$). Todas as variações de índices testadas resultaram em correlações de 10 a 20%, consideradas muito fracas. Entre as categorias de índices de competição, o que apresentou melhor desempenho foi o índice independente da distância e, portanto, é o mais indicado para estudos de competição no crescimento diamétrico em florestas tropicais naturais. O índice BAL é o IID que apresentou a maior correlação com o IPA DAP ($r = -0,212$ e $p = 0,000$) em parcelas de 50 m x 50 m. Foi detectada uma relação espacial dos IID, onde a correlação diminui com o aumento do tamanho da parcela. Em relação aos raios de competição nos IDD, detectou-se que quanto maior o raio, maior a correlação. Destacou-se nesta categoria o índice de Hegyi modificado em um raio de 20 m. Recomendam-se pesquisas adicionais para avaliar os efeitos da competição sobre o crescimento das árvores, bem como o aumento do entendimento de competição intraespecífica e interespecífica, a fim de melhorar a compreensão da dinâmica da competição em florestas tropicais.

Palavras-chave: Competição. Floresta natural. Crescimento em diâmetro. Amazônia.

ABSTRACT

The objective of this study is to make a comparative evaluation of different distance-independent competition indices (IID) with three plot sizes, and also to evaluate distance-dependent indexes (IDD) over various competitive radii and identify those that best correlate with diameter increment (IPA DAP), in order to determine which best explains inter-tree competition in the arboreal stratum in a dense forest. This study was conducted with the Project Good Management data (EMBRAPA / CIFOR / ITTO), which relates to sustainable management of production forests on a commercial scale in the Brazilian Amazon. It was developed by Embrapa Amazônia Oriental, in the area of Jari Florestal SA, Victoria municipality of Jari, State of Amapá. Three permanent plots were used of one hectare each (100 x 100 m), on which were measured all trees with DBH \geq 20 cm. We evaluated the following IID: G (basal area / ha), BAL (Basal Area of Larger trees), Glover and Hool and Stage and IDD: Hegyi and modified Hegyi. The competition indices were evaluated by analysis of linear correlation coefficients between each index and IPA DAP (cm year^{-1}). The significance of the correlation coefficients was evaluated by *p* value ($\alpha = 0.05$). All variations of ratios tested resulted in correlations between 10 and 20%, considered very weak. Among the categories of competition indices, the one that presented the best performance was the distance independent indices and, therefore, is the most suitable for competition studies on diametric growth in natural Tropical Forests. The BAL indice is the IID that presented the highest correlation with the IPA DAP ($r = -0.212$ and $p = 0.000$) in plots of 50 m x 50 m. A spatial relationship of the IIDs was detected, where the correlation decreases with the increase of the plot size. Regarding the competition rays in the IDD, it was detected that the larger the radius, the higher the correlation. The Hegyi indice was modified in a radius of 20 m. However, further research is recommended to evaluate the effects of competition on tree growth as well as to increase understanding of intraspecific and interspecific competition in order to improve knowledge of the competition dynamics in tropical forests.

Keywords: Competition. Natural forest. Diameter growth. Amazônia.

4.1 Introdução

Em povoamentos densos, as árvores estão em contínuo estado de competição, no espaço aéreo pela luz e no solo pela água, minerais e oxigênio. Na medida em que aumentam de tamanho, suas necessidades individuais para crescimento ampliam-se (KRAMER; KOZLOWSKI, 1972), e somados a presença de recursos limitados (McNAUGHTON; WOLFF, 1973), contribuem para a diminuição global da taxa de crescimento, do metabolismo e da sobrevivência das árvores (WELDEN; SLAUSON, 1986).

A avaliação da competição de uma floresta é uma tarefa difícil, pois muitos fatores influenciam neste processo, no entanto, os índices de competição objetivam expressar o efeito da competição no crescimento das árvores, além de capturar a variação social vigente (PEDERSEN et al., 2013). Para que isso seja possível, a maioria dos índices se relaciona a quatro fatores principais: número de competidores; tamanho e distância das árvores vizinhas e luminosidade (VANCLAY, 1994).

Foram realizados vários estudos de caso em ecologia e silvicultura para desenvolver, melhorar ou modificar diferentes índices de competição (IC) para quantificar a competição em nível de árvores individuais (MALEKI; KIVISTE; KORJUS, 2015). Uma variedade de modelos inclui a competição como um parâmetro, para estimar a mortalidade (ZHAO et al., 2006; EID; TUHUS, 2001; RADTKE; WESTFALL; BUKHART, 2003), o recrutamento (LEXEROD, 2005), o crescimento diamétrico (PELTONIEMI; MÄKIPÄÄ, 2011; CUNHA, 2013; VANCLAY et al. 2013; ORELLANA, 2014) e modelos de crescimento em área basal (CONTRERAS; AFFLECK; CHUNG, 2011). Estes também podem auxiliar na identificação de espécies sensíveis aos efeitos das árvores vizinhas e na compreensão de mecanismos de competição e coexistência (PORTÉ; BARTELINK, 2002; ROITMAN, 2011).

Os índices de competição podem ser divididos em dois grandes grupos, os independentes da distância (não espacialmente explícitos), que não consideram o posicionamento das árvores dentro da parcela, e dependentes da distância (espacialmente explícitos), que consideram a posição relativa entre as árvores na parcela e o seu tamanho (PENG, 2000). Ambos os métodos têm sido aplicados em florestas mistas ou ricas em espécies.

Dentro do grupo dos não espacialmente explícitos, ou seja, os independentes da distância existem aqueles que são baseados na densidade do povoamento e, portanto, não consideram as dimensões das árvores individualmente; e os baseados em medidas de

dominância das árvores, que incluem a dimensão individual da árvore objetivo e representam sua dominância dentro do povoamento (TOMÉ, 2005).

Como exemplo de índice baseado na medida de densidade, está a área basal (MARTIN; EK, 1984). Outros índices foram desenvolvidos nesta categoria, no entanto, Curtis (1970) concluiu que a grande maioria destes modelos de densidade são equivalentes.

Os modelos baseados em medidas de dominância, por considerarem a ocupação da árvore em relação ao povoamento ou parcela, possuem maior representatividade. Existem diversos índices desse tipo como, por exemplo, aqueles baseados na razão entre uma dimensão da árvore (diâmetro ou altura) e o valor médio correspondente para o povoamento (GLOVER; HOOL, 1979); na razão entre a dimensão da árvore e o valor médio correspondente para as árvores dominantes (ALDER, 1979); e na proporção da copa (DANIELS; BURKHART; CLASON, 1986).

Apesar dos índices independentes da distância não considerarem a distância, sofrem a influência do tamanho da parcela e, portanto, são afetados espacialmente (ALDER; SYNNOTT, 1992). Os mesmos autores recomendam o uso de parcelas de 20 x 20 m para o estudo da competição, porém esse tamanho deve ser avaliado.

Os índices espacialmente explícitos, ou seja, os dependentes da distância, aplicados para árvores e não para a população, são preferíveis para descrever a competição entre indivíduos e a associação entre as espécies (ou grupos de espécies), em florestas de maior riqueza (ZHAO et al. 2006). Isto se deve ao fato de que a influência competitiva de uma árvore avaliada por esse tipo de índice considera que o nível de competição que uma árvore competidora exerce sobre a árvore objetivo é diretamente proporcional à razão entre o tamanho da árvore competidora sobre a competida e inversamente proporcional à distância entre elas (ORELLANA, 2014).

A avaliação dos índices dependentes da distância envolve duas etapas principais: (i) seleção das árvores competidoras e (ii) cálculo do índice (BURKHART; TOMÉ, 2012). Muitas abordagens têm sido utilizadas para definir a área de competição, as mais comuns são: raio de área fixa (HEGYI, 1974; PUKKALA; KOLSTROM, 1987), raios múltiplos da largura da copa (LORIMER, 1983), número fixo de vizinhos mais próximos (SOARES; TOMÉ, 1999; RIVAS et al., 2005), árvores selecionadas por um ângulo no visor de Bitterlich (DANIELS, 1976), zonas de influência (EK; MONSERUD, 1974). O cálculo do índice inclui direta ou indiretamente o número e tamanho das árvores competidoras, bem como sua distância até a árvore objetivo.

No método de raio fixo, geralmente é atribuído ao redor da árvore em que se queira avaliar (árvore objetivo), um raio, que pode ser fixo ou variável e as árvores contidas nesse círculo são consideradas vizinhas. No entanto, não existe uma definição do tamanho de raio a ser utilizado para a identificação das árvores competidoras (CHASSOT, 2013). Para o caso de espécies plantadas, por exemplo, pode-se citar o trabalho de Hegyi (1974), que relaciona um raio de área fixo de 3,05 metros; Beland et al. (2003) utilizaram raios de 3 e de 6 metros; Kaitaniemi e Lintunen (2010), utilizaram um raio de 5 metros; Miina e Pukkala (2002), também trabalharam com um raio de 6 metros; Stadt et al. (2007), utilizaram um raio de 7 metros, Contreras, Affleck, Chung (2011), com um raio de 11 metros e para florestas ricas em espécies, Zhao et al. (2006), sugeriram um raio de 25 m.

O índice de competição dependente da distância torna-se cada vez mais incompleto e impreciso, à medida que as árvores se aproximam da borda da parcela, devido ao desconhecimento das árvores competidoras que estão fora da parcela (ALDER, 1995; PRETZSCH, 2009). Por isso é recomendado que se utilize o método de deslocamento (Shifting) para a correção da bordadura, onde uma cópia exata da parcela é deslocada para todos os lados e cantos da mesma, com o intuito de simular o efeito da competição das árvores que são desconhecidas e estão presentes fora da parcela (PRETZSCH, 2009).

A avaliação da efetividade de um índice de competição é realizada por meio da correlação do índice calculado para cada árvore com variáveis da floresta, como o incremento em diâmetro, altura e outros (DANIELS, 1976; MARTINS et al, 2011; ROITMAN, 2011; CASTRO et al., 2014).

A literatura não indica claramente se índices dependentes da distância são mais eficazes que os independentes da distância (DAVIS; JOHNSON, 1987; WEISKITTEL et al., 2011). Alguns estudos comparativos concluíram que os independentes da distância são tão eficazes quanto os dependentes da distância (LORIMER, 1983; MÄKINEN, 1997). Neste presente estudo, espera-se encontrar que os índices de competição independentes da distância sejam melhores do que os dependentes da distância para representar a competição na floresta estudada.

Portanto, o objetivo deste trabalho é o de avaliar índices de competição, independentes e dependentes da distância e identificar aqueles que mais se correlacionam com o incremento diamétrico, apontando o que melhor explica a competição entre as árvores do estrato arbóreo em uma Floresta Ombrófila Densa.

4.2 Métodos

4.2.1 Descrição da área de estudo e dos dados

O local de estudo está situado na área de manejo da empresa Jari Florestal S.A., pertencente ao Grupo Jari, na localidade Morro do Felipe, município de Vitória do Jari – AP. Segundo a classificação de Köppen, o clima na região é do tipo Ami (GOMIDE, 1997). De acordo com Azevedo et al. (2012), a precipitação média anual é de 2.234 mm. A vegetação é do tipo Floresta Tropical de Terra Firme ou Floresta Ombrófila Densa (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991).

Este estudo foi elaborado com dados do experimento originalmente denominado Projeto Bom Manejo (Embrapa/CIFOR/ITTO), desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental. O experimento da Embrapa foi instalado em uma área de 500 ha, no ano de 1983. As medições ocorreram em oito ocasiões, em 1984, 1986, 1988, 1990, 1994, 1996, 2004 e 2011. Por ocasião da colheita florestal em 1985, foram reduzidos cerca de 15% do volume comercial das árvores com DAP \geq 60 cm, onde foram exploradas em média, cerca de três árvores por hectare. Em termos de volume, esta redução correspondeu a 26 m³ha⁻¹.

Para estudar o desenvolvimento da floresta foram instaladas parcelas permanentes quadradas, medindo 100 m x 100 m (1,00 ha), onde foram medidos todos os indivíduos arbóreos com DAP \geq 20 cm (AZEVEDO et al., 2012).

A metodologia empregada nas medições das parcelas permanentes seguem os padrões disponibilizados por Silva e Lopes (1984). As variáveis e informações empregadas neste estudo são: número da árvore; classe de identificação do fuste (CIF), para selecionar as árvores vivas; diâmetro a altura do peito (DAP); identificação botânica e as coordenadas cartesianas de localização das árvores na parcela.

4.2.2 Índices de competição

Nos índices de competição descritos a seguir entende-se como “árvore objetivo” toda árvore que possui sua competição avaliada individualmente, de acordo com os distintos índices de competição. Para o presente trabalho, todas as árvores existentes nas parcelas foram consideradas “árvores objetivo”. Foram avaliados e comparados os seguintes índices de competição (Quadro 1):

Quadro 1- Relação funcional dos Índices de competição independentes e dependentes da distância avaliados neste trabalho.

Tipo	Índice	Fórmula	Autores/Fonte	Equação
INDEPENDENTES DA DISTÂNCIA	Área basal	$G = \sum_{i=1}^n g_i$	Martin e Ek (1984)	(1)
	BAL (Basal Area of Larger trees)	$BAL = \sum_{i=1}^{n_i} gm$	Wykoff (1990)	(2)
	Glover e Hool	$I_{GH} = \frac{d_i^2}{\bar{d}^2}$	Glover e Hool (1979)	(3)
	Stage	$I_{STAGE} = \frac{g_i}{g_q}$	Stage (1973)	(4)
DEPENDENTES DA DISTÂNCIA	Hegyí	$I_H = \sum_{i=1}^{n_j} \frac{d_i}{L_{ij}}$	Hegyí (1974)	(5)
	Hegyí_modificado	$I_{H_mod} = \sum_{i=1}^{n_j} \frac{\left(\frac{d_i}{d_j}\right)}{L_{ij} + 1}$	Daniels (1976)	(6)

Fonte: Elaboração própria a partir de Martin e Ek (1984), Wykoff (1990), Glover e Hool (1979), Stage (1973), Hegyí (1974) e Daniels (1976).

Notas: n = número de árvores na parcela; n_i = número de árvores com DAP maior que a árvore objetivo; gm = área transversal (m^2) das árvores com DAP maiores que a árvore objetivo; n_j = número de árvores da parcela; g_i = área transversal (m^2); d_i^2 = diâmetro da árvore objetivo (cm) elevado ao quadrado; \bar{d}^2 = diâmetro médio do povoamento (cm) elevado ao quadrado; g_i = área transversal da árvore objetivo (m^2) e g_q = área transversal da árvore média (m^2) (definida pelo diâmetro quadrático), d_i = DAP da árvore objetivo (cm); d_j = DAP da árvore competidora (cm); L_{ij} = distância entre a árvore objetivo e a árvore competidora e n_j = nº de árvores competidoras.

O índice de área basal representa a categoria dos índices que se baseiam na densidade do povoamento (MARTIN; EK, 1984). Ele demonstra a área em metros quadrados por hectare ocupado pelos fustes das árvores que compõem a parcela. Os outros índices representam a categoria dos índices que se baseiam na dominância.

O índice de BAL (WYKOFF, 1990) busca quantificar a concorrência por espaço entre as árvores, considerando como competidoras aquelas com área transversal maior que a árvore principal (objetivo). Logo, quanto maior o índice, maior a competição exercida sobre o indivíduo considerado.

O índice de Glover e Hool (1979) relaciona a dimensão da árvore objetivo com a dimensão média das árvores vizinhas, dentro de uma área previamente estabelecida. Então, quanto menor for o índice, maior será a concorrência sofrida pela árvore. O mesmo ocorre com o Índice de Stage, porém o índice relaciona a área ocupada em m^2 da árvore objetivo com a área ocupada do diâmetro quadrático da parcela.

O índice de Hegyi (1974) tem sido amplamente utilizado em sua forma original, quanto de forma modificada. Este índice considera que a competição entre uma árvore e outra é diretamente proporcional à razão entre o tamanho da árvore competidora sobre a árvore competida (objetivo) e inversamente proporcional à distância entre elas (ORELLANA, 2014).

4.2.3 Tamanho da parcela

Como os índices independentes da distância possuem relação espacial, foram testadas três tamanhos de parcelas. Para operacionalizar essa avaliação, os índices foram calculados para o tamanho original das parcelas, ou seja, 100 m x 100 m (1 ha) e depois subdivididas em dois tamanhos, 50 m x 50 m (0,25 ha) e 20 m x 20 m (0,04 ha). No caso dos índices dependentes da distância, o tamanho da parcela não é relevante, pois é levada em consideração a distância entre as árvores.

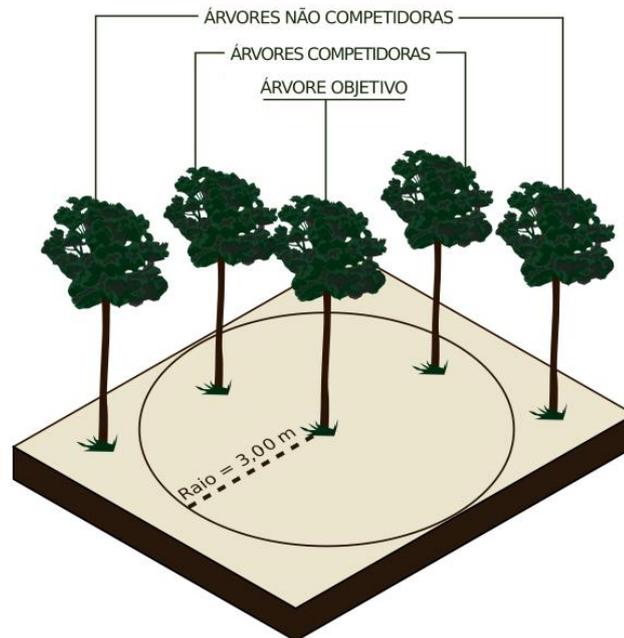
4.2.4 Distância entre árvores

A distância entre as árvores nos índices dependentes da distância foi calculada pela distância euclidiana a partir de suas coordenadas de posição (x e y). O cálculo dos índices foi operacionalizado por uma macro desenvolvida em ambiente *Visual Basic for Applications* (VBA) incorporada para uso no Microsoft *Excel* 14.0 (Office 2010).

4.2.5 Raios de competição

Com o objetivo de averiguar o melhor desempenho dos índices de competição dependentes da distância, foram testados diferentes raios de distância das árvores objetivo, como: 3m, 5m, 10m, 15m e 20 m. Um exemplo representando a área de competição, com raio de 3m, pode ser visualizado na Figura 3.

Figura 3 - Representação da área de competição, com raio de 3 m, dos índices dependentes da distância.

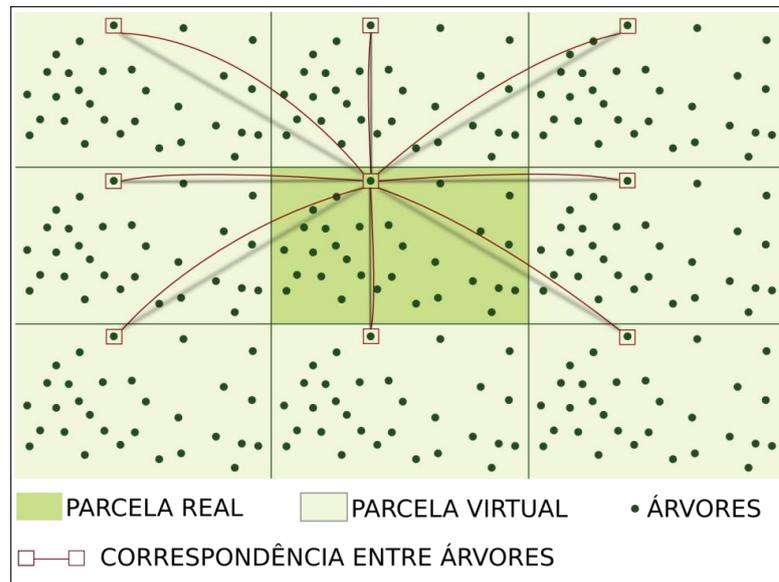


Fonte: Elaborado pelo Laboratório de Projetos e Produção de Cartas (LabCarto) da Universidade Federal do Paraná, por solicitação do autor.

4.2.6 Bordadura

O efeito de bordadura nos índices dependentes da distância foi corrigido pelo método do deslocamento (Shifting), conforme recomendado por Pretzsch (2009), representado na Figura 4. Este método consiste em emitir uma cópia exata da parcela, que é deslocada para todos os lados e cantos da mesma, com o objetivo de simular o efeito da competição das árvores que são desconhecidas e estão presentes fora da parcela.

Figura 4 - Esquema do método do deslocamento de parcelas (Shifting), para correção do cálculo dos índices de competição das árvores localizadas na bordadura da parcela.



Fonte: Elaborado pelo Laboratório de Projetos e Produção de Cartas (LabCarto) da Universidade Federal do Paraná, por solicitação do autor.

4.2.7 Cálculo do IPA DAP (cm ano^{-1})

O incremento diamétrico foi obtido pela diferença entre as medidas de diâmetro das árvores com $\text{DAP} \geq 20$ cm, no período de 1984 e 2004, empregando a seguinte fórmula:

$$\text{IPA DAP } (\text{cm ano}^{-1}) = \left(\frac{\text{DAP}_{\text{final}} - \text{DAP}_{\text{inicial}}}{t} \right) \quad (7)$$

Em que:

$\text{DAP}_{\text{inicial}}$ = DAP em centímetros do início do período,

$\text{DAP}_{\text{final}}$ = DAP em centímetros do final do período e,

t = tempo entre as duas medições.

4.2.8 Avaliação dos índices de competição

A avaliação dos índices de competição independentes da distância se deu pela análise da correlação linear de Pearson (r), de forma a avaliar a correlação entre os índices calculados para cada árvore da parcela e a variável IPA DAP em cm ano^{-1} . A significância dos coeficientes foi baseada no valor de p , onde se o valor de p calculado for menor ou igual ao nível de significância ($\alpha < 0,05$) conclui-se que existe correlação linear e se for maior, não existe correlação (BUSSAB, MORETTIN, 2013).

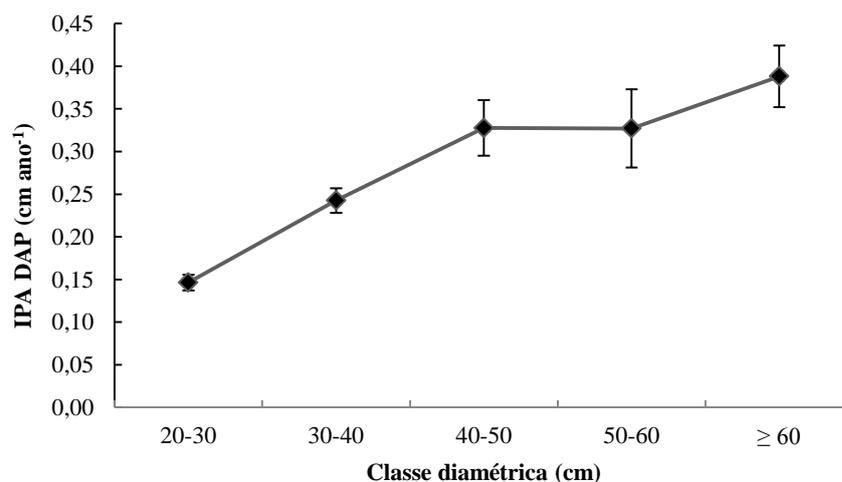
O coeficiente de correlação (r) pode variar de -1 a 1 e, quando se tem um “ r ” próximo de 0 não é uma evidência de que não exista uma relação, mas apenas de que se existe tal relação, ela pode não ser linear (BUSSAB, MORETTIN, 2013). Ainda, os valores encontrados nas correlações foram avaliados pelo método de Dancey e Reidy (2006) que consideram resultados de $r = 0,10$ até $0,39$, como uma correlação fraca; $r = 0,40$ até $0,69$ uma correlação moderada e $r = 0,70$ até 1 uma correlação forte. Seja como for, o certo é que quanto mais próximo de 1 (independente do sinal) maior é o grau de dependência estatística linear entre as variáveis. No outro oposto, quanto mais próximo de zero, menor é a força dessa relação (FIGUEIREDO FILHO; SILVA JUNIOR, 2009).

4.3 Resultados e discussão

Foram avaliadas 394 árvores, pertencentes a 42 famílias, 89 gêneros botânicos e 94 espécies, nas medições de 1984 a 2004.

Uma análise prévia dos dados pode ser visualizada na Figura 5, onde se podem observar os efeitos da competição no crescimento das árvores, à medida que se observa um maior incremento diamétrico (cm ano^{-1}) nas árvores de maior diâmetro.

Figura 5 - Incremento periódico anual médio em diâmetro das árvores com $\text{DAP} \geq 20$ cm, por classe diamétrica, avaliada no período 1984 e 2004, em uma Floresta Ombrófila Densa, localizada em Vitória do Jari-AP.



Fonte: Elaboração própria a partir do banco de dados do Projeto Bom Manejo – Manejo sustentável de florestas de produção em escala comercial na Amazônia brasileira, desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental.

Nota: As barras representam o erro padrão.

Esse efeito pode ser explicado pelo fato das árvores de maior porte, por estarem localizadas no estrato superior da floresta, apresentarem menor competição (CUNHA, 2013). Desta maneira, por apresentarem melhores condições de iluminação de suas copas, também apresentam maiores taxas de crescimento (KING; MAINDONALD, 1999; LIEBERMAN; PUTZ, 1987; COSTA; SILVA; CARVALHO, 2008). Por conseguinte, árvores menores, localizadas no sub-bosque, apresentam maior competição e menores taxas de crescimento (CARVALHO, 1992) e maiores probabilidades de mortalidade (CASTRO et al., 2014).

As correlações lineares entre os índices de competição independentes e dependentes da distância com a variável da floresta testada em cada tamanho de parcela e em cada raio podem ser visualizadas na tabela abaixo (Tabela 3).

Tabela 3- Correlações lineares entre os índices independentes (IID) e dependentes da distância (IDD) e a variável IPA DAP (cm ano^{-1}) em árvores individuais do estrato arbóreo em Floresta Ombrófila Densa, localizada em Vitória do Jari- AP.

Categoria	Índice	Área de competição	IPA DAP (cm ano^{-1})	
			r	p-valor
IID	G	Parcelas de 20 x 20 m	-0,074	0,145
	BAL		-0,090	0,075
	Glover e Hool		0,178	0,000
	Stage		0,184	0,000
	G	Parcelas de 50 x 50 m	-0,104	0,039
	BAL		-0,212	0,000
	Glover e Hool		0,137	0,006
	Stage		0,151	0,003
	G	Parcelas de 100 x 100 m	-0,090	0,074
	BAL		-0,160	0,001
	Glover e Hool		0,101	0,044
	Stage		0,102	0,044
IDD	Hegyí	Raio de 3m	0,004	0,943
	Hegyí_mod		-0,020	0,696
	Hegyí	Raio de 5 m	0,022	0,670
	Hegyí_mod		0,009	0,855
	Hegyí	Raio de 10 m	-0,037	0,462
	Hegyí_mod		-0,071	0,158
	Hegyí	Raio de 15 m	-0,080	0,114
	Hegyí_mod		-0,118	0,019
Hegyí	Raio de 20 m	-0,108	0,032	
Hegyí_mod		-0,145	0,004	

Fonte: Elaboração própria.

Nota: se p -valor for menor ou igual ao nível de significância $\alpha < 0,05$, os resultados são significativos estatisticamente, caso contrário, serão não significativos.

Em relação às interações dos IID com o IPA DAP, as correlações diminuíram com o aumento do tamanho das parcelas para os índices de BAL, Glover Hool e Stage. Para o índice de área basal (G), apenas uma correlação foi significativa estatisticamente, detectada na parcela de 50 m x 50 m. A correlação do IPA DAP com o índice de BAL também não foi significativo para a parcela de 20 m x 20 m.

Avaliando as correlações em módulo, isto é, sem considerar resultados com sinais positivos ou negativos, o índice de BAL apresentou a correlação mais alta, porém fraca, com $r = -0,212$ na parcela de 50 m x 50 m. E continuou a apresentar uma correlação fraca para a parcela de 100 m x 100 m, porém com correlação menor, de $r = -0,160$. O índice de Stage apresentou a segunda maior correlação com o IPA DAP ($r = 0,184$), porém em uma parcela menor (20 m x 20 m) do que a maior correlação de BAL. O índice de Glover e Hool apresentou um resultado muito semelhante ao índice de Stage, revelando a sua maior correlação com um $r = 0,178$ também para a parcela de 20 m x 20 m. O índice de área basal (G) apresentou apenas uma correlação significativa estatisticamente, que foi considerada fraca com $r = -0,104$, para a parcela de 50 m x 50 m.

As correlações do índice de Hegyi e Hegyi modificado foram todas significativas a 95% de probabilidade, porém negativas, o que indica que as variáveis possuem relação, no entanto, correlacionadas se movem em direção opostas, ou seja, quando uma das variáveis aumenta, a outra diminui.

As correlações com o IPA DAP foram em grande maioria não significativa estatisticamente e os seus coeficientes de correlação variaram de $r = -0,108$ (Índice de Hegyi, com raio = 20m) a $r = -0,145$ (Índice de Hegyi modificado, com raio = 20m). A primeira correlação significativa só ocorreu apenas a partir de um raio de 15 m, no índice de Hegyi modificado. Esta relação mostrou haver maiores correlações em raios de competição maiores, porém ainda muito baixas e fracas.

Quando avaliada a competição por espécie de forma individual (≥ 10 indivíduos), as correlações significativas foram mais altas, variaram de $r = -0,06$ a $-0,99$ e de $r = 0,03$ a $0,57$ para o índice BAL.

4.3.1 Avaliação dos índices

O índice de BAL apresentou valores de correlações negativos, indicando que o IPA DAP se opõe aos valores do referido índice. Esta correlação negativa do índice de BAL também mostra que maiores valores do índice correspondem a árvores de menor diâmetro.

Esse fato também foi observado por Castro et al. (2014) e explicado por Martins et al (2011), pois é uma situação relacionada com a própria fórmula do índice de BAL, que consiste no somatório das áreas transversais das árvores que apresentam diâmetros imediatamente maiores do que a árvore objetivo, de forma que árvores com menores diâmetros apresentam maiores valores no referido índice.

O inverso ocorre com os índices de Glover e Hool e de Stage, que apresentam menores índices para as árvores que sofrem maior competição (TOMÉ; BURKHART, 1989; MARTINS et al., 2011; CASTRO et al., 2014). Fato também explicado pela fórmula, pois estes índices são derivados da razão entre uma variável dendrométrica da árvore objetivo em relação à média da mesma variável para o povoamento, que consideram as dimensões de suas vizinhas. Isto quer dizer que, árvores objetivo que apresentem sua variável dendrométrica inferior à média de suas vizinhas, apresentarão menores índices.

Uma fragilidade dos IID testados deve ser levada em consideração quando no uso dos mesmos, pois se deve lembrar, que não se pode apenas considerar que somente árvores de maior porte podem exercer pressão de competição sobre as outras e por isso estes índices devem ser empregados com cautela. Outra questão apontada por Castro et. al (2014) é o fato de que os índices de competição são calculados de acordo com os tamanhos dos fustes das árvores e, desta forma, a fustes de mesmo porte são atribuídos índices de competição de valores muito semelhantes, mesmo que não possuam a mesma taxa de crescimento.

O uso de variáveis do povoamento para descrever o crescimento de árvores individuais é um dos principais problemas dos IID em florestas naturais, pois nesse método, todas as árvores que abrangem a parcela contribuem igualmente para a estimativa da competição, pois é assumido que o espaço é igual ao longo de cada árvore objetivo, e que esse espaço seria adequado para descrever a competição entre as árvores (MÄKINEN, 1997).

De maneira geral, em relação ao tamanho das parcelas, a maior correlação com o IPA DAP ocorreu na parcela de 50 m x 50 m, com o índice de BAL ($r = -0,212$ e $p = 0,000$). Esta informação corrobora com os estudos de Roitman (2010) em uma floresta de galeria, onde a sua pesquisa sugere a utilização de parcelas com pelo menos 40 m de largura para o estudo de índices de competição. Orellana (2014) também empregou parcelas de 50 m x 50 m em sua pesquisa em Floresta Ombrófila Mista, no sul do Brasil. Já as correlações dos IID com o IPA DAP (cm ano^{-1}) diminuíram com o aumento do tamanho das parcelas e apresentaram correlações que variam de $r = -0,104$ a $r = -0,212$ e $r = 0,101$ a $r = 0,184$.

A literatura cita correlações moderadas a altas, entre a variável DAP e os índices de Glover e Hool, Stage e de BAL. No entanto, a correlação alta entre o DAP e qualquer índice

de competição é devido a relações geométricas e, portanto, não possui nenhuma importância ecológica (VANCLAY, 1994), por isso, esse tipo de correlação não foi testado no presente estudo.

Castro et al. (2014), também mencionam que as correlações dos índices de competição com o IPA DAP, foram fracas e em média inferiores a 30%, para o seu estudo em Floresta Estacional Semidecidual Montana. O índice de Glover e Hool apresentou a maior correlação para esta variável ($r = 0,26$), seguida do índice de Stage ($r = 0,17$) e do índice de BAL ($r = -0,20$). Resultado muito semelhante ao do presente estudo, onde a correlação entre o IPA DAP e o índice BAL foi de $r = -0,212$, com o índice de Stage foi de $r = 0,184$ e de $r = 0,178$ para o índice de Glover e Hool, sendo apenas discretamente diferente o último índice aqui descrito.

Monserub e Sterba (1999) e Eid e Tuhus (2001) salientaram que o índice de BAL seria um excelente índice de competição. Outros autores, como Martins et al. (2011) recomendaram o uso do índice de Stage, que também não necessita de informações espaciais, assim como o BAL, e apresenta um bom desempenho na avaliação da competição além de representar certo realismo biológico. E, portanto, pode-se dizer que a utilização do índice de BAL ($r = -0,212$ e $p = 0,000$) ou de Stage ($r = 0,151$ e $p = 0,003$) pode ser empregada na avaliação da competição.

Em florestas plantadas os IID apresentam melhores resultados, como é o caso de plantios comerciais de eucalipto onde a correlação com o IPA DAP variou de $r = -0,74$ e $0,52$ (MARTINS et al. 2011); para *Pinus taeda*, as correlações encontradas foram de $r = 0,23$ a $0,31$ entre estas mesmas variáveis (DANIELS; BURKHART; CLASON, 1986). É provável que nesse tipo de floresta, onde se têm apenas uma espécie, plantadas a um espaçamento previamente planejado, com a mesma idade, o vigor de crescimento das árvores seja mais homogêneo e, portanto, os IID detectariam com maior sensibilidade a competição existente.

Em florestas tropicais, existem grandes variações no crescimento (altura, diâmetro) em indivíduos do mesmo tamanho. Enquanto algumas espécies crescem muito em um período, outras não crescem. Essa heterogeneidade de espécies na floresta, idade das árvores e condições gerais de crescimento e sanidade, levam às baixas correlações com o IPA DAP (Castro et al., 2014), constatação também relatada por Cunha (2013).

No entanto, o estudo de Castro et al. (2014) mencionou que quando se calcula os índices para um grupo menor de espécies (espécies com densidade ≥ 10 indivíduos) ou mesmo por espécie, as correlações apresentam resultados mais elevados. Em seu trabalho, quando consideradas as espécies de forma individual, as correlações significativas para o IPA DAP, variaram de $r = 0,17$ a $0,58$ e de $r = -0,12$ a $-0,55$. Os resultados da pesquisa de Holmes e

Reed (1991), também auxiliam nessa mesma interpretação, onde os autores encontraram correlações mais altas, para um grupo menor de espécies. E neste trabalho, as correlações significativas para espécies avaliadas de forma individual, também foram mais altas, revalidando o resultado do trabalho dos autores citados.

Os índices dependentes da distância testados neste trabalho indicaram de forma geral, uma tendência a apresentar valores maiores na medida em que são observados maiores valores de crescimento, no entanto, como são ponderados pela distância entre as árvores vizinhas e a árvore objetivo, o comportamento dos índices para os fustes de mesmo tamanho poder ser variado.

Entretanto, apesar dos presentes IDD avaliados nesta pesquisa apresentarem correlações muito semelhantes para todas as variáveis correlacionadas da floresta, as maiores correlações ocorreram com o índice de competição Hegyi Modificado, no raio de 20 metros.

Uma informação relevante foi detectada e deve-se ao fato da observação de uma relação espacial dos IID com diferentes tamanhos de parcelas, pois por princípio estes tipos de índices não levam em consideração as distâncias ou espaço entre as árvores. O que leva a concluir que a nomenclatura designada como “independentes da distância”, não seria apropriada.

Partindo desta constatação de relação com o tamanho da parcela dos IID, também pode-se inferir que existe a possibilidade de o baixo desempenho dos IDD, que levam em consideração a distância entre as árvores, estar atrelado à determinação da área de competição, ou seja, talvez outros tamanhos de raios ou outras abordagens, poderiam apresentar resultados melhores.

No caso do IPA DAP e os IDD, Castro et al. (2014) para um grupo de 36 espécies mais abundantes em um estudo em Floresta Estacional Semidecidual Montana, encontraram correlações significativas de $r = 0,12$ entre esta variável e o índice de Hegyi (raio = 6m), resultado muito semelhante do encontrado neste trabalho, quando avaliado em módulo, que foi de $r = -0,108$ (raio = 20m). Ainda se considerarmos o índice de Hegyi modificado, teríamos $r = -0,118$ (raio = 15m) e $r = -0,145$ (raio = 20m).

Os resultados das correlações calculadas entre cada índice e as variáveis da floresta, não se mostraram muito diferentes, e para ambos os IDD testados, as correlações aumentavam à medida que a distancia do raio também se elevava. Essa mesma tendência de maiores correlações em raios maiores, também foi observada por Pukkala e Kolstrom (1987). O raio de competição que apresentou maior correlação com o incremento em DAP foi o raio de 20 metros.

Apesar de correlações baixas entre os índices de competição e o IPA DAP, Tomé e Burkhart (1989) mencionam que a contribuição dos índices como variáveis em modelos de crescimento é significativa.

Resultados não tão otimistas, também foram relatados por Pukkala e Kolstrem (1987) onde os autores mencionam que os melhores índices de competição poderiam explicar somente até 50% do crescimento diamétrico. Porém, os resultados encontrados neste presente estudo não passam de 10% para os IDD e de até 20% para os IID, portanto muito abaixo da referência de Pukkala e Kolstrem (1987), porém dentro do esperado pela sua pesquisa.

Conforme mostrou a pesquisa de Zhao et al. (2006), os efeitos da competição no crescimento das árvores são muito fracos para serem detectados em florestas naturais ricas em espécies. Isso é corroborado pelos resultados alcançados neste presente estudo, onde as correlações são muito baixas com o incremento em diâmetro.

Um fato deve ser levado em consideração, quando na justificativa de baixas correlações em florestas tropicais naturais, são as diferentes interações que cada espécie sofre de forma simultânea com outras árvores. Uma é a interação por interferência, que é física e direta, e ocorre quando um indivíduo impede de forma direta outros organismos de explorarem um recurso (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 1996), seus efeitos geralmente são negativos e podem ser de grande impacto (MILLER, 1994). A outra é a competição por exploração, que ocorre quando uma espécie explora um recurso em comum à outra espécie, mas sem contato direto com aquela espécie (ODUM; BARRET, 2007), seus efeitos podem ser positivos ou negativos (MILLER, 1994). Assim, os efeitos competitivos líquidos em florestas tropicais naturais, podem se apresentar baixos e fracos, pois os efeitos negativos inseridos pela competição por interferência direta podem ser minimizados por algum fator que facilite efeitos positivos na competição indireta (por exploração), por exemplo, maior disponibilidade de recursos, como água e nutrientes (MILLER, 1994).

Alguns estudos indicam que a capacidade preditiva de um índice de competição está muito sujeita às espécies estudadas e não a sua complexidade, por isso, em muitos casos, os índices mais simples são mais eficientes (TONINI, 2007). Outros autores, como Alder (1997), defendem a ideia de que não existe nenhuma vantagem em utilizar um índice de competição dependente da distância que se baseie somente em premissas simples da geometria da árvore e que os índices independentes da distância trariam resultados melhores. Este fato foi também detectado no presente estudo, onde na avaliação da competição, os IID foram os que apresentaram melhor desempenho quando correlacionados com as variáveis da floresta.

A diversidade de correlações detectadas para a floresta toda e para algumas espécies avaliadas de forma individual podem indicar possíveis hierarquias competitivas na interação das espécies que estão implícitas nas teorias da competição, assim como mencionaram Canham, Lepage e Coates (2004), porém por mecanismos específicos não muito claros (ZHAO et al., 2006). Um destes mecanismos poderia ser a exploração indireta de recursos, que podem determinar vantagens competitivas de uma espécie à outra (ODUM; BARRET, 2007), e outro poderia estar voltado às características genéticas da espécie.

O complexo problema da medição e interpretação de interações bióticas convida a uma série de abordagens, como o aumento do entendimento da competição nas florestas tropicais naturais por meio do desenvolvimento de índices de competição que considerem os conceitos de competição intraespecífica e interespecífica (CASTRO et al., 2014). Outros autores, como Uriarte et al. (2004), também afirmam a importância da competição interespecífica em florestas tropicais.

Desta maneira, os estudos empíricos de IID e de IDD na floresta estudada resultaram em correlações muito fracas, quando avaliado o incremento diamétrico. Isto indica que os índices parecem apenas contribuir parcialmente na descrição da interferência da competição no crescimento das árvores, pois, para que isso fosse operacionalizado, seria necessário incluir toda a diversidade genética das espécies e identificar padrões de crescimento para cada uma delas e entre elas e ainda considerar todas as relações com diferentes áreas de competição (tamanho de parcela e de raios), bem como, identificar a competição intraespecífica e interespecífica das árvores.

Por isso, a construção de índices de competição eficientes para florestas tropicais constitui um desafio e então a importância ao aumento do entendimento da competição, a fim de melhorar a compreensão da dinâmica da competição.

4.4 Conclusão

O estudo concluiu que entre as categorias de índices de competição, o que apresentou melhor desempenho foi o IID, na medida em que apresentou a maior correlação significativa com o incremento diamétrico.

Dentre os IID, o que apresentou a maior correlação foi o índice BAL ($r = -0,212$ e $p = 0,000$). Este foi considerado o mais indicado para o estudo de correlações com o IPA DAP (cm ano^{-1}) na floresta estudada, apesar de apresentar uma correlação considerada fraca.

Evidenciou-se a relação espacial dos IID, pois as correlações diminuíram com o aumento do tamanho das parcelas. A maior correlação ocorreu na parcela de 50 m x 50 m, com o uso do índice BAL.

Observaram-se resultados muito semelhantes entre os IDD (Hegyi e Hegyi modificado), no entanto, o índice de Hegyi modificado apresentou as maiores correlações nos raios testados. Também foi identificada uma tendência de maiores correlações em raios maiores, onde o maior resultado foi detectado no raio de 20 metros.

Todas as variações de índices de competição aqui testadas resultaram em correlações muito fracas (10 a 20%). Isto indica que os índices conseguem representar parcialmente a competição em florestas tropicais naturais.

4.5 Recomendações

Recomendam-se pesquisas adicionais para avaliar os efeitos da competição sobre o crescimento das árvores, bem como o aumento do entendimento de competição intraespecífica e interespecífica, a fim de melhorar a compreensão da dinâmica da competição em florestas tropicais naturais.

REFERÊNCIAS

- ALDER D. A distance-independent tree model for exotic conifer plantations in East Africa. **Forest Science**, Bethesda, v.25, n.1, p. 59-71, mar.1979.
- ALDER, D.; SYNNOTT, T. J. **Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest**. Oxford: Forestry Institute, 1992. 124 p. (Tropical Forestry Paper, 25).
- ALDER, D. **Growth Modelling for Mixed Tropical Forests**. Department of Plant Sciences, University of Oxford: Tropical Forestry Paper, v. 30, 1995. 231 p.
- ALDER, D. Growth modelling of natural forest - CATIE. Consultancy visit notes - Denis Alder - 17th to 23rd February 1997. Unpublished report and workbook, 1997.
- AZEVEDO, C. P. de, SILVA, J. N. M., SOUZA, C. R. de e SANQUETTA, C. R. Eficiência de tratamentos silviculturais por anelamento na floresta do Jari, Amapá. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 42, n. 2, p. 315-324, abr.2012.
- BEGON, M.; HARPER, J.L. & TOWNSEND, C. R.. **Ecology: Individuals, Populations and Communities** (Second edition). Blackwell Science, Oxford. 1996.1068p.
- BÉLAND, M., LUSSIER, J.M., BERGERON, Y., LONGPRÉ, M.H., BÉLAND, M. Structure, spatial distribution and competition in mixed jack pine (*Pinus banksiana*) stands on clay soils of eastern Canada. **Annals of Forest Science**, v. 60, n. 7, p. 609-617, out/nov. 2003.
- BURKHART, E.H.; TOMÉ, M. **Modeling Forest Trees and Stands**. Springer, New York, NY, USA. 2012. 460 p.
- BUSSAB, W. O.; MORETTIN, P. A. **Estatística básica**. 8ª ed. São Paulo: Saraiva, 2013.
- CANHAM, C.D., LEPAGE, P. T., COATES, K.D. A neighborhood analysis of canopy tree competition: effects of shading versus crowding. **Canadian Journal of Forest research**, v.34, n.4, p. 778-787, set. 2004.
- CARVALHO, J.O.P. **Structure and dynamics of logged over Brazilian Amazonian rain forest**. Tese (Doutorado em Ciências Florestais)- University of Oxford, Oxford, 1992.
- CASTRO, R.; SOARES, C.; LEITE, H.; SOUZA, A.; MARTINS, F.; NOGUEIRA, G.; OLIVEIRA, M.; SILVA, F. Competição em nível de árvore individual em uma floresta estacional semidecidual. **Silva Lusitana**, v.22, n.1, p-43-66, jun. 2014.
- CHASSOT, T. **Densidade e incremento diamétrico de árvores individuais da Floresta Ombrófila Mista**. 2013. 142 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal)- Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.
- CONTRERAS, M.A., AFFLECK, D., CHUNG, W. Evaluating tree competition indices as predictors of basal area increment in western Montana forests. **Forest Ecology and Management**, v. 262, n.11, p. 1939-1949, dez. 2011.

COSTA, E. A., FINGER, C. A.G., HESS, A.F. Modelo de incremento em área basal para árvores de araucária de uma floresta inequidiana. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 35, n. 83, p. 239-245, mar. 2015.

CUNHA, T. A. da. Competição assimétrica e o incremento diamétrico de árvores individuais de *Cedrella odorata* L. na Amazônia ocidental. **Acta Amazonica**, v. 43, n. 1, p. 9-18, mar. 2013.

CURTIS, R. O. Stand density measures: an interpretation. **Forest Science**, Bethesda, v.16, n.4, p. 403-414, dez.1970.

DANIELS R. F., BURKHART H. E., CLASON T. R. A comparison of competition measures for predicting growth of loblolly pine trees. **Canadian Journal of Forest Research**, v.16, n.6, p.1230–1237, dez. 1986.

DANIELS, R. F. Notes: simple competition indices and their correlation with annual loblolly pine tree growth. **Forest Science**, Bethesda, v.22, n.4, p.454-456, dez.1976.

DANCEY, C. e REIDY, J. **Estatística Sem Matemática para Psicologia**: usando SPSS para Windows. Artmed: Porto Alegre, 2006.

DAVIS, L.S., JOHNSON, K.N. **Forest management**. Third edition. McGraw-Hill, New York, NY, 790p, 1987.

EK, A.R. e MONSERUD, R.A. **Forest**: A computer model for simulating the growth and reproduction of mixed species stands, University Wisconsin, College of Agriculture and Life Sciences, 1974, 90 p.

EID, T., TUHUS, E. Models for individual tree mortality in Norway. **Forest Ecology and Management**, v.154, n.1-2, p.69–84, out. 2001.

FIGUEIREDO FILHO, D., NUNES e JÚNIOR, J.A.S. Desvendando os Mistérios do Coeficiente de Correlação de Pearson (r) . **Revista Política Hoje**, Vol. 18, n. 1, jan. 2009.

GOMIDE, G. L. A. **Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primárias e secundária no estado do Amapá**. 1997. 181 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba, 1997.

GLOVER G.R., HOOL, J.N. A basal area ratio predictor of loblolly pine plantation mortality. **Forest Science**, Bethesda, v.25, n.2, p. 275-282, jun. 1979.

HEGYI, F. A simulation model for managing jack-pine stands. In: Fries, J. (Ed.), **Growth Models for Tree and Stand Simulation**. Royal College of Forestry, Stockholm, p. 74–90, 1974.

HOLMES, M. J., REED, D. D. Competition Indices for Mixed Species Northern Hardwoods. **Forest Science**, Bethesda, v.37, n.5, p. 1338-1349, nov.1991.

- KAITANIEMI, P. e LINTUNEN, A. Neighbour identity and competition influence tree growth in Scots pine, Siberian larch, and silver birch. **Annals of Forest Science**, v. 67, n. 6, p. 1-7, jul. 2010.
- KING, D.A. MAINDONALD, J.H. Tree architecture in relation to leaf dimensions and tree stature in temperate and tropical rain forests. **Journal of Ecology**, v.87, n.6, p. 1012-1024, dez. 1999.
- KRAMER, P. J. e KOZLOWSKI, T. T. **Fisiologia das árvores**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbekian, 1972.
- LEXEROD, N.L. Recruitment models for different tree species in Norway. **Forest Ecology and Management**, v. 206, n. 1-3, p.91–108, fev. 2005.
- LIEBERMAN, D. PUTZ, F.E. The dynamis of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, v.3, n.4, p. 359-366, nov. 1987.
- LORIMER, C. G. Tests of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. **Forest Ecology and Management**, v.6, n.4, p. 343–360, out.1983.
- MALEKI, K., KIVISTE, A., KORJUS, H. Analysis of Individual Tree Competition Effect on Diameter Growth of Silver Birch in Estonia. **Forest Systems**, v.24, n.2, p. 1 – 13, ago. 2015.
- MÄKINEN, H. Describe competitive differences between scots pines families. **Silva Fennica**, v. 31, n.1, p. 43-52, jan. 1997.
- MARTIN G.L, EK A.R. A comparison of competition measures and growth models for predicting plantation red pine diameter and height growth. **Forest Science**, Bethesda, v. 30, n.3, p.731-743, set. 1984.
- MARTINS, F. B., SOARES, C.P.B., LEITE, H.G., SOUZA, A.L. de, CASTRO, R.V.O. Índices de competição em árvores individuais de eucalipto. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v.46, n.9, p.1089-1098, set. 2011.
- McNAUGHTON, S.J.; WOLF, L. L. **General ecology**. New York: Holt, Rinehart and Winston, 1973, 170 p.
- MIINA, J. e PUKKALA, T. Application of ecological field theory in distance-dependent growth modelling. **Forest Ecology and Management**, v. 161, n.1-3, p.101-107, mai. 2002.
- MILLER, T.E. Direct and indirect species interactions in an early old-field plant community. **The American Naturalist**, v. 143, n.6, p.1007–1025, jun.1994.
- MONSERUD, R.A. STERBA, H.A. A basal area increment model for individual trees growing in even and uneven-aged forests stands in Austria. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.80, n. 1-3, p. 57-80, jan. 1996.
- ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos da ecologia**. São Paulo: Thompson Learning, 2007. 612 p.

- ORELLANA, E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados por modelos de árvore individual em um fragmento de Floresta de Araucária**. 2014. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba-PR, 2014.
- PEDERSEN, R. O.; NAESSET, E.; GOBAKKEN, T. e BOLLANDSAS, O. M. On the evaluation of competition indices: the problem of overlapping samples. **Forest Ecology and Management**, n.310, p. 120-133, dez. 2013.
- PENG, C. Growth and yield models for uneven-aged stands: past, present and future. **Forest Ecology and Management**, v. 132, n.2-3, p. 259-279, jul. 2000.
- PELTONIEMI, M. e MÄKIPÄÄ, R. Quantifying distance-independent tree competition for predicting Norway spruce mortality in unmanaged forests. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n.1, p. 30-42, jan. 2011.
- PORTÉ, A., BARTELINK, H.H. Modeling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological Modelling**, n. 150, n.1-2, p. 141-188, abr. 2002.
- PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 2009. 664 p.
- PUKKALA, T. e KOLSTROM, T. Competition indices and the prediction of radial growth in Scots pine. **Silva Fennica**, v. 21, n.1, p.55-67, mar. 1987.
- RADTKE, P.J., WESTFALL, J.A., BURKHART, H.E. Conditioning a distance-dependent competition index to indicate the onset of inter-tree competition. **Forest Ecology and Management**, v.175, n.1-3, p.17-30, mar. 2003.
- RIVAS, J.J.C., ÁLVARES-GONZÁLEZ, J.G., AGUIRRE, O., HERNÁNDEZ, F.J. The effect of competition on individual tree basal area growth in mature stands of *Pinus cooperi* Blanco in Durango (Mexico). **European Journal of Forest Research**, n.124, v.2, p.133-142, jun. 2005.
- ROITMAN, I. **Modelagem espacial e temporal na mata de galeria do Gama- DF**. 2011. 169 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Brasília, 2011.
- SILVA, J.N.M., LOPES, J.C.A. **Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia utilizada pela EMBRAPA-CPATU na Amazônia Brasileira**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 1984, 36 p. (EMBRAPA-CPATU, Documentos, 33).
- SOARES, P. e TOME, M. Distance-dependent competition measures for eucalyptus plantations in Portugal. **Annals of Forest Science**, v.56, n.4, p.307-319, jun.1999.
- STADT, K.J., HUSTON, C., COATES, K.D., FENG, Z., DALE, M.R.T. e LIEFFERS, V.J. Evaluation of competition and light estimation indices for predicting diameter growth in mature boreal mixed forests. **Annals of Forest Science**, v. 64, n.5, p. 477-490, jul/ago. 2007.
- STAGE, A.R. Prognosis model for stand development. **USDA For Serv. Res. Pap.** INT-137. Washington, DC, 1973. 32 p.

TOMÉ, M. **Modelação do crescimento e da produção de povoamentos florestais**. Textos Pedagógicos do GIMREF, TP 1/2005, Instituto Superior de Agronomia, DEF, Lisboa. 2005.

TOMÉ, M., BURKHART, H.E. Distance-dependent competition measures for predicting growth of individual trees. **Forest Science**, Bethesda, v.35, n.3, p.816-831, set. 1989.

TONINI, H. **Índice de competição e o seu uso na modelagem do crescimento das árvores**. Boa Vista: Embrapa Roraima (Documentos / Embrapa Roraima; 8), 2007. 30 p.

URIARTE, M., CONDIT, R., CANHAM, C.D. e HUBBELL, S.P. A spatially explicit model of sapling growth in a tropical forest: does the identity of neighbours matter? **Journal of Ecology**, v. 92, n.2, p. 348–360, abr. 2004.

VANCLAY, J.K., LAMB, D., ERSKINE, P. D., CAMERON, D.M. Spatially-explicit competition in a mixed planting of *Araucaria cunninghamii* and *Flindersia braleyana*. **Annals of Forest Science**, n.70, n.6, p. 611-619, jun. 2013.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests**. CAB International/Bridges Ltd., Guilford, 312p, 1994.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de recursos naturais e estudos ambientais, 1991. 124p.

WEISKITTEL, A.R., HANN, D.W., KERSHAW JR, J.A., VANCLAY, J.K. **Forest Growth and Yield Modeling**, Wiley-Blackwell, Chichester, 2011.

WELDEN, C.W.; SLAUSON, W.L. The intensity of competition versus its importance: an overlooked distinction and some implications. **The Quarterly Review of Biology**, 61, n.1, p. 23–44, mar. 1986.

WYKOFF, W.R. A basal area increment model for individual Conifers in the Northern Rocky Mountains. **Forest Science**, Bethesda, v.36, n.4, p.1077–1104, dez.1990.

ZHAO, D.; BORDERS, B.; WILSON, M. e RATHBUN, S.L. Modeling neighborhood effects on the growth and survival of individual trees in a natural temperate species rich forest. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 196, n. 1, p. 90-102, jul. 2006.

5 A AUTOCORRELAÇÃO TEMPORAL DO INCREMENTO EM DIÂMETRO E AS DIFERENÇAS DE CRESCIMENTO ENTRE GRUPOS DE ESPÉCIES EM UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA

RESUMO

O objetivo deste estudo é o de verificar a existência de autocorrelação temporal entre dois períodos consecutivos de 10 anos de medição (1984-1994 e 1994-2004) do incremento em diâmetro e identificar padrões de taxas de crescimento diamétrico entre diferentes grupos funcionais de espécies. Este estudo foi conduzido com dados do Projeto Bom Manejo (Embrapa/CIFOR/ITTO) – Manejo Sustentável de Florestas de Produção em Escala Comercial na Amazônia Brasileira, desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental, em área da Jari Florestal S.A., município de Vitória do Jari, Estado do Amapá. Foram empregadas três parcelas permanentes de um hectare cada uma (100 m x 100 m), onde foram medidos todos os indivíduos arbóreos com $DAP \geq 20$ cm. Para detectar a existência da autocorrelação do crescimento, foi empregada a correlação de Pearson entre o IPA DAP médio do primeiro período (1984-1994), com o do segundo período (1994-2004), discriminados em classes diamétricas de 10 cm e também para a floresta toda. O agrupamento das espécies baseou-se na metodologia proposta por Alder et al. (2002), que consiste em construir um gráfico de dois eixos relacionando o incremento diamétrico médio e o percentil 95 da distribuição do diâmetro. A análise de variância ($\alpha = 0,01$) e o teste Tukey ($\alpha = 0,05$) foram utilizados para verificar as diferenças entre os incrementos nos diferentes grupos. O resultado desta análise detectou uma correlação linear de $r = 0,73$ entre os períodos de crescimento avaliados, indicando haver uma autocorrelação temporal. Foi detectada a existência de padrões diferenciados de crescimento diamétrico nos diferentes grupos de espécies. O agrupamento de espécies avaliou previamente seis grupos funcionais e apenas três médias de incrementos diamétricos foram consideradas diferentes estatisticamente, o que resultou na formação de apenas três grupos. As informações geradas por este estudo apontam a importância de se considerar a autocorrelação do crescimento e dos diferentes padrões de crescimento, na tentativa de explicar os fatores que interferem no crescimento de florestas tropicais.

Palavras chaves: Crescimento diamétrico. Agrupamento de espécies. Floresta tropical.

ABSTRACT

The objective of this study is to verify the existence of temporal autocorrelation between two consecutive periods of 10 years of measurement (1984-1994 and 1994-2004) the increase in diameter and to identify diameter growth rates of patterns between different functional groups species. This study was conducted with the Project Good Management data (EMBRAPA / CIFOR / ITTO), which relates to Sustainable Management of Production Forests on a Commercial scale in the Brazilian Amazon. It was developed by Embrapa Amazônia Oriental, in the area of Jari Florestal SA, Victoria municipality of Jari, State of Amapá. Three permanent plots were used of one hectare each (100 m x 100 m), on which were measured all trees with DBH \geq 20 cm. To detect the presence of autocorrelation growth, it used the Pearson correlation between the mean IPA of the first period (1984-1994), with the second (1994-2004), broken in diameter classes of 10 cm and to the forest all. The grouping of species was based on the methodology proposed by Alder et al. (2002), which consists in constructing a two axes graph relating the average diameter increment percentile diameter and 0.95. The analysis of variance ($\alpha = 0.01$) and Tukey test ($\alpha = 0.05$) were used to check for differences between increments. The result of this analysis found a linear correlation of $r = 0.73$ between the periods evaluated growth, indicating that there is a temporal autocorrelation. It was detected the existence of differentiated patterns of diametric growth in different groups of species. The grouping of species previously evaluated six functional groups and only three averages of diametric increments were considered statistically different, which resulted in the formation of only three groups. The information generated by this study show the importance of considering the autocorrelation of the growth and the different growth patterns in an attempt to explain the factors that affect the growth of tropical forests.

Key-words: Diameter growth. Species grouping. Tropical Forest.

5.1 Introdução

As florestas tropicais naturais apresentam taxas de crescimento consideravelmente variáveis (CLARK; CLARK, 2001). Esta grande variação é devida a diversos fatores que podem afetar o crescimento individual, como as características interespecíficas e intraespecíficas das espécies, a heterogeneidade ambiental, distúrbios bióticos e abióticos e a competição (WHITMORE, 1984; HUBBELL; FOSTER, 1990; ALDER, 1995).

No entanto, esta variação nas taxas de crescimento não é distribuída aleatoriamente (BRIENEN; ZUIDEMA; DURING, 2006). Algumas árvores conseguem se adaptar mais facilmente a determinados cenários, como condições inadequadas de crescimento, outras não. Porém, algumas tendências ou padrões de crescimento são esperados ao longo do tempo, onde correlações temporais podem ser detectadas (KAMMESHEIDT et al., 2003; LANDIS; PEART, 2005).

A autocorrelação de crescimento (DE ANGELIS et al., 1993; FUJIWARA et al., 2004; BRIENEN; ZUIDEMA; DURING, 2006) ou também denominada de autocorrelação temporal (FOX et al., 2001; KOHYAMA et al., 2005) é comumente definida, como, a correlação entre o crescimento de um período com o crescimento do período subsequente, calculado para todos os indivíduos da população (BRIENEN; ZUIDEMA; DURING, 2006).

Bullock et al. (2004) mencionam, que esta autocorrelação temporal pode influenciar fortemente a variação da dinâmica do crescimento, principalmente, na variação das dimensões das árvores de mesma idade.

O incremento periódico anual (IPA) em florestas naturais representa a taxa de crescimento individual de árvores na floresta desde a sua última intervenção e é muito utilizada nos estudos de modelagem do crescimento. Segundo FOX et al. (2001) a variação deste incremento é muitas vezes considerada aleatória, devido a grande dificuldade em se quantificar o efeito de cada um dos fatores que interferem nas taxas de crescimento na floresta (ROITMAN, 2011).

Por isso, Alder e Synnott (1992), recomendam que se identifiquem corretamente as espécies botânicas contidas nas parcelas permanentes, para se ter um maior conhecimento sobre os fatores biológicos e ecológicos que determinam a dinâmica e produtividade da floresta. No entanto, realizar a modelagem de espécies individualmente em florestas com grande diversidade é impraticável e, portanto, faz-se necessário reduzir o número de parâmetros, por meio do agrupamento de espécies com características em comum (VANCLAY, 1991; ALDER; SILVA, 2000).

Historicamente, modeladores florestais tem usado uma grande variedade de critérios para realizar o agrupamento, incluindo afinidade taxonômica, grupos ecológicos, dinâmica de crescimento semelhante, e várias abordagens estatísticas (VANCLAY, 1994).

Alder et al. (2002), realizaram o agrupamento de espécies, ordenando os dados em duas dimensões. A primeira dimensão foi o incremento diamétrico médio das espécies e a segunda foi o cálculo do diâmetro percentil (95%) das árvores, onde, o diâmetro percentil corresponde ao diâmetro típico de uma árvore adulta.

A classificação das espécies em grupos impõe certo grau de simplificação, o que reduz o conteúdo de informações, mas revelam em geral, padrões de crescimento, como também, pelo fato de reduzir a variação em tamanho (diâmetro) dentro de cada grupo, as diferenças de crescimento das árvores se tornam mais visíveis (ADAME; BRANDEIS; URIARTE, 2014).

Acredita-se que o incremento diamétrico é autocorrelacionado e existam padrões diferenciados de taxa de crescimento nos diferentes grupos de espécies. Desta forma, o objetivo deste capítulo é o de verificar a existência de autocorrelação temporal do crescimento entre dois períodos consecutivos de incremento em diâmetro (1984-1994 e 1994-2004) e identificar padrões de taxas de crescimento diamétrico entre diferentes grupos funcionais de espécies.

5.2 Métodos

5.2.1 Descrição da área de estudo e dos dados

O local de estudo está situado na área de manejo da empresa Jari Florestal S.A., pertencente ao Grupo Jari, na localidade Morro do Felipe, município de Vitória do Jari – AP. Segundo a classificação de Köppen, o clima na região é do tipo Ami (GOMIDE, 1997). De acordo com Azevedo et al. (2012), a precipitação média anual é de 2.234 mm. A vegetação é do tipo Floresta Tropical de Terra Firme ou Floresta Ombrófila Densa (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991).

Este estudo foi elaborado com dados do experimento originalmente denominado Projeto Bom Manejo (Embrapa/CIFOR/ITTO), desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental. O experimento da Embrapa foi instalado em uma área de 500 ha, no ano de 1983. As medições ocorreram em oito ocasiões, em 1984, 1986, 1988, 1990, 1994, 1996, 2004 e 2011. Por ocasião da colheita florestal em 1985, foram reduzidos cerca de 15% do volume

comercial das árvores com $DAP \geq 60$ cm, onde foram exploradas em média, cerca de três árvores por hectare. Em termos de volume, esta redução correspondeu a 26 m^3 por hectare.

Para estudar o desenvolvimento da floresta foram instaladas parcelas permanentes quadradas, medindo $100 \text{ m} \times 100 \text{ m}$ (1,00 ha), onde foram medidos todos os indivíduos arbóreos com $DAP \geq 20$ cm (AZEVEDO et al., 2012).

A metodologia empregada nas medições das parcelas permanentes seguem os padrões disponibilizados por Silva e Lopes (1984). As variáveis e informações empregadas neste estudo são: número da árvore; classe de identificação do fuste (CIF), para selecionar as árvores vivas; diâmetro a altura do peito (DAP); identificação botânica e as coordenadas cartesianas de localização das árvores na parcela.

5.2.2 Incremento periódico anual e autocorrelação

O incremento periódico anual em diâmetro (IPA DAP) em cm ano^{-1} foi avaliado entre dois períodos consecutivos de 1984 a 1994 e de 1994 a 2004. O incremento diamétrico foi obtido pela diferença entre as medidas de diâmetro das árvores com $DAP \geq 20$ cm, empregando a seguinte fórmula:

$$IPA \ DAP \ (\text{cm} \ \text{ano}^{-1}) = \left(\frac{DAP_{final} - DAP_{inicial}}{t} \right) \quad (7)$$

Em que:

$DAP_{inicial}$ = DAP em centímetros do início do período,

DAP_{final} = DAP em centímetros do final do período e,

t = tempo entre as duas medições.

Com o objetivo de analisar a contribuição do diâmetro e do incremento em diâmetro, na composição do IPA DAP futuro, foi empregada a análise de regressão múltipla, associando o tamanho da árvore (DAP) com o incremento em diâmetro (IPA DAP atual), conforme indicado no trabalho de Brien, Zuidema e During (2006).

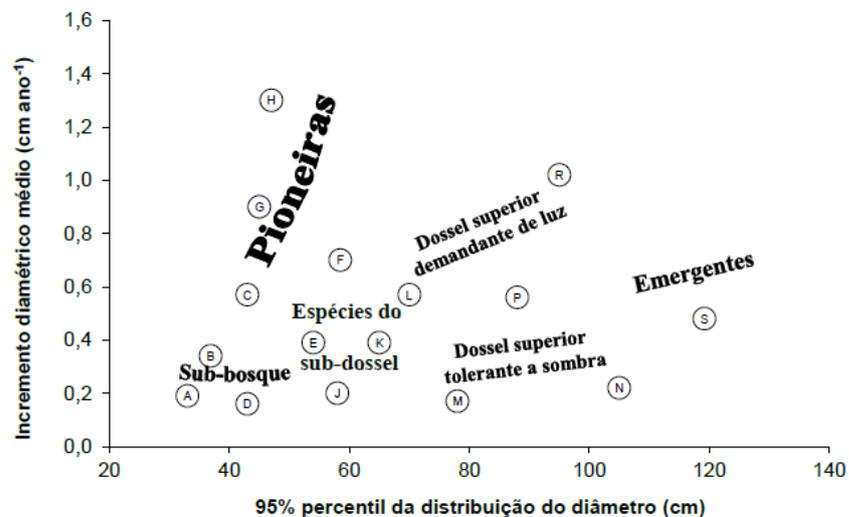
A autocorrelação temporal do crescimento diamétrico foi avaliada por meio da correlação linear de Pearson, entre o IPA DAP médio do primeiro período (1984-1994), com o do segundo período (1994-2004). Esta análise também foi discriminada por classes diamétricas de 10 cm (BRIEN; ZUIDEMA; DURING, 2006).

5.2.3 Agrupamento de espécies

O agrupamento das espécies baseou-se na metodologia proposta por Alder et al. (2002), que consiste em construir um gráfico de dois eixos relacionando o incremento diamétrico médio e o percentil 95 da distribuição do diâmetro (Figura 6).

Este método foi escolhido, pois como a maioria das espécies que compõem o banco de dados, apresentam um número de indivíduos menor do que 10, não seria possível aplicar a maioria dos outros métodos estatísticos voltados para a realização do agrupamento de espécies, como a análise de cluster. Assim, este método possui maiores possibilidades de aplicação diante da diversidade do número de espécies presentes nas parcelas empregadas neste estudo.

Figura 6 – Gráfico de dois eixos proposto por Alder et al. (2002), para o agrupamento de espécies.



Fonte: Alder et al. (2002), traduzido.

Algumas etapas devem ser cumpridas até que se chegue à construção deste gráfico:

9 Na primeira etapa, plotam-se os dados do DAP percentil 95% e do IPA DAP médio de todas as espécies em um gráfico de pontos. Esta prévia visualização servirá como base para o operador do método definir possibilidades de grupos de espécies e, portanto, define-se o número de grupos;

9 Na segunda etapa atribui-se valores médios de incremento diamétrico e de diâmetro que representem cada grupo;

9 Na terceira etapa calculam-se os centróides de cada grupo, empregando-se uma correção de escala, dando um peso igual ao intervalo de incremento de 0 a 1 cm ano⁻¹ e faixa de diâmetro de 0-100 cm. Isso se faz necessário, pois se forem usados diretamente o diâmetro e o incremento diamétrico em suas escalas reais, a distância entre os dois pontos dependeria principalmente do diâmetro, tendo pouco efeito do incremento.

9 Na quarta etapa, os valores dos centroides calculados são copiados e empregados como novos pontos, sendo este processo repetido de 5 a 6 vezes ou até que os centroides dos grupos de espécies se estabilizem.

9 Na quinta etapa calcula-se a distância euclidiana entre o centroide de cada grupo com os dados de cada espécie e indica-se o grupo de menor distância ao qual a espécie se encaixa.

9 Na sexta etapa, elabora-se o gráfico de dispersão dos dados, onde se podem visualizar os grupos formados.

Neste trabalho não foi utilizada a análise de cluster proposta por Alder et al. (2002). O algoritmo deste processo foi realizado no Microsoft *Excel*. A análise de variância ($\alpha=0,01$) e o teste Tukey ($\alpha=0,05$) são empregados para verificar as diferenças de crescimento diamétrico entre os grupos formados.

5.3 Resultados e discussão

5.3.1 Autocorrelação temporal

A taxa de crescimento individual das árvores em uma floresta é representada pelo IPA DAP. Neste trabalho, o coeficiente de variação desta variável para intervalos de medição de 10 anos variou de 81,50% a 96,48%, e foi de 82,22% para o período de 20 anos (Tabela 4).

Tabela 4- Medidas de tendência central e de dispersão para o incremento periódico anual (IPA DAP), registrado para os intervalos de medição de dez anos e para o período total do estudo (1984-2004).

Período	Nº de ind.	IPA DAP	Desv. Pad (cm ano ⁻¹)	C.V. (%)	Variância (cm ano ⁻¹)	IPA DAP	IPA DAP
		Médio (cm ano ⁻¹)				Mediana (cm ano ⁻¹)	Moda (cm ano ⁻¹)
1984-1994	394	0,28	0,22	81,50	0,050	0,23	0,15
1994-2004	394	0,23	0,22	96,48	0,050	0,16	0,00
1984-2004	394	0,25	0,21	82,22	0,043	0,21	0,13

Fonte: Elaboração própria.

A mediana do incremento periódico anual para o período total (1984-2004) foi de 0,21 cm ano⁻¹ e entre os intervalos, variou de 0,16 cm ano⁻¹ a 0,23 cm ano⁻¹. A mediana do IPA DAP foi inferior à média em todos os intervalos. Já a moda, foi igual a zero para o segundo período (1994-2004), indicando que muitos indivíduos não apresentaram nenhum crescimento nesse intervalo de 10 anos (Tabela 4). O IPA DAP médio para o intervalo de 1984-2004 foi de 0,25 cm ano⁻¹ e o IPA mediano foi de 0,21 cm ano⁻¹ para um período de 20 anos. Esses valores se aproximam muito dos resultados relatados pela literatura para florestas naturais, conforme se pode visualizar na Tabela 5.

Tabela 5- Valores médios de incremento periódico anual IPA DAP, para diferentes formações florestais.

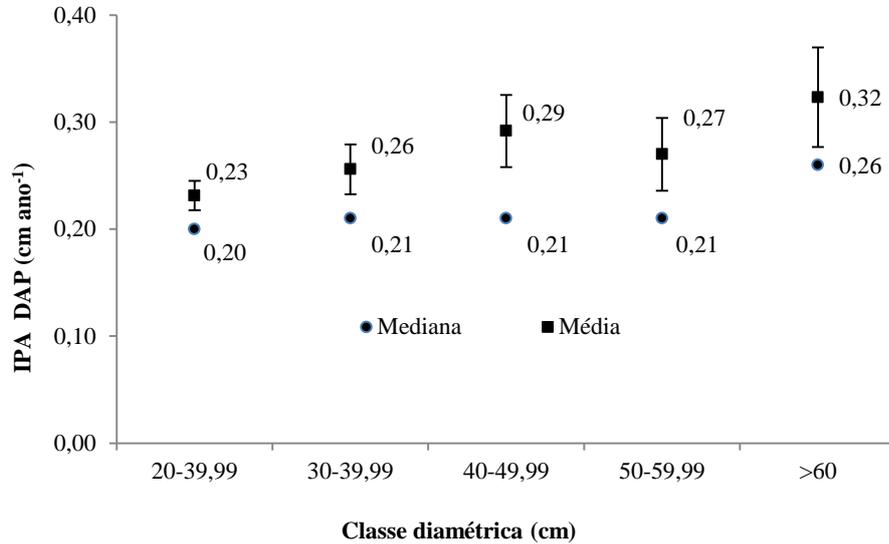
Tipologia florestal- Local	Intervalo (anos)	IPA médio (cm ano ⁻¹)	Fonte
Floresta tropical (pós-exploração)- PA	8	0,22	Carvalho et al., 2004
Floresta tropical (pós-exploração) – Costa Rica	8	0,24	Vaca, 2004
Floresta tropical (pós-exploração)- PA	13	0,30	Silva et al. 1995
Floresta tropical-Costa Rica	13	0,265	Lieberman et al. 1985
Flona Tapajós - PA	21	0,205	Oliveira, 2005
Floresta ombrófila mista- PR	21	0,25	Schaaf et al., 2005

Fonte: Elaboração própria a partir de Carvalho et al. (2004), Vaca (2004), Silva et al. (1995), Lieberman et al. (1985), Oliveira (2005) e Schaaf et al. (2005).

Já a interpretação dos resultados por classe diamétrica (Figura 7) considerando a mediana dos dados, observa-se que o padrão de crescimento das árvores de 20 a 59,99 cm de diâmetro é muito semelhante, variando de 0,20 cm ano⁻¹ a 0,21 cm ano⁻¹. Para árvores mais grossas, o IPA médio foi de 0,26 cm ano⁻¹. Porém, ao considerarmos a média aritmética, os valores oscilam um pouco mais, variando em torno de 0,26 cm ano⁻¹ entre as classes diamétricas de 20 a 59,99 cm e de 0,32 cm ano⁻¹ para diâmetros iguais ou maiores do que 60 cm.

A mediana é uma medida de tendência central mais eficiente que a média aritmética quando os dados não possuem uma distribuição normal (GHIMIRE, 2013). Como a distribuição dos incrementos diamétricos do período total (1984-2004) não segue uma distribuição normal, optou-se em utilizar para as análises seguintes a mediana ao invés da média aritmética (Figura 7).

Figura 7 - Mediana e média aritmética do IPA DAP para as diferentes classes diamétricas para o período de 1984 a 2004, registrados no estrato arbóreo da floresta ombrófila densa, localizada em Vitória do Jari-AP.

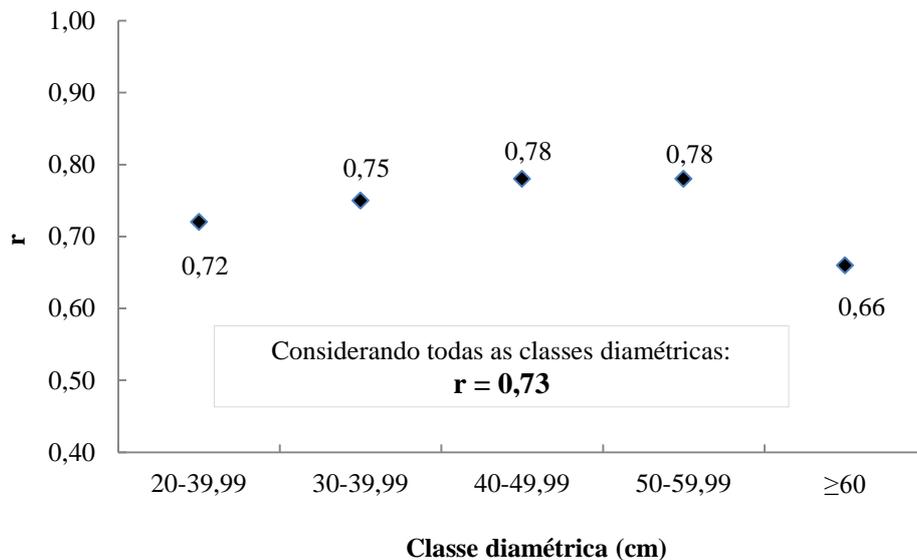


Fonte: Elaboração própria.

Nota: As barras representam o erro padrão

A correlação de Pearson dos incrementos por classes diamétricas e para a floresta toda é ilustrada na Figura 8.

Figura 8- Coeficientes de correlação de Pearson (r) por classe diamétrica e para todas as classes diamétricas consolidadas, entre os períodos de 1984-1994 e 1994-2004, registrados no estrato arbóreo da Floresta Ombrófila Densa, localizada em Vitória do Jari-AP.



Fonte: Elaboração própria.

Pode-se notar que os coeficientes de correlação foram maiores conforme a classe diamétrica também aumentava, uma exceção foi detectada apenas para a última classe diamétrica (≥ 60 cm). Conforme a pesquisa de Brienen, Zuidema e During (2006), a detecção de correlações positivas entre as classes diamétricas indica que, um mesmo padrão de crescimento tende a ser esperado na classe imediatamente subsequente. Isto pode ser comprovado pelo aumento dos valores das correlações em relação ao aumento do tamanho das árvores. Fato diferente ocorre na última classe diamétrica, apontando que o padrão de crescimento para este tamanho de árvores é diferente das demais classes diamétricas. Essa diminuição do crescimento autocorrelacionando em árvores de tamanhos maiores também foi detectada no trabalho de Brienen, Zuidema e During (2006).

As correlações por classes diamétricas indicam padrões semelhantes entre as classes de 20 a 59,99 cm e diferente para as árvores iguais ou maiores do que 60 cm (Figura 11) e a mediana do incremento diamétrico (Figura 10) apontou tendência semelhante.

Uma grande parte desta variação de correlações, provavelmente pode ser explicada pelas diferenças temporais no padrão de crescimento das árvores. As árvores juvenis tendem a apresentar fortes autocorrelações de crescimento, pois estão ligadas temporalmente a variação da disponibilidade de luz, devido à dinâmica do dossel, enquanto que as árvores maiores, são influenciadas pelas características do ambiente, como a infestações de cipós, que podem causar as diferenças de crescimentos entre as árvores (BRIENEN; ZUIDEMA; DURING, 2006).

A autocorrelação entre os dois períodos avaliados (1984-1994 e 1994-2004) para toda a floresta foi de $r = 0,73$, sendo considerado um valor alto. Brienen, Zuidema e During (2006), também encontraram uma correlação semelhante, com um $r = 0,75$ entre as taxas de crescimento em uma floresta boliviana. Hilt (1983) observou uma correlação de $r = 0,63$ entre incrementos diamétricos sucessivos e Roitman (2013), detectou uma correlação de $r = 0,56$ em uma floresta natural de galeria na região centro-oeste do Brasil.

Foi realizada a análise de regressão para avaliar a contribuição relativa do DAP e do IPA DAP na composição do IPA DAP futuro, por meio dos coeficientes parciais da regressão. A equação empregada foi: $IPA\ DAP_{1994-2004} = f(DAP, IPA\ DAP_{1984-1994})$. Neste caso, para cada classe diamétrica foi gerada uma regressão e copiados os seus coeficientes na tabela, para posterior avaliação. Os dados que aparecem na linha do total correspondem à regressão geral com todas as classes diamétricas, as demais linhas trazem informações da regressão para cada classe diamétrica de forma individual (Tabela 6). As análises de regressão foram realizadas com o auxílio do Microsoft *Excel* 14.0 (Office 2010).

Tabela 6- Coeficientes de regressão que mostram a contribuição relativa do DAP e do incremento na taxa de crescimento futuro (para todos os modelos, $\alpha < 0,05$).

Classe diamétrica (cm)	Nº de indivíduos	Coeficientes parciais da regressão			
		DAP	p-valor	IPA DAP	p-valor
20-29,99	198	0,007	0,046	0,687	0,000
30-39,99	90	-0,008	0,190	0,694	0,000
40-49,99	41	0,000	0,970	0,945	0,000
50-59,99	36	0,005	0,588	0,776	0,000
≥ 60	29	0,005	0,339	0,776	0,000
TOTAL (≥ 20)	394	0,001	0,064	0,726	0,000

Fonte: Elaboração própria.

Os coeficientes parciais de regressão calculados para o IPA DAP foram todos significativos ($\alpha = 0,05$) e apresentam valores muito superiores aos detectados para o DAP. O contrário ocorreu com os coeficientes parciais do DAP, que só foi significativo na primeira classe diamétrica (20 – 29,99 cm) e com um nível de significância próximo do limite aceitável para ser considerado significativo. Isto indica que a taxa de crescimento do segundo período (1994-2004) tem muito mais influencia do IPA DAP do primeiro período (1984-1994) do que o DAP. Desta forma, pode-se inferir que a autocorrelação do incremento diamétrico é um fator importante no crescimento das árvores. Brien, Zuidema e During (2006), também chegaram a esta mesma conclusão em um estudo realizado em uma floresta natural boliviana.

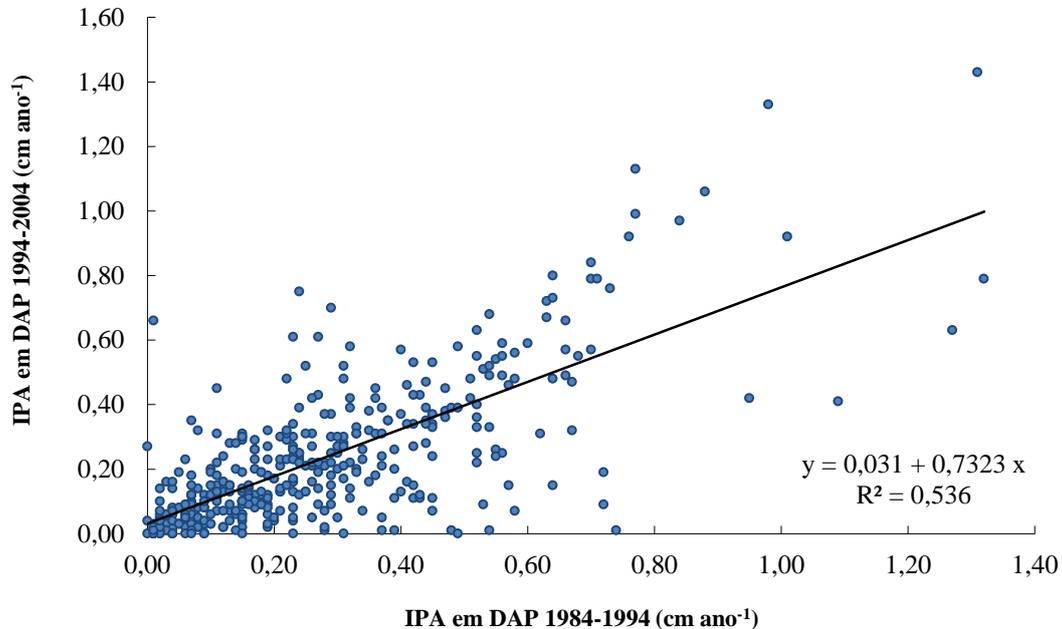
Já a análise de regressão, realizada no Microsoft *Excel*, dos incrementos diamétricos entre o primeiro e o segundo períodos, ou seja, IPA DAP (1984-1994) e IPA DAP (1994-2004) podem ser visualizadas na tabela e no gráfico que avalia a associação entre as duas variáveis (Tabela 7 e Figura 9).

Tabela 7- Análise de variância da regressão linear entre os dois períodos de crescimento avaliados (1984-1994 e 1994-2004).

Fonte de variação	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrado médio	Estatística F de Snedecor	Prob>F	R ²
Regressão	1	10,56	10,56	453,10	0,00	0,536
Resíduo	392	9,13	0,02			
Total	393	19,69				

Fonte: Elaboração própria.

Figura 9 – Regressão linear entre os dois períodos de crescimento em diâmetro analisados (1984-1994 e 1994-2004), em um estrato de Floresta Ombrófila Densa, localizada no município de Vitória do Jari –AP.



Fonte: Elaboração própria.

O ajuste de uma equação linear entre os períodos de crescimento diamétrico avaliados (1984-1994 e 1994-2004) indicou um coeficiente de determinação ($R^2 = 0,536$), justificando que o crescimento no segundo período (1994-2004) é explicado em 53,6% pelo crescimento do primeiro período (1984-1994). Ou seja, uma variação de crescimento no IPA de 1984-1994, corresponderia a uma mudança no IPA de 1994-2004 em cerca de 53,6%. Os dois coeficientes de regressão são significativos estatisticamente a $\alpha = 0,05$ (Tabela 8).

Tabela 8- Coeficientes e parâmetros estatísticos estimados para a regressão entre os dois períodos de crescimento avaliados (1984-1994 e 1994-2004).

Variável	Coefficientes	Erro padrão	Stat t	p-valor
Interseção	0,0310	0,0122	2,5455	0,0113
IPA (1984-1994)	0,7323	0,0344	21,2862	0,0000

Fonte: Elaboração própria.

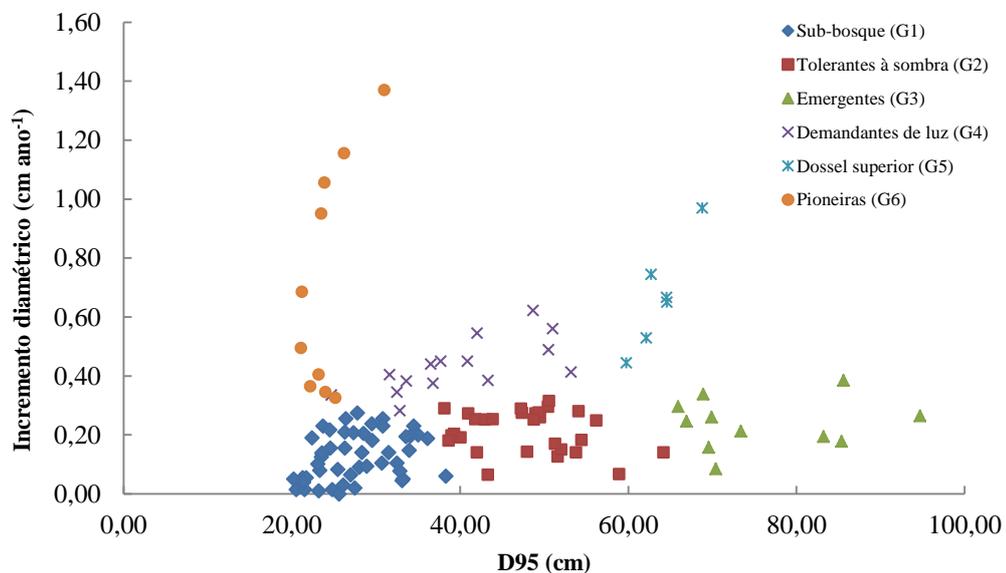
Em um estudo em uma floresta natural na Costa Rica, foi calculado um R^2 entre períodos de incrementos subsequentes de 0,546 (ALDER, 1997), ou seja, muito similar ao encontrado no presente estudo.

A autocorrelação temporal é um fator que deve ser considerado quando no uso da modelagem do crescimento, para se evitar superestimativas, pois a variação de crescimento existente entre as classes diamétricas pode afetar as estimativas de crescimento, principalmente das árvores de grande porte. Muitos autores reconhecem esse problema e, portanto, acabam utilizando as taxas de crescimento acima da média (CLARK; CLARK, 1992; O'BRIEN et al., 1995, LAURENCE et al., 2004). No entanto, Brien, Zuidema e During (2006), mencionam que ainda não está muito claro em quais valores acima da média deverão ser aplicados e implementados às informações do crescimento autocorrelacionado, para ajudar na obtenção de dados mais realistas.

5.3.2 Agrupamento de espécies

Foram definidos seis grupos funcionais para as 119 espécies presentes na área de estudo (Figura 10). Os grupos são: sub-bosque, tolerantes à sombra, emergentes, demandantes de luz, dossel superior e pioneiras.

Figura 10 - Agrupamento das espécies em seis grupos funcionais em uma Floresta Ombrófila Densa, localizada em Vitória do Jari, AP.



Fonte: Elaboração própria.

Na Tabela 9 estão apresentadas as características de cada grupo de espécies de acordo com o gráfico proposto por Alder et al.(2002) (Figura 10) e as espécies representativas de cada grupo funcional agrupadas com os dados desta pesquisa.

Tabela 9- Resumo dos seis grupos funcionais e as espécies representativas de cada grupo.

Grupo de espécie	Taxa de Incremento diamétrico	Atingem grandes diâmetros	Espécies exemplo	Família	IPA DAP	D95
Sub-bosque (G1)	Baixa	Não	<i>Diospyros vestita</i>	Ebenaceae	0,14	31,50
			<i>Myrciaria floribunda</i>	Myrtaceae	0,16	24,57
Tolerantes à sombra (G2)	Baixa	Variável	<i>Geissospermum sericeum</i>	Apocynaceae	0,17	51,30
			<i>Pouteria bilocularis</i>	Sapotaceae	0,25	43,88
Emergentes (G3)	Alta	Sim	<i>Dipteryx odorata</i>	Fabaceae	0,25	66,93
			<i>Goupia glabra</i>	Celastraceae	0,18	85,34
Demandantes de luz (G4)	Alta	Variável	<i>Dialium guianense</i>	Fabaceae	0,44	36,50
			<i>Vatairea paraensis</i>	Fabaceae	0,39	43,32
Dossel superior (G5)	Alta	Sim	<i>Endopleura uchi</i>	Humiriaceae	0,65	64,59
			<i>Luehea grandiflora</i>	Fabaceae	0,67	64,55
Pioneiras (G6)	Alta	Não	<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	0,95	23,50
			<i>Macoubea guianensis</i>	Apocynaceae	1,16	26,20

Fonte: Elaboração própria.

Notas: IPA DAP em cm ano^{-1} ; D95 = diâmetro percentil (95%) em centímetros.

As principais características dos grupos e médias das variáveis: incremento diamétrico e diâmetro percentil (95%) podem ser visualizados na Tabela 10.

Tabela 10- Características dos grupos de espécies do estrato arbóreo de uma floresta ombrófila densa, localizada em Vitória do Jari – AP.

Nome	Nº de ind.	Nº de ind. (%)	Nº de espécies	D 95 (cm)	Desvio padrão (cm)	IPA (cm ano^{-1})	Desvio padrão (cm ano^{-1})
Sub-bosque (G1)	100	25,38%	48	27,63	4,67	0,13	0,0804
Tolerantes à sombra (G2)	184	46,70%	29	47,83	6,58	0,21	0,0702
Emergentes (G3)	46	11,68%	11	75,80	9,65	0,24	0,0869
Demandantes de luz (G4)	31	7,87%	15	39,72	8,36	0,43	0,0911
Dossel superior (G5)	23	5,84%	6	63,76	3,04	0,67	0,1815
Pioneiras (G6)	10	2,54%	10	24,15	2,90	0,72	0,3861
TOTAL	394	100%	119				

Fonte: Elaboração própria.

As características ecológicas dos grupos de espécies formados neste estudo são compatíveis com os grupos funcionais gerais propostos por Favrichon (1994) em uma floresta na Guiana Francesa, com o trabalho de Orellana (2014) em uma Floresta Ombrófila Mista no

sul do Brasil e com Alder et al. (2002) em um estudo em florestas tropicais naturais. Estes pesquisadores empregaram nomenclaturas e definições similares para os grupos funcionais de espécies, assim como neste estudo.

A densidade base da madeira (ρ), que é específica para cada espécie, pode auxiliar na definição de grupos ecológicos, pois a mesma se relaciona com as taxas de crescimento das espécies (ALDER et al., 2002). Fearnside (1997) classificou a densidade da madeira de várias espécies brasileiras e o resultado de sua pesquisa embasará as discussões seguintes.

A taxa de crescimento em torno de 0,13 a 0,21 cm ano⁻¹, características do grupo 1 (sub-bosque) e do grupo 2 (tolerantes à sombra), resultam em valores de densidade de madeira mais elevados. A própria localização das árvores destes grupos favorece a um crescimento mais lento, pois as mesmas estão encobertas por outras árvores, o que dificulta o acesso à luz, diminuindo o crescimento. Esses grupos incluem algumas árvores de madeira pesadas, como a *Eschweleira amazonica* ($\rho = 0,90$), *Brosimum guianensis* ($\rho = 0,96$) e *Pouteria macrocarpa* ($\rho = 0,90$).

As árvores do grupo 3 (emergentes) possuem um crescimento ligeiramente maior (0,24 cm ano⁻¹) do que os grupos 1 e 2, com a diferença de apresentarem diâmetros mais elevados. A densidade de madeira para as espécies emergentes é classificada como média. Exemplos são: *Brosimum parinarioides* ($\rho = 0,58$) e *Ocotea petalantha* ($\rho = 0,70$).

O crescimento médio do grupo 4 (0,43 cm ano⁻¹), é característico das árvores demandantes de luz. Este grupo parece apresentar a densidade de madeira mais baixa para árvores que mais exigem luz. Ex.: *Vochysia osbcura* ($\rho = 0,47$).

O grupo 5, que incluem as árvores do dossel superior, apresentam um crescimento médio de 0,67 cm ano⁻¹. De crescimento rápido, com diâmetros em torno de 64 cm, possuem uma densidade baixa. Como exemplo, podemos citar a *Luehea grandiflora* ($\rho = 0,50$).

As árvores pioneiras (Grupo 6), são as que apresentam as maiores e mais rápidas taxas de crescimento (0,72 cm ano⁻¹), com madeira de baixa densidade e segundo Alder et al. (2002) de árvores com expectativa curta, de 20 a 50 anos. As espécies mais comuns observadas nesse grupo são: *Tapirira guianensis* ($\rho = 0,50$) e *Parkia nitida* ($\rho = 0,40$).

De maneira geral, os grupos de crescimento mais lento: sub-bosque (G1) e tolerantes à sombra (G2), apresentam madeiras mais pesadas e conseqüentemente, densidade de madeira mais elevadas. O grupo de crescimento ligeiramente superior aos grupos 1 e 2, que representa as espécies emergentes (G3), apresenta uma densidade média. As árvores que possuem crescimento mais rápido: demandantes de luz (G4), dossel superior (G5) e pioneiras (G6), apresentam densidade de madeira mais baixa. A amplitude do crescimento situa-se entre 0,2 a

0,72 cm ano⁻¹ para a maioria das espécies, diferindo um pouco apenas para as espécies pioneiras que apresentam crescimento de até 1,37 cm ano⁻¹.

A análise da variância ($\alpha=0,01$) apontou que existe diferença significativa entre a média dos incrementos diamétricos nos diferentes grupos (Tabela 11).

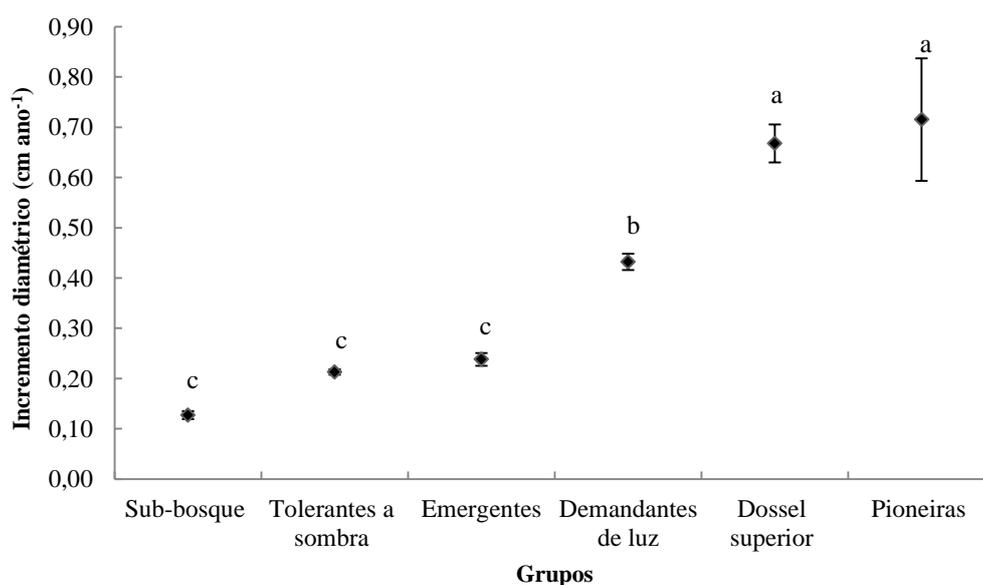
Tabela 11- Análise da variância do incremento diamétrico (cm ano⁻¹) das espécies.

Fonte de variação	Graus de liberdade	Soma dos quadrados	Quadrado médio	Estatística F de Snedecor	Prob> F
Tratamentos	5	4,43	0,89	46,83	0,000
Resíduo	113	2,14	0,02		
Total	118	6,57			

Fonte: Elaboração própria.

Dos seis grupos estabelecidos, apenas três médias de incrementos diamétricos foram consideradas diferentes estatisticamente, conforme o teste Tukey ($\alpha=0,05$). A média do grupo 1 (Sub-bosque), do grupo 2 (Tolerantes à sombra) e do grupo 3 (Emergentes), foram consideradas iguais estatisticamente. O mesmo ocorreu com a média do grupo 5 (Dossel superior) e o grupo 6 (Pioneiras). Apenas a média do grupo 4 (Demandantes de luz) foi considerada diferente de todos os outros grupos (Figura 10).

Figura 10 - Média do incremento diamétrico (cm ano⁻¹) para cada grupo de espécies em um estrato de Floresta Ombrófila Densa, localizada no município de Vitória do Jari-AP.



Fonte: Elaboração própria.

Nota: As barras representam o erro padrão

A variabilidade entre os grupos é calculada pelo quociente entre a soma dos quadrados dos tratamentos e a soma dos quadrados totais, que resulta em 0,67, ou seja, quer dizer que 67% da variação do crescimento das árvores são explicadas pelo agrupamento com seis grupos.

Observando a Figura 10, pode-se notar que existem exatamente dois grandes grupos, um formado pelas espécies que exigem menos luz (sub-bosque, tolerantes à sombra e emergentes) e outro pelas espécies exigentes por luz (dossel superior e pioneiras). Este resultado se aproxima dos grupos sugeridos por Swaine e Whitmore (1988), onde os autores separaram qualitativamente dois principais grupos ecológicos de espécies em florestas tropicais: as pioneiras das não-pioneiras (ou clímax). No entanto, percebe-se que existe um terceiro grupo que ecologicamente apresenta características não muito definidas a exigência de luz, que apesar de apresentar um incremento médio diferente dos demais grupos, o mesmo poderia estar inserido tanto no primeiro grupo como no segundo.

Portanto, pode-se dizer que existem três grupos funcionais com taxas de crescimento diferentes estatisticamente. O percentil 95 do diâmetro foi empregado somente na elaboração do gráfico de dois eixos no auxílio da definição dos grupos a serem formados e por isso, não foi aplicada a análise de variância para esta variável.

A proporção do número de espécies é de 74% para o grupo das espécies que exigem menos luz, de 13% para o grupo das exigentes de luz e de também de 13% para o grupo das espécies demandantes de luz. A maioria das espécies de árvores na floresta tropical pertence ao grupo das não pioneiras, que são as espécies que demandam menos luz para se desenvolverem (SWAINE; WHITMORE, 1988). Neste trabalho a mesma tendência foi detectada.

De forma geral, os grupos de espécies classificados pela metodologia deste agrupamento corroboraram com a natureza ecológica dos grupos de espécies já conhecidos na literatura, indicando que essa metodologia simples, é eficaz para o agrupamento de espécies em florestas tropicais.

As desigualdades de crescimento em alguns grupos revela a necessidade de se considerar um padrão de crescimento diferenciado nas estimativas de produção de uma floresta, pois a floresta não possui um único padrão de crescimento, evitando desta forma, informações muito discrepantes da realidade.

Os resultados apontam a importância de se considerar a autocorrelação do crescimento, para auxiliar nas estimativas mais realistas da produção de florestas pelos modelos matemáticos.

5.4 Conclusão

Foi detectada uma correlação linear de $r= 0,73$ do incremento diamétrico entre os dois períodos avaliados de 1984-1994 e 1994-2004 e desta forma, pôde-se verificar a autocorrelação do crescimento.

Também foi detectada a existência de padrões diferenciados de crescimento nos diferentes grupos de espécies. O agrupamento de espécies avaliou previamente seis grupos funcionais e apenas três médias de incrementos diamétricos foram consideradas diferentes estatisticamente, o que resultou na formação de apenas três grupos.

Os resultados apontam a importância de se considerar a autocorrelação do crescimento e dos diferentes padrões de crescimento, na tentativa de explicar os fatores que interferem no crescimento de florestas tropicais naturais. Como também, vislumbram auxiliar nas estimativas mais realistas da produção de florestas pelos modelos matemáticos.

REFERÊNCIAS

ADAME, P.; BRANDEIS, T.J.; URIARTE, M. Diameter growth performance of tree functional groups in Puerto Rican secondary tropical forests. **Forest Systems**, n. 23, v. 1, p. 52-63, abr. 2014.

ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., van der HOUT, P., RIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v. 4, n.3, 196-205, set. 2002.

ALDER, D.; SILVA, J. N. M. An empirical cohort model for the management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 130, n.1-3, p. 141–157, mai. 2000.

ALDER, D. **Growth modeling of natural forest - CATIE**. Consultancy visit notes - Denis Alder - 17th to 23rd February 1997. Unpublished report and workbook, 1997.

ALDER, D. **Growth Modeling for Mixed Tropical Forests**. Department of Plant Sciences, University of Oxford: Tropical Forestry Paper, v. 30, 1995. 231 p.

ALDER, D.; SYNNOTT, T.J. **Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest**. Oxford Forestry Institute, Oxford, UK, 1992.

AZEVEDO, C. P. de, SILVA, J. N. M., SOUZA, C. R. de e SANQUETTA, C. R. Eficiência de tratamentos silviculturais por anelamento na floresta do Jari, Amapá. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 42, n. 2, p. 315-324, abr.2012.

BRIENEN, R. J.W.; ZUIDEMA, P.A.; DURING, H. J. Autocorrelated growth of tropical forest trees: unraveling patterns and quantifying consequences. **Forest Ecology and Management**, v.237, n.1-3, p.179-190, jan/mar. 2006.

BULLOCK, S.H.; TURNER, R.M.; HASTINGS, J.R.; ESCOTO-RODRIGUEZ, M.; LOPEZ, Z.R.A.; RODRIGUEZ-NAVARRO, J.L. Variance of size-age curves: bootstrapping with autocorrelation. **Ecology**, n. 85, n.8, p. 2114-2117, ago. 2004.

CARVALHO, J. O. P.; SILVA, J. N. M.; LOPES, J. C.A. Growth rate of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, n. 34, p.209–217, mar. 2004 .

CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Getting to the canopy: Tree height growth in a neotropical rain forest. **Ecology**, v.82, n.5, p.1460-1472, mai. 2001.

CLARK, D.A., CLARK, D.B. Life-history diversity of canopy and emergent trees in a neotropical rainforest. **Ecological Monographs**, v.62, n.3, p.315-344, fev. 1992.

DEANGELIS, D.L.; ROSE, K.A.; CROWDER, L.B.; MARSCHALL, E.A.; LIKA, D. Fish cohort dynamics: application of complementary modeling approaches. **American Naturalist**, n.142, n.4, p.604-622, out.1993.

FAVRICHON, V. Classification of tree species in forests of French Guiana into functional groups based on a dynamic vegetation community matrix. **Revue d' Ecologie la Terre et la Vie**, v.49, n. 4, p.379-403, dez.1994.

FEARNSIDE, P.M. Wood density for estimating forest biomass in Brazilian Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v.90, n.1, p.59-87, jan. 1997.

FOX, J.C.; ADES, P.K.; BI, H.Q. Stochastic structure and individual-tree growth models. **Forest Ecology and Management**, n. 154, n. 1-2, p.261-276, nov. 2001.

FUJIWARA, M.; KENDALL, B.E.; NISBET, R.M. Growth autocorrelation and animal size variation. **Ecology Letters**, n. 7, n.2, p.106-113, fev. 2004.

GHIMIRE, C.P.; BONELL, M.; BRUIJNZEEL, L.A.; COLES, N.A.; LUBCZYNSKI, M. W. Reforesting severely degraded grassland in the Lesser Himalaya of Nepal: effects on soil hydraulic and overland flow production. **Journal of Geophysical Research: Earth Surface**, v. 118, n.4, p. 2528-2545, dez. 2013.

GOMIDE, G. L. A. **Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primárias e secundária no estado do Amapá**. 1997. 181 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba, 1997.

HILT, D.E. **Individual-tree diameter growth model for managed, even-aged, upland oak stands**. USDA, Forest Service, NE-533, 1983.

HUBBEL, S.P.; FOSTER, R.B. **Structure, dynamics, and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island**. In: Gentry AL (ed) Four neotropical rainforests Yale University Press, New Haven and London, p. 522-541, 1990.

KAMMESCHIEDT, L.; GAGANG, A.A.; SCHWARZWALLER, W.; WEIDELT, H. Growth patterns of dipterocarps in treated and untreated plots. **Forest Ecology and Management**, v.174, n.1-3,p.437-445, fev.2003.

KOHYAMA, T.; KUBO, T.; MACKLIN, E. Effect of autocorrelation on apparent growth rate variation in forest tree census data and an alternative distribution function of tree growth data. **Ecological Research**, n. 20, n.1, p.11-16, jan. 2005.

LANDIS, R.M.; PEART, D.R. Early performance predicts canopy attainment across life histories in subalpine forest trees. **Ecology**, n.86, n.1, p.63-72, jan. 2005.

LAURANCE, W.F.; NASCIMENTO, H.E.M.; LAURANCE, S.G.; CONDIT, R.; D'ANGELO, S.; ANDRADE, A. Inferred longevity of Amazonian rainforest trees based on a long-term demographic study. **Forest Ecology and Management**, v.190, n. 2-3, p.131-143, mar. 2004.

LEDERMANN, T., ECKMÜLLNER, O. A method to attain uniform resolution of the competition variable Basal-Area-in-Larger Trees (BAL) during forest growth projections of small plots. **Ecological Modelling**, v. 171,n.1-2, p. 195-206, jan.2004.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R.; HARTSHORN, G. S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, n.73, n.3, p.915-924, nov. 1985.

O'BRIEN, S.T.; HUBBEL, S.P.; SPIRO, P.; CONDIT, R.; FOSTER, R.B. Diameter, height, crown, and age relationships in 8 neotropical tree species. **Ecology**, v. 76, n.6, p.1926-1939, set. 1995.

OLIVEIRA, L. C. **Efeito da exploração da madeira e de diferentes intensidades de desbastes sobre a dinâmica da vegetação de uma área de 136 ha na Floresta Nacional do Tapajós**. 2005. 195 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

ORELLANA, E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados por modelos de árvore individual em um fragmento de Floresta de Araucária**. 2014. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba-PR, 2014.

ROITMAN, I. **Modelagem espacial e temporal na mata de galeria do gama- DF**. 2011. 169 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Brasília, 2011.

SCHAAF, L. B.; FIGUEIREDO FILHO, A.; SANQUETTA, C. R.; GALVÃO, F. Incremento diamétrico e em área basal no período 1979-2000 de espécies arbóreas de uma floresta ombrófila mista localizada no sul do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 2, p. 271-290, jun. 2005.

SWAINE, M.D. AND WHITMORE, T.C., On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, v. 75, n.1-2, p.81–86, mai. 1988.

SILVA, J. N. M., CARVALHO, J. O. P., LOPES, J. C. A., ALMEIDA, B. F., COSTA, D. H. M., OLIVEIRA, L. C., VANCLAY, J. K. E SKOVSGAARD, J. P. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, v.71, n.3, p. 267-274, fev. 1995.

SILVA, J.N.M., LOPES, J.C.A. **Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia utilizada pela EMBRAPA-CPATU na Amazônia Brasileira**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 1984, 36 p. (EMBRAPA-CPATU, Documentos, 33).

VACA, S.G. **Dinámica y edectos de um tratamiento silvicultural em El bosque secundário “Florenxia”, San Carlos, Costa Rica**. 2004. 141 f. Magister Scientie (Programa de educacion para El desarrollo y La conservacion)- Centro agronômico tropical de investigacion y enseñanza, Turrialba, Costa Rica. 2004.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests**. CAB International/Briddles Ltd., Guilford, 312p, 1994.

VANCLAY, J. K. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rain forests. **Forest Ecology and Management**, v. 42, v.3-4, p.143-168, ago.1991.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de recursos naturais e estudos ambientais, 1991. 124p.

WHITMORE, T.C. **Tropical rain forests of the Far East**. Clarendon Press, Oxford, 1984.

6 DUAS ABORDAGENS DE MODELAGEM DO CRESCIMENTO DIAMÉTRICO EM NÍVEL DE ÁRVORES INDIVIDUAIS EM UMA FLORESTA OMBRÓFILA DENSA

RESUMO

Este estudo tem o objetivo modelar o crescimento diamétrico de árvores individuais de uma Floresta Ombrófila Densa a partir de duas abordagens, a modelagem do incremento diamétrico e a modelagem da autocorrelação do crescimento, e projetar o DAP (cm), por meio da estimativa do incremento diamétrico obtida pela modelagem. O estudo foi conduzido com dados do Projeto Bom Manejo (Embrapa/CIFOR/ITTO) – Manejo sustentável de florestas de produção em escala comercial na Amazônia brasileira, desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental, em área da Jari Florestal S.A., município de Vitória do Jari, Estado do Amapá. A área amostral foi composta de três parcelas permanentes de um hectare cada uma (100 x 100 m), onde foram medidos todos os indivíduos arbóreos com $DAP \geq 20$ cm. Foi avaliada a competição entre as árvores pelo índice BAL e determinou-se o agrupamento das espécies baseado na metodologia proposta por Alder et al. (2002). A modelagem do incremento diamétrico baseou-se nas variáveis DAP, BAL e os grupos de espécies e a modelagem da autocorrelação do crescimento considerou os incrementos diamétricos em períodos iguais e sucessivos, além do grupo de espécies. As informações dos grupos de espécies foram inseridas no modelo por meio da introdução de variáveis categóricas, chamadas de “dummy”. Com a correlação linear de Pearson avaliou-se a correlação entre as principais variáveis envolvidas na modelagem. O ajuste dos modelos lineares de crescimento foi realizado no software *Excel* com a função “Proj.Lin” por meio da análise de regressão múltipla. Os modelos foram avaliados pelas estatísticas do R^2 , Syx% e análise de resíduos. O desempenho das projeções foi avaliado pelo Viés (%) e Precisão (%). Em geral, os modelos apresentaram R^2 baixos, Syx% altos e uma análise de resíduos não satisfatórios. Porém, o desempenho das projeções foram adequados nas duas abordagens de modelagens, apresentando um acerto de mais de 99% para o DAP (cm) e em torno de 97% nas projeções de área basal e volume. No entanto, a modelagem da autocorrelação se mostrou ser mais precisa em projetar o DAP (cm) em torno de 42% e de 36% para as outras variáveis da floresta, em relação à modelagem do incremento diamétrico.

Palavras chaves: Projeções de diâmetro. Autocorrelação do crescimento. Floresta natural.

ABSTRACT

The study objective to model the diametric growth of individual trees of a Dense Tropical Rain Forest from two approaches, modeling the diameter increment and modeling the autocorrelation of growth, and project the DAP (cm) by estimating the increment obtained by modeling. This study was conducted with data from the Good Management Project (EMBRAPA / CIFOR / ITTO), which relates to sustainable management of production forests on a commercial scale in the Brazilian Amazon. It was undertaken by Embrapa Amazônia Oriental, in the area of Jari Florestal SA, Victoria municipality of Jari, State of Amapá. Three permanent plots were used of one hectare each (100 x 100 m), on which were measured all trees with DBH \geq 20 cm. The competition was evaluated among the trees by BAL index and the grouping of species determined based on the methodology proposed by Alder et al. (2002). The modeling of diameter increment was based on variables DBH, BAL and species groups and the autocorrelation modeling of growth in diameter increments equal successive periods in addition to species group. The species groups were included in the model through the introduction of categorical variables, denominate "dummy". The Pearson correlation coefficients evaluated the correlation between the main variables involved in modeling. Fitting of linear growth models was performed using Excel with the "LINEST" through multiple regression analysis. The models were evaluated by R² statistics, Syx% and residual analysis. The performance of the forecasts was assessed through Bias (%) and Precision (%). In general, the models showed low R², high Syx% and an unsatisfactory residue analysis. However, the performance of the forecasts achieved good results in the two modeling approaches, presenting an accuracy of more than 99% for DBH (cm) and around 97% for basal area and volume projections. However, the autocorrelation modeling was shown to be more accurate in designing the DBH (cm) around 42% and 36% for the other forest variables, in relation to the diametric increment modeling.

Key-words: Diameter projections. Growth correlation. Natural Forest.

6.1 Introdução

O manejo florestal é baseado em informações das condições atuais dos recursos florestais, bem como nas projeções futuras destes recursos (PENG, 2000). Conseqüentemente, a previsão de crescimento da floresta e do seu rendimento futuro em diferentes cenários é o elemento chave do manejo florestal sustentável (KIMMINS, 1997).

Os modelos de crescimento e produção servem, principalmente, para prognosticar a produção futura de madeira de um povoamento florestal e, ao mesmo tempo, prescrever tratamentos silviculturais adequados para alcançar as melhores opções de manejo florestal (VANCLAY, 1994).

A dificuldade de se modelar o crescimento de uma floresta mista, especialmente as tropicais, é grande, pois este tipo de floresta é formado por centenas de espécies de diferentes portes, diferentes padrões de crescimento para árvores de mesmo tamanho e de idades indefinidas. Caso diferente ocorre com as florestas plantadas, que são equiâneas e geralmente monoespecíficas, o que facilita o desenvolvimento de modelos que preveem o crescimento da floresta (MOROKAWA, 2009).

Os modelos de crescimento e produção são divididos conforme o nível de detalhamento de informações necessárias, em: modelos de povoamento, modelos de distribuição de diâmetros e modelos de árvores individuais (CAMPOS; LEITE, 2013).

Segundo Vanclay (1994) a abordagem em nível de árvores individuais é mais detalhada, pois utiliza cada árvore e não parcelas como uma unidade básica para a modelagem e para que isso se operacionalize se faz necessário conhecer as dimensões e informações de cada indivíduo. Peng (2000) menciona que para obter as estimativas para o povoamento, deve-se somar o resultado das estimativas calculadas para as árvores individuais.

O modelo de árvores individuais pode ser ainda distinguido em duas categorias: os que não requerem informações sobre a distribuição espacial das árvores e aqueles que incluem medidas de competição espacial (VANCLAY, 1994). Ambos os métodos têm sido aplicados em florestas mistas ou ricas em espécies. Alguns estudos comparativos concluíram que os independentes da distância são tão eficazes quanto os dependentes da distância (LORIMER, 1983; MÄKINEN, 1997).

Pelo fato das florestas tropicais naturais apresentarem taxas de crescimento consideravelmente variáveis (CLARK; CLARK, 2001), que se apresentam distribuídas de uma forma não aleatória (BRIENEN; ZUIDEMA; DURING, 2006), algumas tendências ou padrões de crescimento são esperados ao longo do tempo, onde correlações temporais podem

ser detectadas (KAMMESHEIDT et al., 2003; LANDIS; PEART, 2005). Esta grande variação é devida a diversos fatores que podem afetar o crescimento individual, como as características interespecíficas e intraespecíficas das espécies, a heterogeneidade ambiental, distúrbios bióticos e abióticos e a competição (WHITMORE, 1984; HUBBELL; FOSTER, 1990; ALDER, 1995).

Bullock et al. (2004) mencionam, que esta autocorrelação temporal pode influenciar fortemente a variação da dinâmica do crescimento, principalmente, na variação das dimensões das árvores de mesma idade.

Por isso, Alder e Synnott (1992), recomendam que se identifiquem corretamente as espécies botânicas contidas nas parcelas permanentes, para se ter um maior conhecimento sobre os fatores biológicos e ecológicos que determinam a dinâmica e produtividade da floresta. No entanto, realizar a modelagem por espécies em florestas com grande diversidade é impraticável e, portanto, faz-se necessário reduzir o número de parâmetros, por meio do agrupamento de espécies com características em comum (VANCLAY, 1991; ALDER; SILVA, 2000).

Pode-se empregar o agrupamento de espécies para desenvolver diferentes modelos de crescimento para cada grupo, quando se tem um número suficiente de árvores disponíveis. Caso o contrário se apresente, ou seja, um número de árvores muito pequeno, o que é muito comum de acontecer em florestas naturais, uma saída é transformar os grupos em variáveis categóricas “dummy”, introduzindo no modelo de regressão múltipla, para o ajuste de uma única equação que contemple todos os grupos (MISSIO; JACOBI, 2008).

A variável resposta em uma modelagem do crescimento pode modelar o diâmetro futuro ou o incremento em diâmetro. Segundo Vanclay (1994), tem-se uma função de produção quando se estimam o aumento do diâmetro (diâmetro futuro) e uma função de crescimento, quando se estima o incremento ao longo de um determinado período. Este mesmo autor afirma que em teoria, ambas as formas apresentam o mesmo resultado, porém, algumas diferenças podem ser observadas quando os intervalos de medição variam ou quando são muito grandes. De toda forma, a decisão de modelar o crescimento ou produção está baseada em preferências dos pesquisadores, pois ambos os métodos resultam em estimativas adequadas (VANCLAY, 1994).

Na modelagem da autocorrelação do crescimento considera-se que um período de crescimento pode prever o período de crescimento subsequente, pois se trata de medições repetidas no tempo no mesmo indivíduo, caracterizando uma série temporal, onde se espera autocorrelação entre as medidas no tempo (CALEGÁRIO et al., 2005). Porém para este tipo

de modelagem devem-se empregar somente dados oriundos de parcelas permanentes, onde os mesmos indivíduos passam por remedições ao longo dos anos.

Na modelagem do incremento diamétrico estima-se o crescimento das árvores por meio de outras variáveis como o próprio diâmetro, devido à sua facilidade de medição e sensibilidade às mudanças ambientais (ZEIDE, 1989). No entanto, alguns trabalhos sobre a modelagem do incremento em função do diâmetro têm sido realizados em vários países, sendo que a maioria deles encontrou valores do R^2 baixo e erro padrão de estimativa alto (STEPKA et al., 2012). Por isso, Alder (1995) menciona que no caso das florestas tropicais, o incremento diamétrico pode ser predito empiricamente, a partir do DAP da árvore, pela situação de competição da árvore e de outras variáveis.

Supõe-se que a abordagem de modelagem do incremento apresente melhor desempenho para a projeção da variável DAP (cm) do que a abordagem da modelagem da autocorrelação do crescimento. Assim sendo, o objetivo desta pesquisa foi modelar o crescimento diamétrico de árvores individuais em um fragmento de Floresta Ombrófila Densa, a partir de duas abordagens e projetar o DAP (cm), por meio da estimativa do incremento diamétrico obtida pela modelagem.

6.2 Métodos

6.2.1 Descrição da área de estudo e dos dados

O local de estudo está situado na área de manejo florestal da empresa Jari Florestal S.A., pertencente ao Grupo Jari, na localidade Morro do Felipe, município de Vitória do Jari – AP. Segundo a classificação de Köppen, o clima na região é do tipo Ami (GOMIDE, 1997). De acordo com Azevedo et al. (2012), a precipitação média anual é de 2.234 mm. A vegetação é do tipo Floresta Tropical de Terra Firme ou Floresta Ombrófila Densa (VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991).

Este estudo foi elaborado com dados do experimento originalmente denominado Projeto Bom Manejo (Embrapa/CIFOR/ITTO), desenvolvido pela Embrapa Amazônia Oriental. O experimento da Embrapa foi instalado em uma área de 500 ha, no ano de 1983. As medições ocorreram em oito ocasiões, em 1984, 1986, 1988, 1990, 1994, 1996, 2004 e 2011. Por ocasião da colheita florestal em 1985, foram reduzidos cerca de 15% do volume comercial das árvores com $DAP \geq 60$ cm, onde foram exploradas em média, cerca de três árvores por hectare. Em termos de volume, esta redução correspondeu a 26 m³ por hectare.

Para estudar o desenvolvimento da floresta foram instaladas parcelas permanentes quadradas, medindo 100 m x 100 m (1,00 ha), onde foram medidos todos os indivíduos arbóreos com $DAP \geq 20$ cm (AZEVEDO et al., 2012).

A metodologia empregada nas medições das parcelas permanentes seguem os padrões disponibilizados por Silva e Lopes (1984). As variáveis e informações empregadas neste estudo são: número da árvore; classe de identificação do fuste (CIF), para selecionar as árvores vivas; diâmetro a altura do peito (DAP); identificação botânica e as coordenadas cartesianas de localização das árvores na parcela.

6.2.2 Agrupamento de espécies

As espécies foram agrupadas de acordo com, a metodologia proposta por Alder et al. (2002), a qual define os grupos ecológicos de acordo com a posição dos pontos plotados em um gráfico de dois eixos: DAP percentil (95%) no eixo das abscissas e o incremento diamétrico médio no eixo das ordenadas.

Foram previamente formados os seguintes grupos de espécies: sub-bosque, tolerantes à sombra, emergentes, demandantes de luz, dossel superior e pioneiras (Tabela 12).

Tabela 12 - Características dos seis grupos funcionais.

Grupo de Espécies	IPA DAP (cm ano⁻¹)	DAP percentil 95% (cm)
Sub-bosque	0,15	27,00
Tolerantes à sombra	0,18	44,00
Emergentes	0,26	81,00
Demandantes de luz	0,51	48,00
Dossel superior	0,67	64,00
Pioneiras	0,96	24,00

Fonte: Elaboração própria.

A análise de variância e o teste Tukey ($\alpha = 0,05$) permite avaliar e diferenciar se os grupos formados são diferentes estatisticamente.

6.2.3 Avaliação da competição entre as árvores

Foi empregado o índice de competição independente da distância BAL (Basal Area of Larger trees). O mesmo foi calculado para as parcelas de 100 m x 100 m, no entanto, uma

análise prévia (veja capítulo 4, seção 4.5.1) indicou que existe uma maior correlação desse índice com o incremento diamétrico em parcelas de 50 m x 50 m. Portanto, foi considerado para a avaliação da competição, parcelas de 50 m x 50 m, utilizando a seguinte fórmula:

(8)

$$BAL = \sum_{i=1}^{n_i} gm$$

Em que:

n_i = número de árvores com DAP maior que a árvore objetivo;

gm = área transversal (m^2) das árvores com DAP maiores que a árvore objetivo.

O índice BAL busca quantificar a concorrência por espaço entre as árvores, levando em consideração que as árvores competidoras são aquelas com área transversal maior do que a árvore objetivo (WYKOFF, 1990).

Entende-se como “árvore objetivo” toda árvore que possui sua competição avaliada individualmente. Para o presente trabalho, todas as árvores existentes nas parcelas foram consideradas “árvores objetivo”.

6.2.4 Modelagem do crescimento em nível de árvores individuais

Um modelo completo de crescimento em nível de árvore individual em florestas naturais é constituído de vários submodelos, como o de crescimento, de mortalidade e de recrutamento, o que o torna bem complexo. No Brasil, a maioria dos modelos em nível de árvores individuais não contempla todas as árvores em uma floresta e a grande maioria tem abrangência apenas nos submodelos e para algumas espécies amazônicas. Portanto, esse estudo realizará a modelagem apenas do submodelo de crescimento em uma floresta ombrófila densa, empregando todas as espécies deste fragmento.

A modelagem em nível de árvores individuais considera cada indivíduo como unidade básica de modelagem. Somente as árvores vivas e apenas as que coincidiram na primeira medição de 1984 e na medição de 2004, foram consideradas, totalizando um conjunto de 394 árvores. A área total abrangida foi de 3 hectares, ou seja, três parcelas de 1 hectare cada uma.

Para os ajuste dos modelos matemáticos foi empregado o software *Excel* com a função “Proj.Lin” para desenvolver os modelos lineares de crescimento por meio da análise de

regressão múltipla. Os modelos lineares são equações em que os parâmetros estão na forma aditiva e a sua forma genérica se apresenta da seguinte forma:

$$Y = \beta_0 + \beta_1.X_1 + \beta_2.X_2 + \beta_n.X_n + \varepsilon_i$$

Onde:

Y = variável dependente;

β_0 = constante da regressão;

$\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$ = coeficientes de regressão;

X_1, X_2 e X_n = são as variáveis independentes e,

ε_i = erro da regressão.

De acordo com Charnet et al. (2008), o objetivo da regressão é obter uma expressão da dependência de uma variável Y sobre uma ou mais variáveis independentes X . Tal expressão é matematicamente conhecida como função, logo Y , é uma função de X . Sendo a regressão o instrumento que definirá o relacionamento estatístico entre as variáveis envolvidas.

Durante a modelagem, as variáveis independentes somente foram consideradas se apresentassem poder explanatório significativo ($\alpha=0,05$), evitando incluir variáveis cujos os coeficientes de regressão não sejam significativos que causam a redução no poder explicativo do modelo devido à inclusão do erro aleatório durante a análise.

As informações dos grupos de espécies foram inseridas no modelo por meio da introdução de variáveis categóricas, chamadas de “dummy”. O uso da variável *dummy* permite um ajuste de equação único que contemple os distintos grupos de espécies ou outras variáveis de interesse. Segundo Missio e Jacobi (2007), as variáveis *dummy*, tornam o modelo de regressão linear uma ferramenta extremamente flexível.

Desta maneira, faz-se necessário construir variáveis artificiais que representem as variáveis qualitativas, no caso, os grupos de espécies. Onde a variável irá apresentar o valor 1 (um) quando se deseja incluir a observação no grupo de interesse e 0 (zero) quando esta observação pertencer a outro grupo.

O Incremento periódico anual em diâmetro (IPA DAP) em cm ano^{-1} representa o incremento diamétrico na modelagem do crescimento, dado pela seguinte fórmula:

$$IPA\ DAP\ (\text{cm}\ \text{ano}^{-1}) = \left(\frac{DAP_{final} - DAP_{inicial}}{t} \right) \quad (7)$$

Em que:

$DAP_{inicial}$ = DAP em centímetros do início do período,

DAP_{final} = DAP em centímetros do final do período e,
 t = tempo entre as duas medições.

A fim de verificar a correlação entre as variáveis dependentes (IPA DAP 1984-2004, IPA DAP 1994-2004, Raiz IPA DAP 1984-2004 e Raiz IPA DAP 1994-2004) e as 12 variáveis independentes (DAP 1984, DAP 1994, BAL, IPA DAP 1984-2004, IPA DAP 1984-1994, IPA DAP 1994-2004, Raiz IPA DAP 1984-2004, Raiz IPA DAP 1984-1994, Raiz IPA DAP 1994-2004, Ln IPA DAP 1984-2004, Ln IPA DAP 1984-1994 e Ln IPA DAP 1994-2004) foi construída a matriz de correlação linear entre as mesmas, por meio da avaliação do coeficiente de correlação simples de Pearson.

a) Modelagem do incremento diamétrico

A modelagem do incremento diamétrico tem como objetivo ajustar uma equação que estime o incremento diamétrico para todas as espécies que abrangem a área do estudo por meio de outras variáveis explicativas.

As variáveis independentes utilizadas para a modelagem do incremento foram o DAP (cm) do início do período de medição (1984), o índice de competição BAL e os grupos de espécies. A variável dependente é o incremento diamétrico do período de 20 anos, ou seja, entre 1984 e 2004, sendo esta função expressa da seguinte maneira: $IPA\ DAP_{1984-2004} = f(DAP_{1984}, BAL, \text{Grupos de espécies})$.

b) Modelagem da autocorrelação do crescimento

A modelagem da autocorrelação do crescimento é uma tentativa de ajustar uma equação que estime o incremento diamétrico de um período de 10 anos por meio de um período de incremento imediatamente anterior, ou seja, estimar o IPA DAP de 1994-2004, empregando o IPA DAP de 1984-1994, juntamente com outras variáveis explicativas.

A variável dependente neste caso foi o incremento diamétrico do período de 1994-2004 e as variáveis independentes foram o IPA DAP de 1984-1994, o índice de competição BAL e os grupos de espécies, representada pela função: $IPA\ DAP_{1994-2004} = f(IPA\ DAP_{1984-1994}, BAL, \text{Grupos de espécies})$.

6.2.5 Projeções de DAP (cm)

As estimativas do IPA DAP (Incremento periódico anual) pelas equações neste estudo representarão o crescimento anual em diâmetro, ou seja, o IMA (Incremento médio anual), ambos medidos em centímetros por ano. Desta forma, a projeção do diâmetro se dará pelo DAP (cm) do início do período acrescido do crescimento em centímetros por ano.

A projeção do diâmetro resultante da modelagem do incremento diamétrico é dada pelo DAP de 1984 e o acréscimo do incremento resultante do modelo desenvolvido, multiplicado pelo número de anos entre a primeira e a última medição, que é de 27 anos (1984 a 2011), conforme:

$$DAP\ 2011_{projetado} = DAP\ 1984_{observado} + (IMA \cdot tempo)$$

A projeção resultante da modelagem da autocorrelação do crescimento será obtida pelo DAP de 1994 e o acréscimo do incremento resultante do modelo desenvolvido, multiplicado pelo número de anos entre a primeira medição e a última medição, que é de 17 anos (1994 e 2011), dado por:

$$DAP\ 2011_{projetado} = DAP\ 1994_{observado} + (IMA \cdot tempo)$$

Além da projeção do DAP (cm), que é a principal variável de estudo, foram também projetadas à área basal e o volume por parcelas e para a área total, com o objetivo de auxiliar a avaliação da qualidade da projeção diamétrica.

A área basal é calculada pelas soma das áreas transversais de cada árvore presente na parcela. A equação volumétrica empregada neste estudo é de Aparício (2013), baseada em dados da Floresta Estadual do Amapá (FLOTA/AP) com tipologia similar ao do presente estudo. A equação é de simples entrada ($R^2_{aj} = 0,90$ e Índice de Furnival = 2,61%), sendo: $Ln\ Volume = -7,92 + 2,21 \cdot Ln\ DAP$

6.2.6 Critérios de avaliação dos modelos

Para a escolha dos melhores modelos dentre os 99 testados, seja na modelagem do incremento ou da autocorrelação do crescimento, foram utilizados os seguintes critérios:

a) Coeficiente de determinação – R^2

Expressa a variação da variável dependente que é explicada pelas variáveis independentes. Este coeficiente é produto do coeficiente de correlação (r), elevado ao quadrado. Esta estatística fornece um índice simples para avaliar o desempenho em uma escala relativa, onde $R^2 = 1$ indica um ajuste perfeito, $R^2 = 0$ revela que o modelo não é melhor do que a média simples, e R^2 com valores negativos indicam um modelo pobre (BURKHART; TOMÉ, 2012). É dado pela seguinte fórmula (BURKHART; TOMÉ, 2012):

$$R^2 = \frac{\sum(\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum(y_i - \bar{y})^2} \quad (9)$$

Em que:

y_i = i -ésimo valor observado para a variável dependente;

\hat{y}_i = i -ésimo valor estimado para a variável dependente e

\bar{y} = média dos valores observados para a variável dependente.

No entanto, segundo Vanclay (1994), a estatística do R^2 apresenta algumas desvantagens ao ser empregado para testar o desempenho de modelos, pois este índice não discrimina a diferença entre a variação natural da variável (“erro puro”) de uma falta de ajuste, mas sim, traz um indicativo do melhor modelo ajustado que irá fornecer boas previsões.

b) Erro padrão da estimativa em percentagem ($S_{yx\%}$)

É a estatística utilizada para medir a dispersão média entre os valores estimados e os observados. Determinando o seu valor em percentual ($S_{yx\%}$), é possível atribuir o nível de qualidade de ajuste do modelo, pois quanto mais baixo o valor do $S_{yx\%}$ menor terá sido a dispersão dos pontos ao longo da linha de regressão, o que significa melhor qualidade do ajuste. É dado pela fórmula (BRUCE; SCHUMACHER, 1950):

$$S_{yx\%} = \pm \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n-p}}}{\bar{y}} * 100 \quad (10)$$

Em que:

y_i = i-ésimo valor observado para a variável dependente;
 \hat{y}_i = i-ésimo valor estimado para a variável dependente;
 \bar{y} = média dos valores observados para a variável dependente;
 n = número de observações e
 p = número de coeficientes do modelo.

c) Análise gráfica dos resíduos

A análise dos resíduos evidencia possíveis violações nas condicionantes para o ajuste dos modelos, tais como o da normalidade, homocedasticidade e falta de ajuste do modelo proposto (CHARNET et al., 2008). A análise gráfica dos resíduos, empregando os mesmos em função da variável dependente estimada, seria o mais adequado para se verificar tendências da estimativa da variável dependente ao longo da linha de regressão (DRAPER; SMITH, 1980).

Foram então construídos gráficos de resíduos padronizados, utilizando como ordenada os resíduos e como abscissa o valor predito da variável resposta.

(11)

$$\text{Resíduo} = y_i - \hat{y}_i$$

Onde:

y_i = valor real de cada observação;

\hat{y}_i = valor estimado para cada observação.

Este tipo de resíduo mede a diferença entre o valor observado e o valor ajustado, chamado de resíduo ordinário da variável resposta do modelo. Desta forma pode-se afirmar que modelos bem ajustados deverão apresentar pequenos resíduos e caso contrário modelos mal ajustados apresentarão grandes resíduos (OLIVEIRA, 2013).

Segundo Soares, Neto e Souza (2006) o comportamento desejável de um gráfico de resíduos é aquele em que os resíduos se apresentam uniformemente distribuídos e próximos de zero, independentemente do tamanho da árvore.

6.2.7 Critérios de avaliação das projeções

Para avaliar o desempenho dos modelos é recomendado que sejam utilizados dados independentes daqueles empregados nos ajustes. Neste estudo, a validação do modelo de crescimento foi realizada pela comparação dos dados observados de DAP da medição de

2011, com os dados projetados de DAP para o mesmo ano, correspondendo ao último ano de levantamento. Neste caso, foram consideradas 357 árvores, que são as árvores que coincidiram entre a primeira e a última medição de dados.

Uma análise crítica para a validação das projeções é dada pelas estatísticas de Viés e de Precisão, que compara as projeções com o comportamento do crescimento real (PRETZSCH, 2009). Essas duas estatísticas incluem em suas fórmulas, diferenças entre valores observados e projetados, como demonstrado a seguir:

$$Viés (\bar{e}) = \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)}{n} \quad (12)$$

$$Precisão (S_e) = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (e_i - \bar{e})^2}{n - 1}} \quad (13)$$

Em que:

y_i = valor real de cada observação;

\hat{y}_i = valor projetado para cada observação;

e_i = viés calculado para cada observação e

\bar{e} = média do viés e,

n = número de observações.

A precisão também pode ser obtida de forma simplificada, calculando o desvio padrão dos resíduos ($y_i - \hat{y}_i$).

O viés representa a diferença entre os valores reais e os projetados (PRETZSCH, 2009) e a precisão é indicada para caracterizar a magnitude dos erros presentes na medida, onde quanto menor a magnitude dos erros, maior a precisão dos resultados (SOARES; NETO; SOUZA, 2006).

O coeficiente de determinação (R^2) entre a variável estimada e a observada, sendo denominada de R^2 do ajuste, também foi calculado.

As projeções também foram avaliadas graficamente, considerando como ordenada o DAP observado e como abscissa o DAP projetado, bem como foram avaliadas os resíduos resultantes das projeções do DAP (cm), área basal ($m^2 ha^{-1}$) e do volume ($m^3 ha^{-1}$).

6.3 Resultados e discussão

Para verificar o grau de associação entre as variáveis dependentes e as variáveis independentes, foi elaborada a matriz de correlação linear simples entre as mesmas, cujos valores são apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 - Coeficientes de correlação de Pearson, entre as variáveis dependentes e independentes.

Variáveis independentes	Variáveis dependentes			
	IPA DAP 84-04	IPA DAP 94-04	Raiz IPA DAP 84-04	Raiz IPA DAP 94-04
DAP 1984	0,124	0,134	0,125	0,116
<i>p</i> -valor	0,014	0,080	0,013	0,021
DAP 1994	0,261	0,241	0,259	0,218
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000
BAL	-0,212	-0,195	-0,209	-0,168
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000
IPA DAP 84-04	1,000	0,931	0,964	0,880
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,001
IPA DAP 84-94	0,931	0,732	0,908	0,690
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000
IPA DAP 94-04	0,931	1,000	0,885	0,947
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000
Raiz IPA DAP 84-04	0,964	0,885	1,000	0,930
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000
Raiz IPA DAP 84-94	0,890	0,694	0,930	0,701
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000
Raiz IPA DAP 94-04	0,880	0,947	0,906	1,000
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000
Ln IPA DAP 84-04	0,824	0,747	0,924	0,836
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000
Ln IPA DAP 84-94	0,759	0,591	0,844	0,644
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000
Ln IPA DAP 94-04	0,611	0,672	0,606	0,655
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000

Fonte: Elaboração própria.

Nota: se *p*-valor for menor ou igual ao nível de significância ($\alpha < 0,05$), os resultados são significativos estatisticamente, caso contrário, serão não significativos.

Nota-se que a maior correlação linear entre o DAP e as variáveis dependentes foi de $r = 0,261$, o que já se esperava, pois a relação existente entre o diâmetro e o incremento só reflete o fato de árvores com um diâmetro maior estarem provavelmente com copas melhor iluminadas e por isso crescem mais rápido (TURNER, 2004).

Os pesquisadores Finegan, Camacho e Zamora (1999), em um estudo em uma floresta tropical na Costa Rica, também detectaram uma correlação baixa entre o DAP e o incremento diamétrico, sendo de $r = 0,17$ para árvores de crescimento lento. Assim, como Roitman (2011) em uma floresta de galeria, detectou $r = 0,21$, porém Silveira (2014), não detectou uma correlação significativa entre estas duas variáveis. No entanto, nas tentativas de ajustes de equações neste trabalho, a variável DAP não foi significativa estatisticamente ($\alpha = 0,05$) em nenhum dos modelos testados e, portanto não fará parte do modelo de crescimento final.

Muitas variáveis explicativas usadas nos modelos de crescimento e de produção em florestas plantadas são de pouca relevância para a modelagem de florestas mistas, pois não podem ser determinados ou não têm nenhum significado aparente, como é o caso da idade, índice de local, altura e do diâmetro médio (VANCLAY, 1994).

A correlação do índice de competição BAL com as variáveis dependentes, também foi baixa. A maior correlação foi detectada entre o BAL e o IPA 1984-2004, apresentando um $r = -0,212$. No entanto, nos ajustes das equações esta variável foi significativa ao nível de confiança de 95 %. Castro et al. (2014) em seu estudo em Floresta Estacional Semidecidual Montana detectou uma correlação de $r = -0,20$, resultado muito similar ao deste trabalho.

Observa-se que o índice de BAL apresentou uma correlação negativa com o incremento, ou seja, quanto maiores os valores desses índices, menor o crescimento da árvore. Isto porque, quanto maior o índice de BAL, maior é a competição sob a qual a árvore está submetida. Isto demonstra que o índice de BAL consegue expressar corretamente a pressão competitiva a que uma árvore está submetida.

A correlação entre o IPA 1984-1994 e o IPA 1994-2004 foi de $r = 0,732$, sendo considerada uma correlação alta. No entanto, quando se avalia a correlação entre a Raiz de IPA 1994-2004 e o IPA 1984-1994, os valores tentem a serem ligeiramente mais baixos, indicando um $r = 0,690$. Brien, Zuidema e During (2006), também encontraram uma correlação semelhante, com um $r = 0,75$ entre as taxas de crescimento em uma floresta boliviana. Hilt (1983) observou uma correlação de $r = 0,63$ entre incrementos diamétricos sucessivos e Roitman (2011), detectou uma correlação de $r = 0,56$ em uma floresta natural.

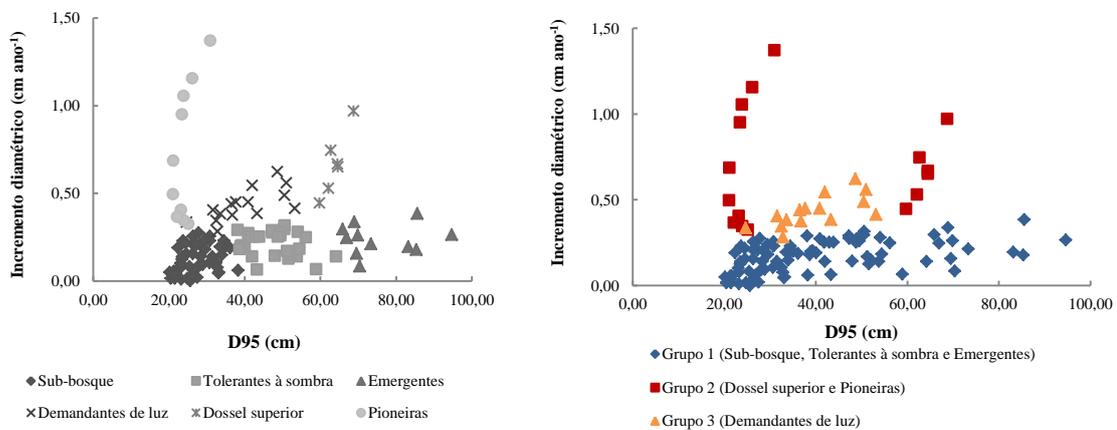
De uma forma geral, as variáveis independentes transformadas, apresentaram correlações maiores com variáveis dependentes também transformadas.

6.3.1 Agrupamento de espécies

A análise da variância ($\alpha = 0,01$) apontou que existe diferença significativa entre a média dos incrementos diamétricos nos diferentes grupos.

Dos seis grupos estabelecidos (veja capítulo 5, seção 5.3.2), apenas três médias de incrementos diamétricos foram consideradas diferentes estatisticamente, conforme o teste Tukey ($\alpha = 0,05$). A média do grupo 1 (Sub-bosque), do grupo 2 (Tolerantes à sombra) e do grupo 3 (Emergentes), foram consideradas iguais estatisticamente. O mesmo ocorreu com a média do grupo 5 (Dossel superior) e o grupo 6 (Pioneiras). Apenas a média do grupo 4 (Demandantes de luz) foi considerada diferente de todos os outros grupos (Figura 11).

Figura 11 - Agrupamento inicial de espécies com seis grupos funcionais e representação dos três grupos significativos em uma floresta ombrófila densa, localizada em Vitória do Jari, AP.



Fonte: Elaboração própria.

Portanto, a nova configuração dos grupos foi definida como: Grupo 1 – árvores do Sub-bosque, Tolerantes à sombra e Emergentes, Grupo 2 – árvores do Dossel superior e Pioneiras e Grupo 3- árvores Demandantes de luz.

As características ecológicas dos grupos de espécies formados neste estudo parecem ser compatíveis com os grupos funcionais gerais propostos por Favrichon (1994) em uma floresta na Guiana Francesa, com o trabalho de Orellana (2014) em uma floresta ombrófila mista no sul do Brasil e com Alder et al. (2002) em um estudo em florestas tropicais. Estes pesquisadores empregaram nomenclaturas e definições similares para os grupos funcionais de espécies, assim como neste estudo.

6.3.2 Modelagem do Incremento diamétrico

Foram ajustados previamente 45 modelos para estimar o incremento diamétrico em função do DAP, índice de BAL e dos grupos de espécies. Destas equações iniciais, apenas

cinco modelos apresentaram parâmetros significativos ($\alpha = 0,05$). Todas as transformações do DAP testadas (Ln DAP, Raiz DAP, DAP², 1/DAP) não apresentaram resultados significativos, assim como o próprio DAP.

Na Tabela 14 apresentam-se os modelos formulados com as variáveis dependentes e independentes, com seus respectivos coeficientes e principais estatísticas para verificação da qualidade final dos ajustes.

Tabela 14- Equações ajustadas, com suas respectivas estatísticas de ajuste e precisão para a estimativa do IPA DAP (cm ano⁻¹) pela modelagem do incremento diamétrico.

Nº	Modelo	Coeficientes	p- valor	Teste F	R ²	S _{yx} %																																																													
1	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1. BAL	b0=	0,3419	0,000	18,50	0,045	81,69																																																												
		b1=	-0,0361	0,000				2	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1. G2 + b2. G3	b0=	0,1965	0,000	121,55	0,383	65,73	b1=	0,4276	0,000	b2=	0,2385	0,000	3	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . BAL	b0=	0,2545	0,000	86,82	0,400	64,90	b1=	0,4161	0,000	b2=	0,2301	0,000	b3=	-0,0224	0,001	4	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . Ln BAL	b0=	0,2246	0,000	83,69	0,392	65,37	b1=	0,4200	0,000	b2=	0,2330	0,000	b3=	-0,0336	0,011	5	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1984-2004)}}$ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . BAL	b0=	0,4651	0,000	63,79	0,400	90,23	b1=	0,3479	0,000	b2=
2	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1. G2 + b2. G3	b0=	0,1965	0,000	121,55	0,383	65,73																																																												
		b1=	0,4276	0,000																																																															
		b2=	0,2385	0,000				3	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . BAL	b0=	0,2545	0,000	86,82	0,400	64,90	b1=	0,4161	0,000	b2=	0,2301	0,000			b3=	-0,0224	0,001				4	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . Ln BAL	b0=	0,2246	0,000	83,69	0,392	65,37	b1=			0,4200	0,000	b2=				0,2330	0,000	b3=	-0,0336	0,011	5	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1984-2004)}}$ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . BAL	b0=	0,4651			0,000	63,79	0,400				90,23	b1=	0,3479	0,000
3	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . BAL	b0=	0,2545	0,000	86,82	0,400	64,90																																																												
		b1=	0,4161	0,000																																																															
		b2=	0,2301	0,000																																																															
		b3=	-0,0224	0,001				4	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . Ln BAL	b0=	0,2246	0,000	83,69	0,392	65,37	b1=	0,4200	0,000	b2=	0,2330	0,000	b3=	-0,0336	0,011	5	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1984-2004)}}$ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . BAL	b0=	0,4651	0,000	63,79	0,400	90,23	b1=	0,3479	0,000	b2=	0,2280	0,000	b3=	-0,0214	0,001																										
4	IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . Ln BAL	b0=	0,2246	0,000	83,69	0,392	65,37																																																												
		b1=	0,4200	0,000																																																															
		b2=	0,2330	0,000																																																															
		b3=	-0,0336	0,011				5	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1984-2004)}}$ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . BAL	b0=	0,4651	0,000	63,79	0,400	90,23	b1=	0,3479	0,000	b2=	0,2280	0,000	b3=	-0,0214	0,001																																											
5	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1984-2004)}}$ = b0 + b1 . G2 + b2 . G3 + b3 . BAL	b0=	0,4651	0,000	63,79	0,400	90,23																																																												
		b1=	0,3479	0,000																																																															
		b2=	0,2280	0,000																																																															
		b3=	-0,0214	0,001																																																															

Fonte: Elaboração própria.

Nota: F_{tab 0,05} = 3,84; $\alpha = 0,05$; Grupo de espécies (G1= grupo 1, G2= grupo 2 e G3= grupo 3).

O valor de F de todos os modelos foram superiores ao valor tabelado (3,84) e, portanto, pode-se dizer que as equações são significativas ($\alpha = 0,05$).

As análises indicadas na Tabela 14 apontam que dentre os cinco modelos selecionados, nenhum apresentou um coeficiente de determinação (R²) maior do que 0,400,

portanto, pode-se dizer que os modelos testados não apresentaram um bom ajuste. Um R^2 inferior a 0,50 indica uma função real de pouca utilidade, onde uma abordagem de modelagem estocástica poderia ser mais bem indicada do que modelos de regressão (ALDER, 1995). O erro padrão da estimativa também foi alto, indicando valores maiores do que 64,90%, corroborando com a interpretação do R^2 dos modelos.

O primeiro modelo apresenta o pior desempenho para a estimativa do incremento diamétrico, onde o mesmo considera apenas que o IPA seria uma função em relação ao índice de competição ($IPA = f(BAL)$). Mesmo este modelo apresentando um R^2 de apenas 0,045 e de um Syx de 81,69%, a análise de variância do modelo apresentou significância estatística apontada pelo teste F, que foi de 18,50. Portanto, os resultados indicam que existe relação da variável independente com a dependente, porém, o índice de competição BAL de forma isolada não consegue representar o crescimento da floresta.

O segundo modelo avalia a estimativa do incremento diamétrico em função apenas dos grupos de espécies formados, ou seja, $IPA = f(\text{Grupos de espécies})$. Este modelo apresentou um melhor desempenho em relação ao anterior, indicando um R^2 de 0,383 e um Syx de 65,73%. O teste F (121,55) também apresentou uma significância maior, em relação ao primeiro modelo, portanto, estes valores apesar de não serem muito animadores, representam uma grande melhoria para o modelo. Desta forma, pode-se dizer que as características de qualidade de ajuste deste modelo, indicam que os grupos de espécies sozinhos possam ter maior relação na composição da estimativa do IPA, do que o BAL de forma isolada.

Na tentativa de somar as duas interações resultantes da regressão linear entre o IPA e o índice de BAL e do IPA com os grupos de espécies, elaborou-se o terceiro modelo, que considera as duas variáveis independentes de forma conjunta, sendo $IPA = f(BAL, \text{Grupos de espécies})$. Os resultados alcançados não apontaram grandes avanços, quando comparado com os resultados de desempenho do segundo modelo, no entanto, o R^2 de 0,400 e o Syx de 64,90%, foram os melhores entre todos os modelos ajustados.

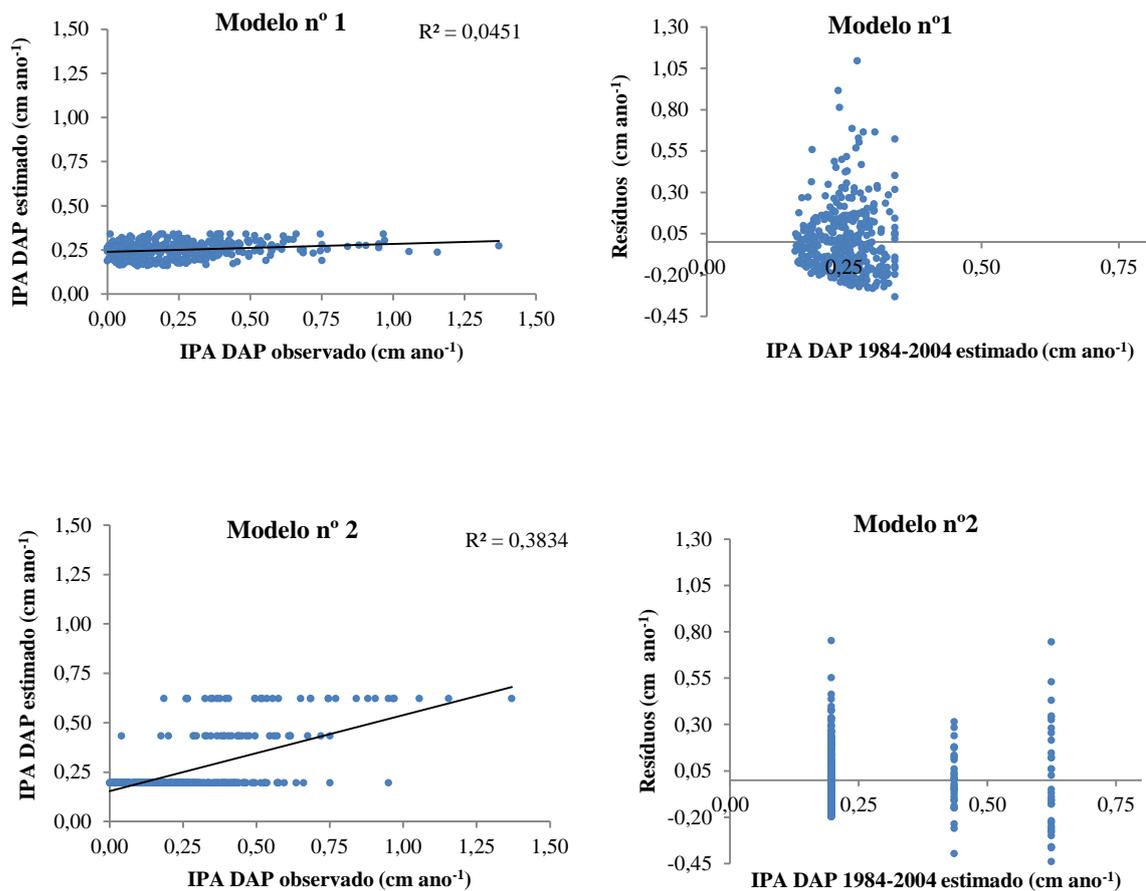
Os modelos seguintes são variações do terceiro modelo, onde no quarto modelo se emprega uma linearização na variável índice de BAL ($IPA = f(\text{Grupos de espécies}, \ln BAL)$) e o quinto modelo se utiliza de uma transformação da variável dependente, sendo Raiz IPA = $f(\text{Grupos de espécies}, BAL)$. O quarto modelo apresentou um $R^2 = 0,392$ e o quinto modelo um $R^2 = 0,400$, resultados muito próximos, porém o coeficiente de determinação do quarto modelo foi o mesmo do maior resultado, que foi o $R^2 = 0,400$ obtido no terceiro modelo, sem nenhuma transformação de variáveis. O erro padrão da estimativa também variou, porém o $Syx = 90,23\%$ obtido no quinto modelo foi o maior dentre todos os modelos ajustados,

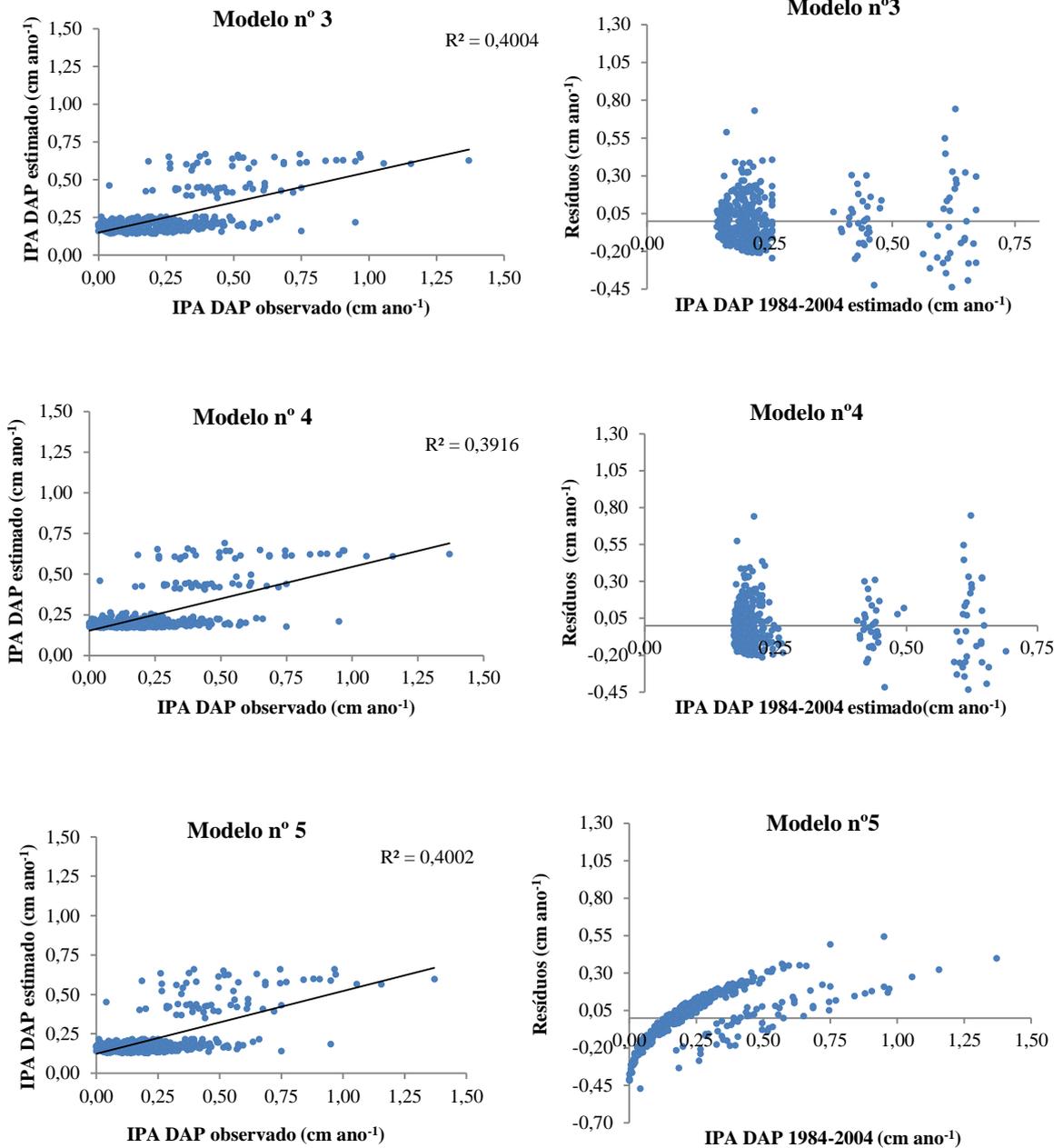
indicando que a transformação de raiz quadrada do IPA não trouxe melhoria. Já o erro do quarto modelo, apresentou um $Syx=65,37\%$, bem próximo do resultado alcançado pelo terceiro modelo, no entanto, ligeiramente maior, o que se induz a concluir que a transformação do índice de BAL, também não trouxe melhorias ao modelo ajustado.

Desta forma, dentre os cinco modelos ajustados, o que apresentou melhor desempenho foi o modelo 3, que apresentou o maior coeficiente de determinação do modelo ($R^2=0,400$) e o menor erro padrão da estimativa ($Syx= 64,90\%$).

A análise gráfica contribui para a melhor interpretação e escolha do melhor modelo ajustado (Figura 12).

Figura 12 - Análise gráfica dos resíduos e dos ajustes das equações resultantes da modelagem do incremento diamétrico.





Fonte: Elaboração própria.

As análises pelos gráficos dos resíduos versus os valores estimados se apresentam em dois padrões de figuras, onde apenas o modelo nº 1 não apresenta a inserção de grupos de espécies e os demais apresentam um gráfico que mostra a dispersão dos dados em três grupos.

A disposição dos resíduos no modelo nº 1 mostra que os mesmos estão muito dispersos do eixo zero, o que faz que se traduza a grandes subestimações e superestimações de crescimento. Já o que ocorre com o gráfico de resíduos dos modelos nº 2, 3, 4 e 5 é uma compartimentalização dos resíduos versus a estimativa da variável dependente por grupo. O modelo nº 2, por considerar apenas os grupos de espécies como variável independente,

apresenta a estimativa do incremento como uma média fixa para os diferentes grupos de espécies. O que também não traduz a um realismo biológico, produzindo desta forma, resíduos padronizados para cada grupo. O modelo nº 3, que considera além dos grupos de espécies, o índice de BAL, consegue captar melhor o realismo biológico, no entanto, ainda superestima os menores crescimentos, produzindo resíduos com alguns pontos de dispersão ao longo do eixo zero, mas ainda com uma camada concentrada nesta faixa.

O modelo nº 4 foi muito parecido com o modelo nº 3, no entanto, apresentou os resíduos mais dispersos do eixo zero. E o gráfico de resíduos do modelo nº 5, apresentou resíduos com padrões diferentes dentro de cada grupo, e em sua maior parte, subestimou os crescimentos, apresentando a maior dispersão de erros.

As análises dos gráficos entre os incrementos diamétricos observados e estimados, indicam a dispersão entre os valores. O gráfico do modelo nº 1 indica que os dados estão bem distribuídos ao longo da linha de regressão, no entanto, o maior incremento obtido por este modelo não ultrapassa $0,34 \text{ cm ano}^{-1}$, o que não representa a realidade. O modelo nº 2 apresenta valores estimados de $0,20 \text{ cm ano}^{-1}$ para o primeiro grupo, de $0,44 \text{ cm ano}^{-1}$ para o segundo grupo e de $0,62 \text{ cm ano}^{-1}$ para o terceiro grupo. Esta forma estratificada e padronizada de estimar o crescimento também não é boa, pois os dados reais não se comportam desta maneira. As estimativas do modelo nº 3, também apresentam certo tipo de estratificação, no entanto, existe uma maior variação dos diâmetros estimados, que variou de $0,14 \text{ cm ano}^{-1}$ a $0,67 \text{ cm ano}^{-1}$, o que se aproxima mais da realidade, porém ainda apresenta incrementos inferiores aos valores reais. O modelo nº 4 tem um comportamento similar ao modelo nº 3, no entanto com a estimativa de crescimentos maiores, que variaram de $0,17 \text{ cm ano}^{-1}$ a $0,69 \text{ cm ano}^{-1}$. Desta forma, este modelo praticamente não considera o crescimento com valores mais baixos, o que é muito comum em florestas naturais. Já o modelo nº 5, estima incrementos de $0,13 \text{ cm ano}^{-1}$ a $0,45 \text{ cm ano}^{-1}$, que são valores muitos baixos, quando comparados com os valores reais para esta mesma variável.

Portanto, pode-se dizer que nenhuma distribuição de resíduos foi satisfatória. No entanto, o modelo que apresentou maior R^2 (40,04%), o menor Syx (64,90%) e uma melhor distribuição dos resíduos, foi o modelo nº 3, que estima o incremento diamétrico em função dos grupos de espécies e do índice de BAL, sem considerar nenhuma transformação da variável dependente ou das independentes. E apesar de correlações baixas entre os índices de competição e o IPA, Tomé e Burkhart (1989) mencionam que a contribuição dos índices como variáveis em modelos de crescimento é significativa, o que corrobora com o modelo selecionado neste estudo, que inclui o índice de BAL.

a) Projeções de DAP (cm)

Apesar do desempenho estatístico baixo apresentado pelo melhor modelo, seguiu-se para a segunda etapa, que é projetar o DAP (cm) para o ano de 2011 e comparar com os dados reais de DAP coletados para o mesmo ano, assim como também, projetar a área basal e o volume em função do DAP (Tabela 15).

A projeção do diâmetro resultante da modelagem do incremento diamétrico é dada pelo DAP de 1984 e o acréscimo do incremento resultante do modelo nº 3, multiplicado pelo número de anos entre a primeira e a última medição, que é de 27 anos (1984 a 2011).

Tabela 15 - Área basal, DAP e volumes observados em 2011 e projetados para o mesmo ano.

Parcela	DAP médio (cm)		Área Basal (m ² ha ⁻¹)		Volume (m ³ ha ⁻¹)	
	Obs.	Proj.	Obs.	Proj.	Obs.	Proj.
1	40,92	40,95	15,80	15,84	167,08	167,68
2	42,29	42,69	22,20	22,50	236,42	239,79
3	40,48	40,08	16,82	16,23	176,94	169,62
Média	41,23	41,24	18,27	18,19	193,48	192,33

Fonte: Elaboração própria.

Observa-se que a projeção do diâmetro médio foi muito realista, apresentando dados muito similares aos reais. As projeções nas parcelas 1 e 2 levemente superestimaram o DAP (cm) e a parcela 3 apresentou um diâmetro projetado um pouco menor do que o real. Mas considerando a estimativa total, foi detectada uma diferença de apenas 0,04 cm.

A área basal (m² ha⁻¹) também apresentou boas projeções e seguiu o mesmo padrão das variações encontradas para a projeção do DAP (cm), o que já era esperado, pois a área basal é calculada em função do diâmetro. Nesta variável a diferença total foi de -0,24 m² ha⁻¹.

O volume (m³ ha⁻¹) projetado foi o que mais apresentou variação entre a comparação dos dados reais e projetados, no entanto, essa variação foi muito pequena. Sendo mais visível na parcela 3, onde os dados variaram cerca de 4% para menos, porém ainda considerado um percentual muito baixo. Considerando os dados totais, a diferença foi de -3,36 m³ ha⁻¹.

Os critérios de avaliação da projeção (Viés e Precisão) também foram calculados por parcela e por variável, assim como se mostra a Tabela 16.

Tabela 16 - Viés e precisão em percentagem calculados para as variáveis DAP, Área basal e Volume.

Variável	Viés (%)				Precisão (%)			
	P1	P2	P3	Total	P1	P2	P3	Total
DAP médio (cm)	-0,07%	-0,95%	0,98%	-0,08%	9,11%	9,61%	12,09%	10,31%
Área basal (m ² ha ⁻¹)	-0,25%	-1,37%	3,47%	0,44%	16,74%	20,18%	25,92%	21,24%
Volume (m ³ ha ⁻¹)	-0,36%	-1,43%	4,14%	0,58%	18,41%	22,65%	29,19%	23,78%

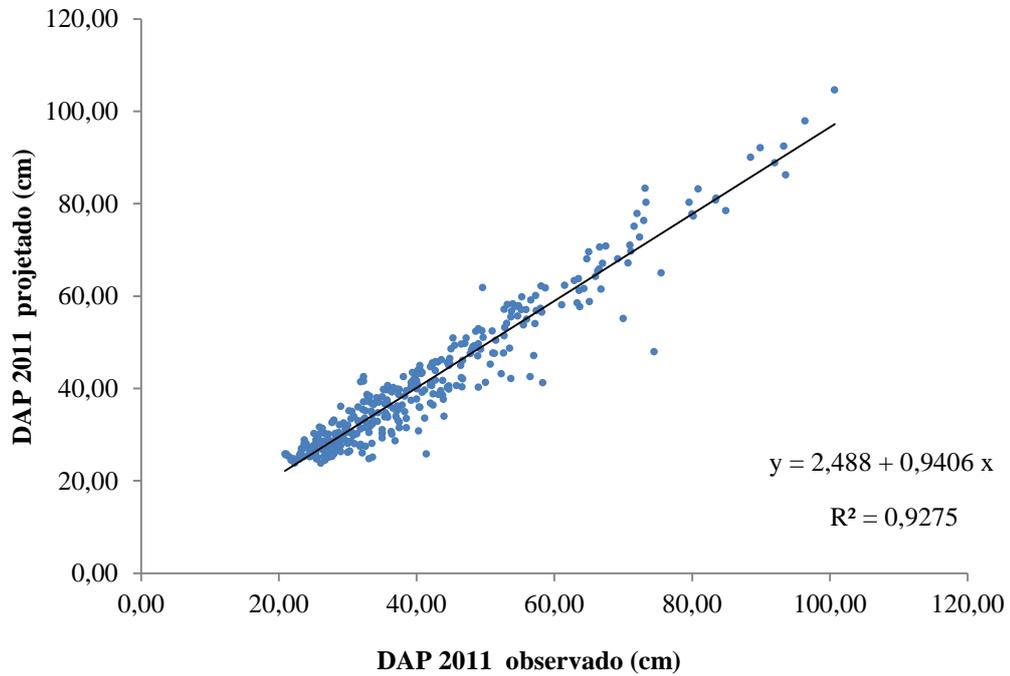
Fonte: Elaboração própria.

Pode-se notar que a projeção do DAP (cm), apresentou uma variação de -0,08% em relação aos valores reais, ou seja, os valores reais são um pouco menores. E a sua precisão total foi de 10,31%, indicando que apenas esse percentual variou em relação à média dos dados. A área basal variou 0,44% em relação aos valores reais, indicando que os valores reais são um pouco maiores do que os projetados. A precisão foi de 21,24%, com uma maior dispersão em relação aos valores médios. Já o volume apresentou um viés de 0,58%, mostrando que os valores reais são um pouco maiores. A precisão para o volume foi a maior dentre todas as variáveis avaliadas, de 23,78%, indicando que os volumes estimados por hectare variaram mais em relação à média do que as variáveis DAP e de área basal.

De uma maneira geral, os resultados de viés (%) foram muito baixos, não atingindo 1% de variação entre os dados reais e os projetados. E apesar dos resultados de precisão (%) serem relativamente mais altos, ainda representam uma variação de dados em relação à média real muito baixa. Para o diâmetro, esta variação foi em torno de 10%, o que condiz com os resultados de erros geralmente aceitos quando no uso de técnicas de amostragem em inventário florestal. E mesmo uma precisão não tão otimista para a área basal e volume, ainda sim, os resultados não foram tão altos e subestimaram os resultados, o que faz com que estas informações sejam utilizadas com maior segurança.

A análise gráfica das projeções foi realizada, com o objetivo de verificar a qualidade das informações. Foi calculado o R² da projeção, que representa a relação entre o DAP projetado pela equação n° 3 e o DAP real medido em 2011, que foi de R² =0,928. Esta projeção pode ser visualizada na Figura 13.

Figura 13 - Gráfico de DAP 2011 observado (cm) versus o DAP 2011 projetado (cm), pelo melhor modelo ajustado na modelagem do incremento diamétrico.

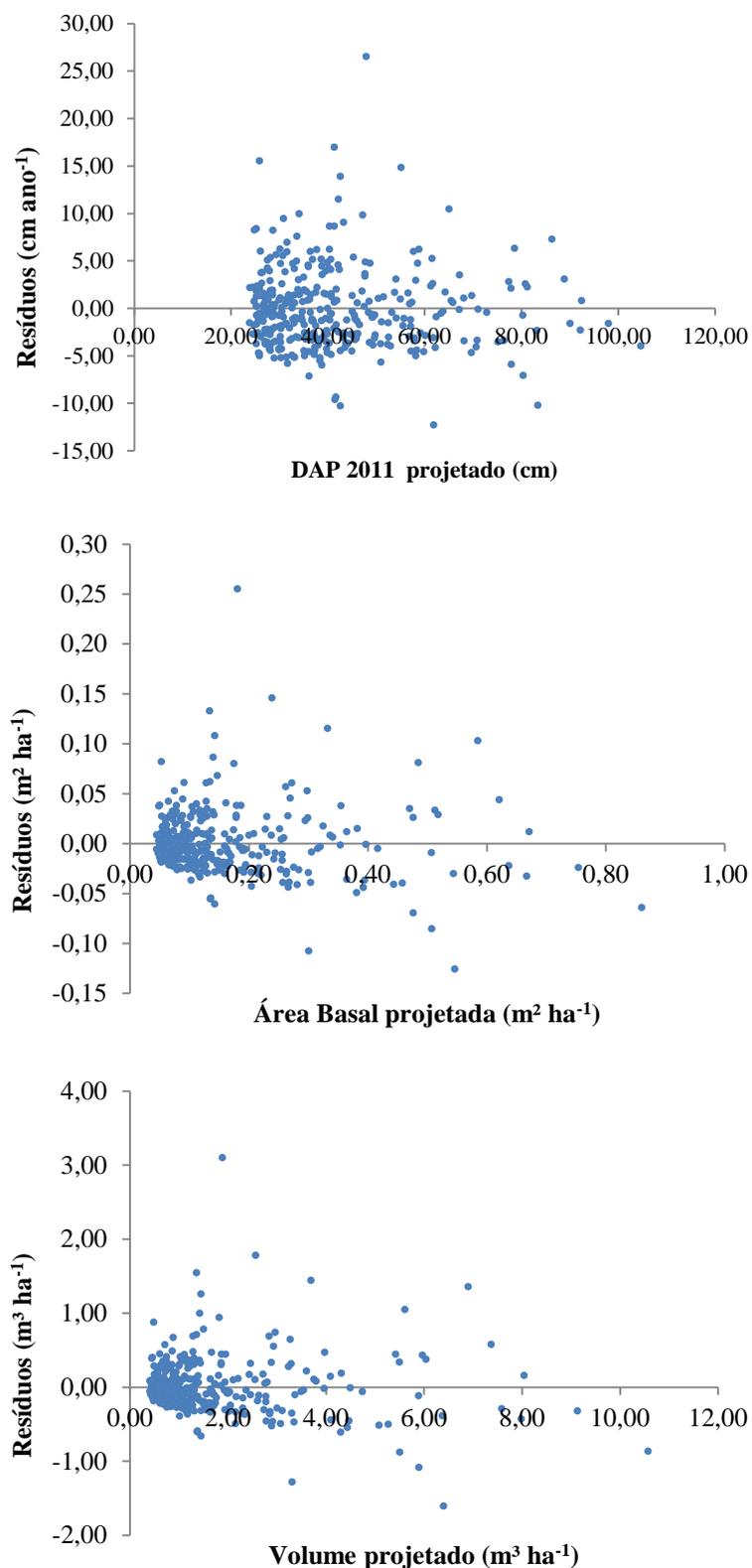


Fonte: Elaboração própria.

Nota-se que incremento diamétrico estimado pelo modelo nº 3, empregado no modelo de projeção $DAP_{2011 \text{ projetado}} = DAP_{1984 \text{ real}} + (IMA * 27 \text{ anos})$, resultou em uma boa estimativa diamétrica com os dados bem distribuídos em torno da reta da regressão.

Os resíduos entre os valores reais e projetados foram calculados também para cada variável projetada, como mostra a Figura 14.

Figura 14 - Gráfico de resíduos da variável DAP (cm), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) pelo melhor modelo selecionado na modelagem do incremento.



Fonte: Elaboração própria.

A análise gráfica entre as variáveis observadas e os resíduos ($y_i - \hat{y}_i$), avaliadas de forma individual, mostra mais claramente a qualidade das projeções. Os resíduos da variável diâmetro se concentraram mais próximo da linha zero entre as classes diamétricas de 20 a 39,99 cm, onde apresentaram uma dispersão dos valores reais em torno de - 5 cm a 5 cm, tendo mais árvores abaixo do eixo zero. Desta forma, a projeção do diâmetro se apresenta de forma a projetar diâmetros maiores do que os reais para as classes diamétricas menores do que 40 cm.

No caso da área basal e do volume, a mesma tendência foi observada para uma maior dispersão de dados entre as classes diamétricas de 20 a 39,99 cm, o que corresponde as menores classes de área basais e de volumes no gráfico. O gráfico de resíduos do volume indica a maior dispersão dos valores em relação aos demais gráficos.

As médias dos resíduos projetados para a variável DAP (cm) variaram de -2,61 cm (-6,87%) a 3,53 cm (8,56%), para o área basal foi de -0,018 m² (-12,01%) a 0,025 m² (16,29%) e para o volume de -0,019 m³(-1,18%) a 0,025 m³ (1,54%).

6.3.3 Modelagem da autocorrelação do crescimento

Foram ajustados 54 modelos para estimar o incremento diamétrico em função do incremento em diâmetro, índice de BAL e dos grupos de espécies, no entanto, apenas 24 modelos apresentaram parâmetros significativos ($\alpha = 0,05$). Uma seleção previa foi realizada, descartando os modelos que obtiveram um R² menor do que 35% e então, restaram apenas 10 modelos, que podem ser visualizados na Tabela 17.

O coeficiente de determinação (R²) variou entre 0,365 a 0,586 e o erro padrão da estimativa (Syx%) entre 62,14 a 76,97. O desempenho entre os modelos que consideraram apenas como variável independente o IPA do período de 1984 a 1994 (Modelos de 1 a 4), foram muito similares aos modelos que consideraram também outras variáveis (Modelos de 5 a 9), como os grupos de espécies, diferindo ligeiramente no tamanho do erro, que foi menor para os modelos com mais variáveis. O modelo nº 10 considera além dos grupos de espécies o índice de BAL, o que não mostrou ser um bom ajuste, sendo o responsável em apresentar o menor R² (0,362) e o maior Syx% (76,97).

Tabela 17 - Equações ajustadas, com suas respectivas estatísticas de ajuste e precisão para a estimativa do IPA DAP (cm ano⁻¹) pela modelagem da autocorrelação do crescimento.

Nº	Modelos sem grupos	Coefficientes	p- valor	Teste F	R ²	Syx%	
1	IPA DAP ₍₁₉₉₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1. IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₁₉₉₄₎	b0=	0,0310	0,006	453,10	0,536	65,63
		b1=	0,7323	0,000			
2	IPA DAP ₍₁₉₉₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1. $\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1984-1994)}}$	b0=	-0,1217	0,000	363,71	0,481	69,41
		b1=	0,7372	0,000			
3	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1994-2004)}} = b0 + b1 \cdot \text{IPA DAP}_{(1984-1994)}$	b0=	0,2314	0,000	356,57	0,476	68,26
		b1=	0,7036	0,000			
4	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1994-2004)}} = b0 + b1 \cdot \sqrt{\text{IPA DAP}_{(1984-1994)}}$	b0=	0,0602	0,002	378,52	0,491	67,16
		b1=	0,7592	0,000			
Modelos com grupos		Coefficientes	p- valor	Teste F	R ²	Syx%	
5	IPA DAP ₍₁₉₉₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1. G2 + b2. G3 + b3. IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₁₉₉₄₎	b0=	0,0475	0,000	184,26	0,586	62,14
		b1=	0,2055	0,000			
		b2=	0,0929	0,001			
		b3=	0,5834	0,000			
6	IPA DAP ₍₁₉₉₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1. G2 + b2. G3 + b3. $\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1984-1994)}}$	b0=	-0,0679	0,000	165,47	0,560	64,09
		b1=	0,2507	0,000			
		b2=	0,1028	0,000			
		b3=	0,5648	0,000			
7	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1994-2004)}} =$ b0 + b1. G2 + b2. G3 + b3. IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₁₉₉₄₎	b0=	0,2421	0,000	131,04	0,502	64,47
		b1=	0,1330	0,000			
		b2=	0,1009	0,001			
		b3=	0,5954	0,000			
8	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1994-2004)}} =$ b0 + b1. G2 + b2. G3 + b3. Ln IPA DAP ₍₁₉₈₄₋₁₉₉₄₎	b0=	0,5909	0,000	124,66	0,490	66,74
		b1=	0,2250	0,000			
		b2=	0,1295	0,000			
		b3=	0,1178	0,000			
9	$\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1994-2004)}} =$ b0 + b1. G2 + b2. G3 + b3. $\sqrt{\text{IPA DAP}_{(1984-1994)}}$	b0=	0,0963	0,000	143,63	0,525	62,70
		b1=	0,1572	0,000			
		b2=	0,0961	0,001			
		b3=	0,6408	0,000			
10	IPA DAP ₍₁₉₉₄₋₂₀₀₄₎ = b0 + b1. G2 + b2. G3 + b3. BAL	b0=	0,2326	0,000	74,82	0,365	76,97
		b1=	0,4315	0,000			
		b2=	0,2241	0,000			
		b3=	-0,0214	0,002			

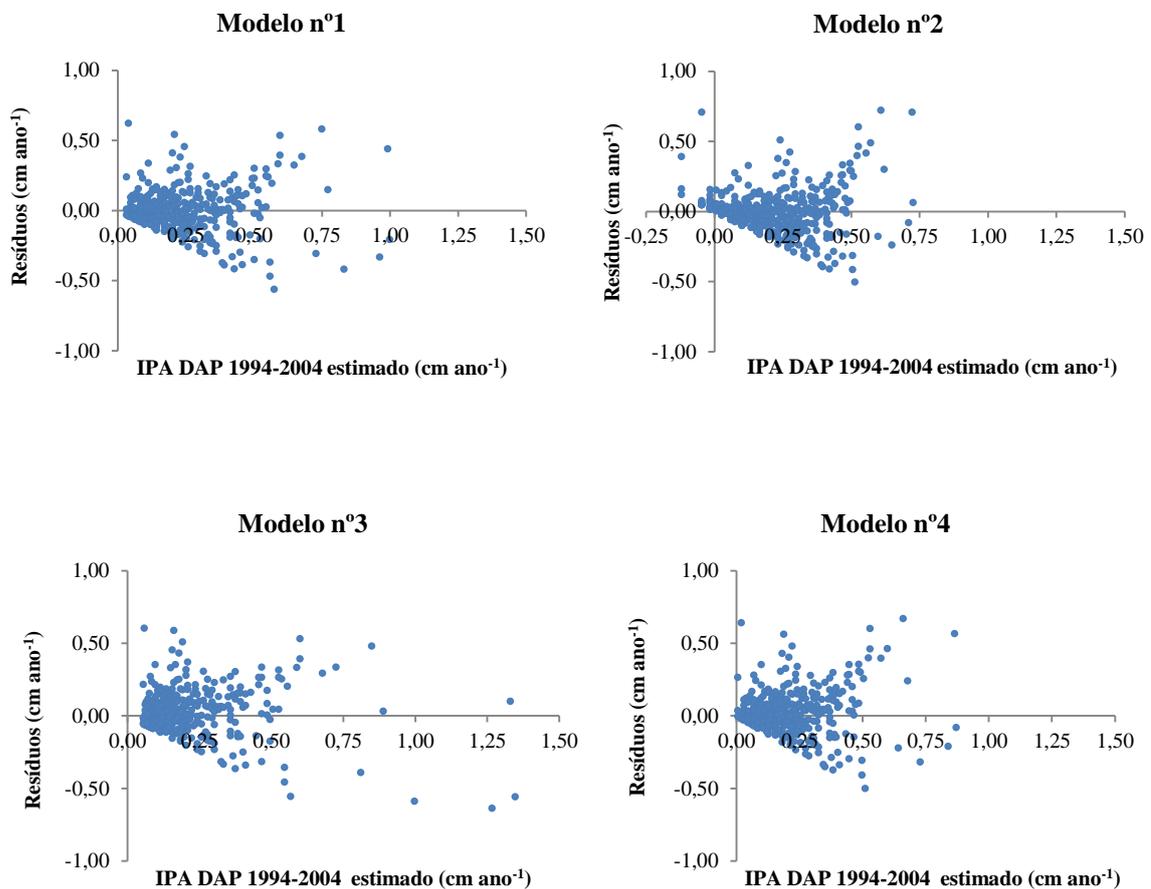
Fonte: Elaboração própria.

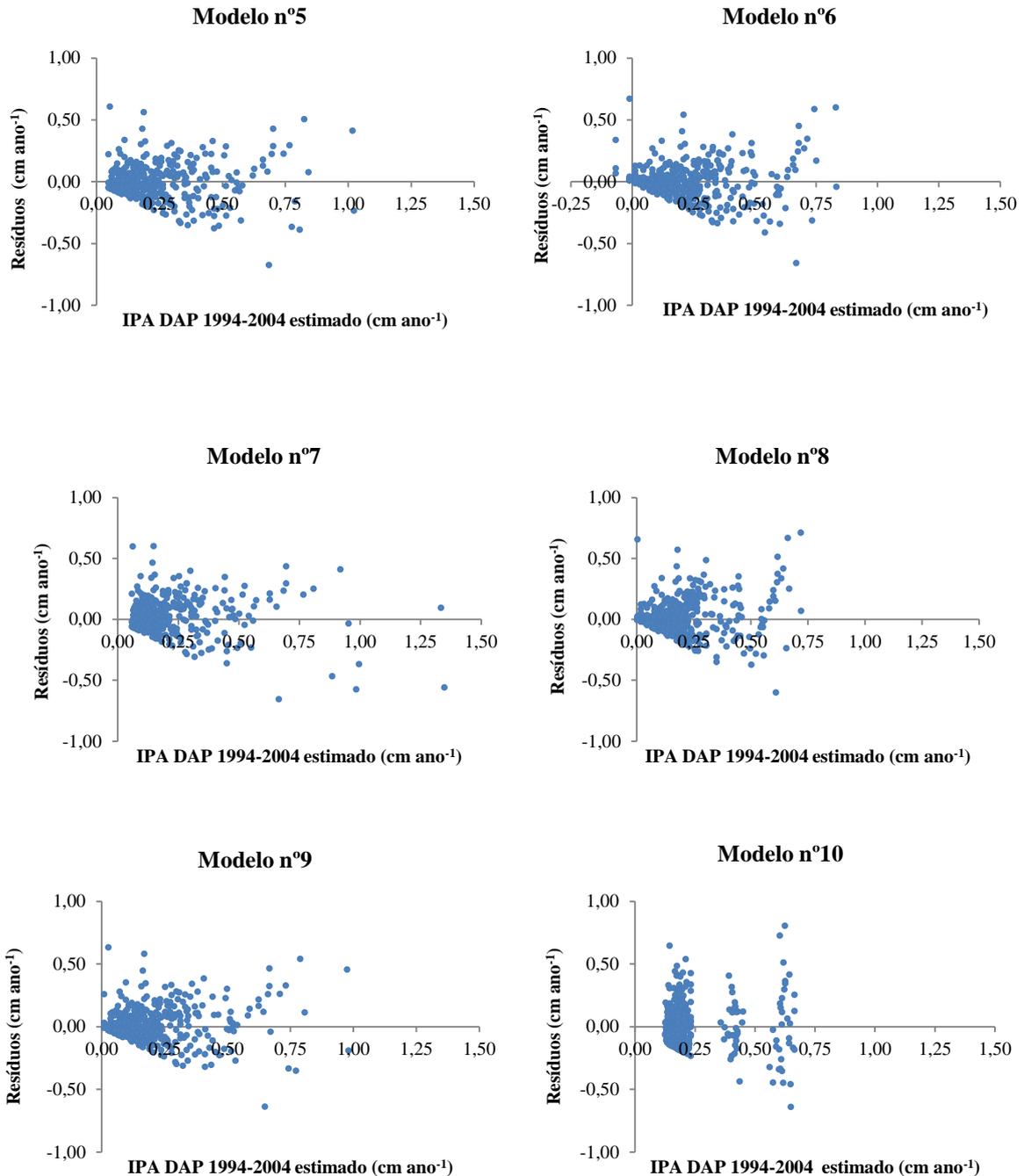
Notas: F_{tab 0,05} = 3,84; Grupo de espécies (G1= grupo 1, G2= grupo 2 e G3= grupo 3).

Apesar de ainda não apresentar R^2 alto, a modelagem da autocorrelação apresentou um maior desempenho do que a modelagem do incremento. Hilt (1983) assumiu a autocorrelação dos incrementos sucessivos e a implementou em seus cálculos. Swaine et al. (1987) relataram a correlação significativa entre as observações de incremento sucessivas e descobriram que este comportamento persistiu durante vários anos.

O gráfico de resíduos ajuda a visualizar a dispersão do erro, obtido pelo modelo ajustado, onde quanto maior disperso ao longo do eixo zero for esse erro, melhor é a qualidade do ajuste (Figura 15).

Figura 15 - Gráfico de resíduos da variável estimada IPA 1994-2004 (cm ano^{-1}) pela modelagem da autocorrelação do crescimento.





Fonte: Elaboração própria.

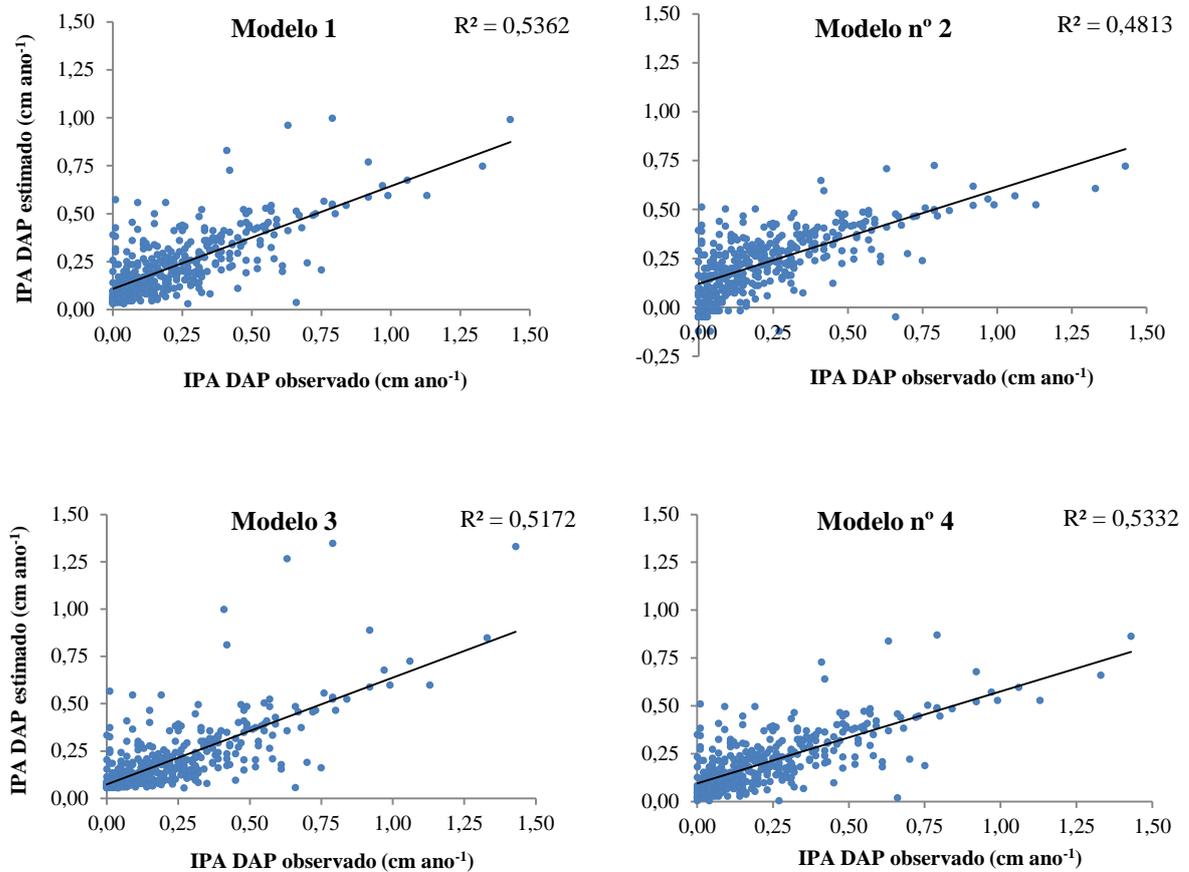
Todos os modelos apresentaram a distribuição dos resíduos muito similares, com exceção ao modelo n° 10, onde os resíduos foram mais padronizados em relação aos grupos de espécies. Nenhum gráfico de resíduos foi considerado satisfatório em sua análise. Os modelos n° 2 e 6 estimaram crescimento negativo e, portanto, não representam a realidade. Os demais modelos apresentaram muitos resíduos localizados entre a faixa de -0,20 a 0,20 cm ano⁻¹, porém alguns modelos com uma maior concentração de dados próximo ao eixo zero e outros mais distantes.

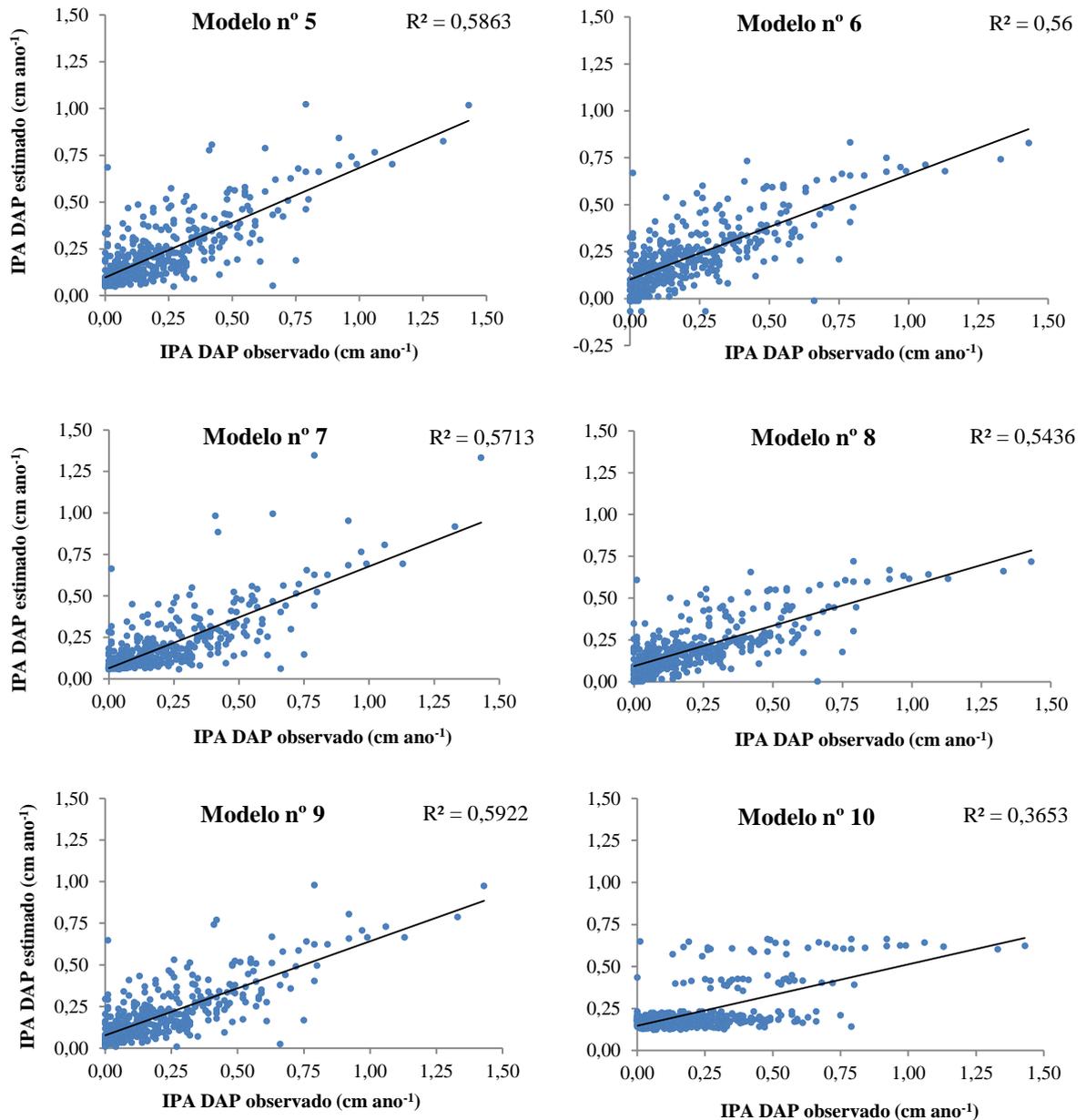
Entre a categoria de modelos apenas em função do incremento (modelos de 1 a 4), a melhor distribuição de resíduos foi no modelo nº 1 e 4, onde os resíduos mais dispersos encontram-se mais próximos do eixo zero do que o modelo nº 3, visto que o modelo nº 2 estimou diâmetros negativos e não seria selecionado.

Na categoria que envolve os modelos restantes (modelos 5, 6, 7, 8, 9 e 10), os melhores gráficos foram os do modelo nº 5 e nº 9. O modelo nº 6 estima crescimento negativo, o nº 7 apresenta alguns pontos muito longe do eixo zero, o nº 8 mostrou uma tendenciosidade a estimar incrementos maiores para árvores com incremento mais altos e o modelo nº 10 os resíduos foram mais padronizados.

Os gráficos que representam a qualidade do ajuste envolvem as variáveis observadas e as estimadas (Figura 16).

Figura 16 - Gráfico de ajustamento da variável estimada com a variável observada, IPA DAP 1994-2004 (cm ano^{-1}), pela modelagem da autocorrelação do crescimento.





Fonte: Elaboração própria.

Entre os modelos que estimaram o crescimento diamétrico empregando apenas o incremento do período imediatamente anterior ao estimado (modelos de 1 a 4), a análise gráfica entre as variáveis observadas e estimadas apresentou um melhor ajuste no modelo nº 1, que apresentou uma dispersão de incremento entre 0,03 a 1,0 cm ano⁻¹. O modelo nº 2 apresentou dados negativos (-0,12 a 0,73 cm ano⁻¹), o modelo nº 3 apresentou um ajuste com tendência a superestimar o crescimento diamétrico (0,05 a 1,35 cm ano⁻¹) e o modelo nº 4 (0,0 a 0,87 cm ano⁻¹) apresentou um gráfico muito parecido com o modelo nº 1, porém com uma maior dispersão dos pontos.

Os demais modelos que consideram mais variáveis independentes (modelos 5, 6, 7, 8, 9 e 10), apresentaram um ajuste muito similar entre o modelo nº 5 (0,05 a 1,02 cm ano⁻¹) e o modelo nº 9 (0,01 a 0,98 cm ano⁻¹). No entanto, o modelo nº 9 emprega variáveis transformadas e, portanto, é preferível escolher entre estes dois modelos o modelo nº 5 que não se utiliza de transformações. O modelo nº 6 apresenta dados negativos (-0,07 a 0,83 cm ano⁻¹), o modelo nº 7 (0,06 a 1,35 cm ano⁻¹) apresenta alguns pontos muito longe da reta, o modelo nº 8 mostra uma subestimação do crescimento (0,0 a 0,72 cm ano⁻¹), onde os pontos estão mais concentrados no início da reta. E o modelo nº 10 apresenta uma compartimentalização, conforme o grupo de espécies, que foi de 0,13 a 0,66 cm ano⁻¹, o que gera uma estimativa não muito real dos dados.

Portanto, pode-se dizer que as análises gráficas dos resíduos e dos ajustes apontaram como melhores equações, o modelo nº 1 e o modelo nº 5. As estatísticas de seleção do modelo também indicam o modelo nº 1 ($R^2 = 0,536$ e $Syx\% = 65,63$) e o modelo escolhido pela análise gráfica é o modelo nº 5 ($R^2 = 0,586$ e $Syx\% = 62,14$).

a) Projeções de DAP (cm)

A projeção do DAP foi realizada considerando as duas melhores equações ajustadas pela modelagem da autocorrelação do crescimento, que foram o modelo nº 1 e o nº 5. As projeções para o ano de 2011 das variáveis DAP (cm), de área basal (m² ha⁻¹) e de volume (m³ ha⁻¹) foram comparadas com os dados reais coletados no mesmo ano (Tabela 18).

Tabela 18 - Área basal, DAP e volumes observados em 2011 e projetados para o mesmo ano.

Parcela	Projeções - Modelo nº 1					
	DAP (cm)		Área Basal (m ² ha ⁻¹)		Volume (m ³ ha ⁻¹)	
	Obs.	Proj.	Obs.	Proj.	Obs.	Proj.
1	40,92	40,75	15,80	15,61	167,08	164,76
2	42,29	41,89	22,20	21,71	236,42	230,53
3	40,48	39,89	16,82	16,18	176,94	169,19
Média	41,23	40,84	18,27	17,83	193,48	188,16
Parcela	Projeções - Modelo nº 5					
	DAP (cm)		Área Basal (m ² ha ⁻¹)		Volume (m ³ ha ⁻¹)	
	Obs.	Proj.	Obs.	Proj.	Obs.	Proj.
1	40,92	38,12	15,80	13,79	167,08	144,01
2	42,29	39,88	22,20	19,77	236,42	208,14
3	40,48	37,38	16,82	14,27	176,94	147,51
Média	41,23	38,46	18,27	15,94	193,48	166,55

Fonte: Elaboração própria.

Observa-se que a projeção do DAP (cm) foi mais similar aos dados reais no modelo nº 1, apresentando uma diferença de -0,39 cm, contra -2,74 cm no modelo nº 5. Considerando a área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$), o modelo nº 1 projetou a variável com apenas $-1,31 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$, contra $-6,98 \text{ m}^2 \text{ha}^{-1}$ do modelo nº 5. A mesma tendência também foi observada para o volume, onde o modelo nº 1 projetou uma diferença de $-15,97 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$ do valor real e o modelo nº 5, um valor de $-80,78 \text{ m}^3 \text{ha}^{-1}$.

Os critérios de avaliação das projeções (Viés e Precisão) também foram calculados por parcela e por variável, assim como mostra a Tabela 19.

Tabela 19 - Viés e precisão em percentagem calculados para as variáveis DAP, Área basal e volume.

Variável	Modelo nº 1							
	Viés (%)				Precisão (%)			
	P1	P2	P3	Total	P1	P2	P3	Total
DAP (cm)	0,42%	0,94%	1,45%	0,95%	5,39%	5,62%	6,91%	5,98%
Área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	1,19%	2,20%	3,80%	2,40%	11,62%	12,35%	16,25%	13,43%
Volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	1,39%	2,49%	4,38%	2,75%	13,26%	13,96%	18,67%	15,30%
Variável	Modelo nº 5							
	Viés (%)				Precisão (%)			
	P1	P2	P3	Total	P1	P2	P3	Total
DAP (cm)	6,86%	5,69%	7,65%	6,65%	6,08%	7,09%	9,32%	7,61%
Área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$)	12,73%	10,94%	15,13%	12,74%	13,82%	16,24%	23,10%	17,95%
Volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$)	13,80%	11,96%	16,63%	13,92%	16,04%	18,47%	26,81%	20,65%

Fonte: Elaboração própria.

Nota-se que a projeção do DAP (cm) no modelo nº 1, apresentou uma variação de 0,95% em relação aos valores reais, ou seja, os valores reais são um pouco maiores. No entanto, essa diferença foi 6,65% para a projeção com o modelo nº 5, ou seja, muito superior aos resultados obtidos pela equação nº 1. A área basal variou 2,40% em relação aos valores reais com a projeção do modelo nº 1, indicando que os valores reais são um pouco maiores do que os projetados, porém, para o outro modelo essa diferença foi de 15,13%. Já o volume apresentou um viés de 2,75% para o modelo nº 1, mostrando que os valores reais são um pouco maiores, o que para o modelo nº 5 foi de 13,92%. A precisão para o volume foi a maior dentre todas as variáveis avaliadas, de 15,30% e 20,65%, indicando que os volumes estimados por hectare variaram mais em relação à média do que as variáveis DAP e de área basal.

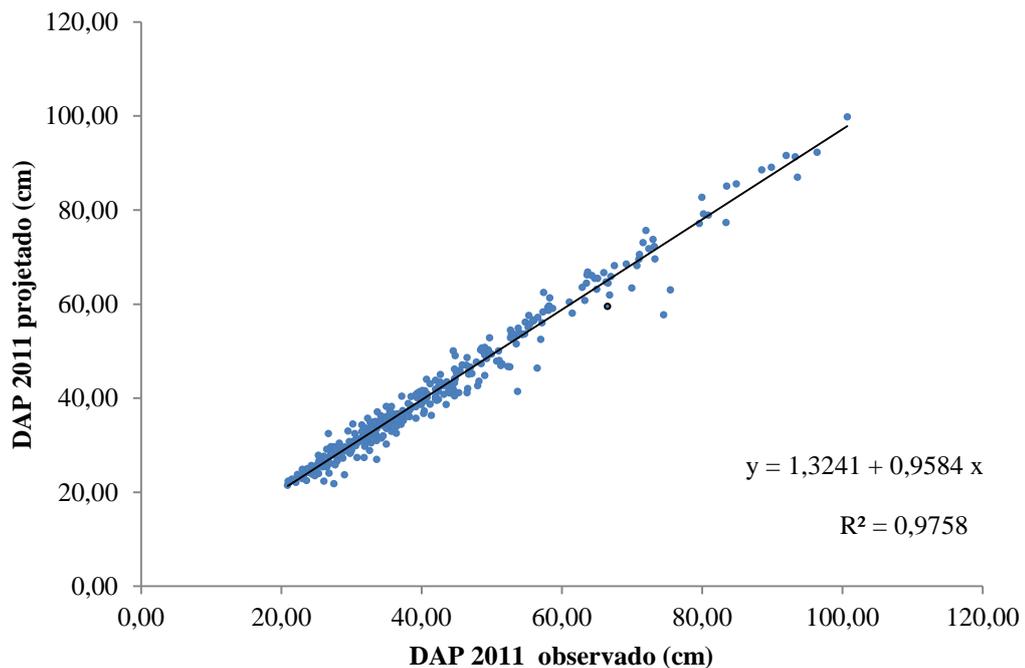
De uma forma geral, os resultados de viés (%) para o modelo nº 1 foram muito baixos, não atingindo 3% de variação entre os dados reais e os projetados e a precisão em torno de

15%. Já o modelo n° 5 apresentou um viés (%) maior, porém, permaneceu abaixo de 14%, no entanto, a dispersão dos erros foi maior, apresentando uma precisão em torno de 21%.

Portanto, avaliando os dois modelos, as melhores projeções ocorreram no modelo n° 1, que considera que a estimativa do IPA de 1994-2004 é melhor obtida quando se considera apenas o incremento do período anterior ao estimado, sem considerar grupos de espécies ou índices de competição.

A análise gráfica das projeções também foi realizada, com o objetivo de averiguar a qualidade das informações. O coeficiente de determinação foi recalculado para a projeção diamétrica (R^2 da projeção) e este cálculo resultou em um $R^2 = 0,976$. Esta projeção pode ser visualizada na Figura 17.

Figura 17 - Gráfico de DAP 2011 observado (cm) versus o DAP 2011 projetado (cm), pelo melhor modelo ajustado na modelagem da autocorrelação do crescimento.

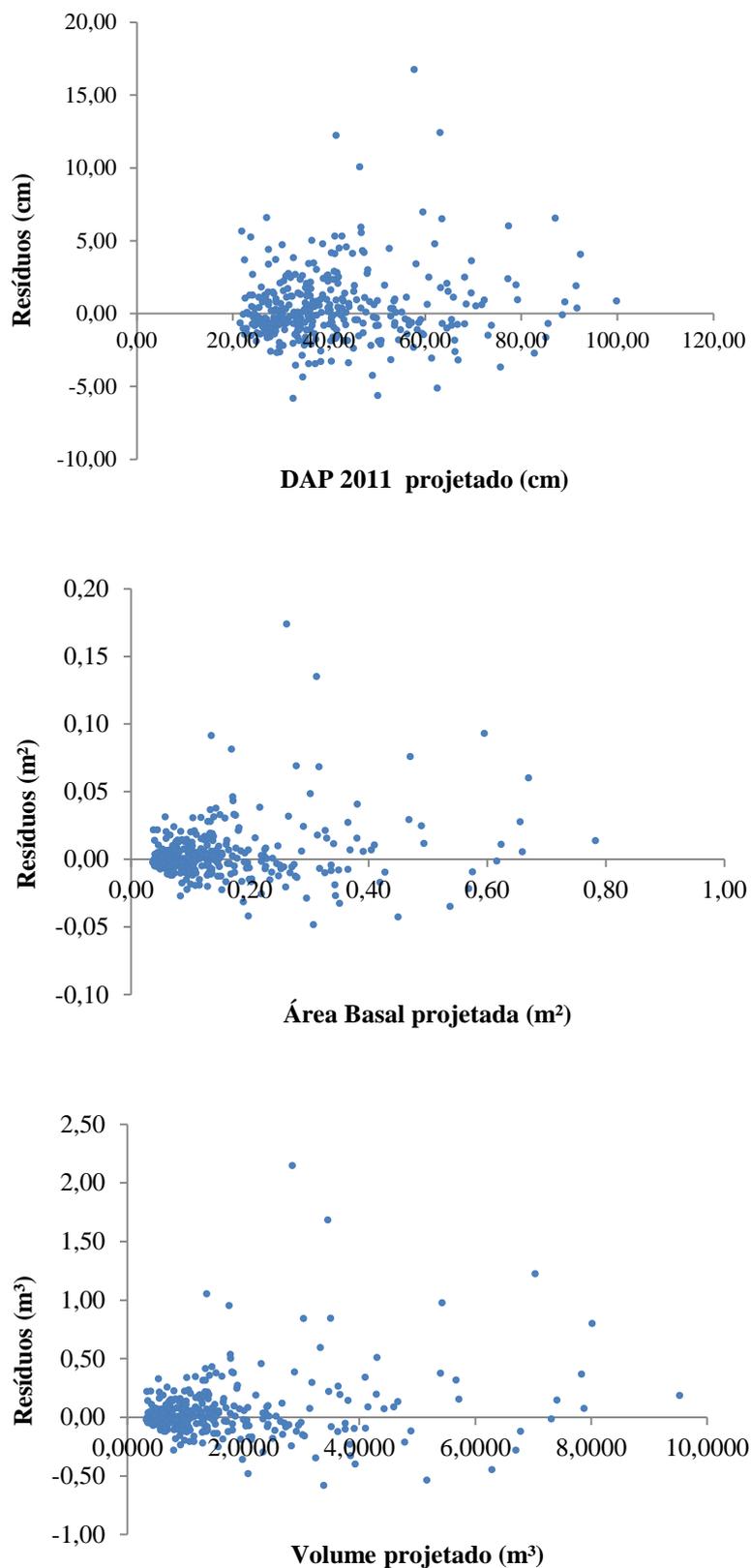


Fonte: Elaboração própria.

O incremento diamétrico estimado pelo modelo n° 1, empregado no modelo de projeção $DAP\ 2011_{projetado} = DAP\ 1994_{observado} + (IMA. 17\ anos)$, resultou em uma boa estimativa diamétrica com os dados bem distribuídos em torno da reta da regressão.

Os resíduos entre os valores reais e projetados foram calculados também para cada variável projetada, como mostra a Figura 18.

Figura 18 - Gráfico de resíduos da variável DAP (cm), área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) e volume ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) pelo melhor modelo selecionado na modelagem da autocorrelação do crescimento.



Fonte: Elaboração própria.

Os resíduos da variável diâmetro se concentraram mais próximo da linha zero entre as classes diamétricas de 20 a 39,99 cm. Assim, com na modelagem do incremento diamétrico, a projeção do diâmetro se apresenta de forma bem espalhada em torno do eixo zero, no entanto parece que na modelagem da autocorrelação os diâmetros sofreram menos superestimativas. A mesma tendência foi observada para a área basal e o volume, o que corresponde as menores classes de área basais e de volumes no gráfico.

As médias dos resíduos projetadas para a variável DAP (cm) variaram de -1,43 cm (-3,52%) a 1,88 cm (4,60%), para a área basal foi de -0,009 m² (-16,33%) a 0,014 m² (9,18%) e para o volume de -0,107 m³ (-6,83%) a 0,159 m³ (10,13%).

6.3.4 Melhores projeções

Com o intuito de verificar qual abordagem da modelagem apresentou o melhor desempenho nas projeções das variáveis da floresta, foram compilados os resultados na Tabela 20.

Os melhores modelos foram:

9 Modelagem do incremento diamétrico (Modelo n°3)

$$\text{IPA DAP}_{(1984-2004)} = b_0 + b_1 \cdot G_2 + b_2 \cdot G_3 + b_3 \cdot \text{BAL}$$

$$\text{IPA DAP}_{(1984-2004)} = 0,2545 + 0,4161 \cdot G_2 + 0,2301 \cdot G_3 - 0,0224 \cdot \text{BAL}$$

$$R^2 = 0,40 \text{ e } S_{yX}\% = 64,90;$$

9 Modelagem da autocorrelação do crescimento diamétrico (Modelo n° 1)

$$\text{IPA DAP}_{(1994-2004)} = b_0 + b_1 \cdot \text{IPA DAP}_{(1984-1994)}$$

$$\text{IPA DAP}_{(1994-2004)} = 0,0310 + 0,7323 \cdot \text{IPA DAP}_{(1984-1994)}$$

$$R^2 = 0,54 \text{ e } S_{yX}\% = 65,63;$$

Tabela 20 - Avaliação final das melhores projeções para as variáveis DAP (cm), área basal (m² ha⁻¹) e volume (m³ ha⁻¹), pela modelagem do incremento e pela modelagem da autocorrelação do crescimento diamétrico.

Variável	Viés (%)		Precisão (%)	
	MI	MA	MI	MA
DAP (cm)	-0,08%	0,95%	10,31%	5,98%
Área basal (m ² ha ⁻¹)	0,44%	2,40%	21,24%	13,43%
Volume (m ³ ha ⁻¹)	0,58%	2,75%	23,78%	15,30%

Fonte: Elaboração própria.

Notas: MI = modelagem do incremento diamétrico; MA= Modelagem da autocorrelação do crescimento.

A modelagem do crescimento de árvores individuais empregada com o objetivo de projetar o diâmetro futuro, bem como também outras variáveis, apresentou resultados adequados com a realidade nas duas abordagens avaliadas. Tanto a modelagem do incremento em diâmetro como a modelagem da autocorrelação do crescimento diamétrico, parecem ser logicamente consistentes e biologicamente realistas, pois suas projeções forneceram estimativas razoáveis do DAP, da área basal e do volume.

Pode-se observar que de maneira geral o viés para as duas abordagens foi baixo, não passando de 3%. No entanto, a magnitude dos erros, avaliada pela precisão foi maior para a projeção pela modelagem do incremento. Portanto, pode-se dizer que, apesar de um viés um pouco maior, a modelagem da autocorrelação é a mais indicada, pois mostrou ser mais precisa em projetar as variáveis.

A modelagem da autocorrelação mostrou ser uma alternativa viável na projeção diamétrica, quando se tem disponível apenas informações de parcelas permanentes, sem a necessidade de coletar novas informações. Mesmo sem considerar os grupos de espécies, as projeções de DAP (cm) conseguiram apresentar um erro menor do que 1% e uma variação menor do que 6% entre os dados reais e projetados.

Já na modelagem do incremento, pode-se empregar tanto parcelas permanentes como temporárias e exige a utilização de um agrupamento de espécies com características similares e a inserção da informação da competição entre as árvores. Desta forma, este modelo torna-se mais flexível, no entanto demanda mais cálculos. As projeções de DAP (cm) produziram um erro menor do que -0,1% e uma variação de erros em torno de 10%.

6.4 Conclusão

A modelagem do crescimento de árvores individuais empregada com o objetivo de projetar o diâmetro apresentou resultados adequados com a realidade nas duas abordagens avaliadas. Tanto a modelagem do incremento em diâmetro como a modelagem da autocorrelação do crescimento diamétrico, produziram projeções muito próximas aos valores reais. No entanto, a modelagem da autocorrelação apresentou um desempenho ligeiramente melhor em relação a outra abordagem.

A modelagem da autocorrelação se apresentou como uma alternativa na projeção diamétrica, quando se tem disponível apenas informações de parcelas permanentes, sem a necessidade de coletar novas informações. Mesmo sem considerar os grupos de espécies, as

projeções de DAP (cm) conseguiram apresentar um erro menor do que 1% e uma variação menor do que 6% entre os dados reais e projetados.

Já a modelagem do incremento, pode empregar tanto parcelas permanentes como temporárias, exige a utilização de um agrupamento de espécies com características similares e a inserção da informação da competição entre as árvores. Desta forma, este modelo torna-se mais flexível, no entanto demanda mais cálculos. As projeções de DAP (cm) produziram um erro menor do que -0,1% e uma variação de erros em torno de 10%.

6.5 Recomendações

Estudos voltados à modelagem de autocorrelação devem ser incentivados com o objetivo de verificar em quantos anos sucessivos de medições diamétricas se pode empregar essa abordagem, com vistas a simplificar a obtenção de informações futuras como subsídio do manejo de florestas tropicais naturais.

REFERÊNCIAS

ALDER, D. OAVIKA, F., SANCHEZ, M., SILVA, J.N.M., van der HOUT, P., RIGHT, H.L. A comparison of species growth rates from four moist tropical forest regions using increment-size ordination. **International Forestry Review**, v. 4, n.3, 196-205, set. 2002.

ALDER, D.; SILVA, J. N. M. An empirical cohort model for the management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 130, n.1-3, p. 141–157, mai. 2000.

ALDER, D. **Growth Modelling for Mixed Tropical Forests**. Department of Plant Sciences, University of Oxford: Tropical Forestry Paper, v. 30, 1995. 231 p.

ALDER, D.; SYNNOTT, T. J. **Permanent sample plot techniques for mixed tropical forest**. Oxford: Forestry Institute, 1992. 124 p. (Tropical Forestry Paper, 25).

APARÍCIO, P. da S. **Subsídios para o manejo sustentável na floresta estadual do Amapá: estrutura e dinâmica**. 2013. 138 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade Tropical) - Fundação Universidade Federal do Amapá, Macapá-AP, 2013.

AZEVEDO, C. P. de, SILVA, J. N. M., SOUZA, C. R. de e SANQUETTA, C. R. Eficiência de tratamentos silviculturais por anelamento na floresta do Jari, Amapá. **Floresta**, Curitiba-PR, v. 42, n. 2, p. 315-324, abr. 2012.

BRIENEN, R. J.W.; ZUIDEMA, P.A.; DURING, H. J. Autocorrelated growth of tropical forest trees: unraveling patterns and quantifying consequences. **Forest Ecology and Management**, v.237, n.1-3, p.179-190, jan/mar. 2006.

BULLOCK, S.H.; TURNER, R.M.; HASTINGS, J.R.; ESCOTO-RODRIGUEZ, M.; LOPEZ, Z.R.A.; RODRIGUEZ-NAVARRO, J.L. Variance of size-age curves: bootstrapping with autocorrelation. **Ecology**, n. 85, n.8, p. 2114-2117, ago. 2004.

BURKHART, E.H.; TOMÉ, M. **Modeling Forest Trees and Stands**. Springer, New York, NY, USA. 2012. 460 p.

BRUCE, D.; SCHUMACHER, F.X. **Forest Mensuration**. New York, USA: McGraw-Hill, 483 p., 1950.

CALEGÁRIO, N.; CALEGARIO, C.L.L.; MAESTRI, R. e DANIELS, R. Melhoria da qualidade de ajuste de modelos biométricos florestais pelo emprego da teoria dos modelos não lineares generalizados. **Scientia Forestalis**, n.69, p.38-50, dez. 2005.

CAMPOS, J.C. C e LEITE, H. G. **Mensuração florestal: perguntas e respostas**. 4^a ed., Viçosa-MG: Ed. UFV, 2013.

CASTRO, R.; SOARES, C.; LEITE, H.; SOUZA, A.; MARTINS, F.; NOGUEIRA, G.; OLIVEIRA, M.; SILVA, F. Competição em nível de árvore individual em uma floresta estacional semidecidual. **Silva Lusitana**, v.22, n.1, p-43-66, jun. 2014.

CLARK, D.A.; CLARK, D.B. Getting to the canopy: Tree height growth in a neotropical rain forest. **Ecology**, v.82, n.5, p.1460-1472, mai. 2001.

CHARNET, R.; FREIRE, C. A de L.; CHARNET, E. M. R.; BONVINO, H. **Análise de modelos de regressão linear com aplicações**. Campinas – SP: Editora da Unicamp. 2008. 368 p.

CHATTERJEE, S.; HADI, A. S.; PRICE, B. **Regression analysis by examples** 3. ed. John Wiley & Sons, Inc 2000.

DRAPER, N.R.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. 2° ed. New York, John Wiley & Sons, Inc. 709 p. 1980.

FAVRICHON, V. Classification of tree species in forests of French Guiana into functional groups based on a dynamic vegetation community matrix. **Revue d' Ecologie la Terre et la Vie**, v.49, n. 4, p.379-403, dez.1994.

FINEGAN, B.; CAMACHO, M.; ZAMORA, N. Diameter increment patterns among 106 tree species in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest. **Forest Ecology and Management**, n. 121, n. 3, p.159-176, ago.1999.

GOMIDE, G. L. A. **Estrutura e dinâmica de crescimento de florestas tropicais primárias e secundária no estado do Amapá**. 1997. 181 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba, 1997.

HILT, D.E. **Individual-tree diameter growth model for managed, even-aged, upland oak stands**. USDA, Forest Service, NE-533, 1983.

HUBBEL, S.P.; FOSTER, R.B. **Structure, dynamics, and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island**. In: Gentry AL (ed) Four neotropical rainforests Yale University Press, New Haven and London, p. 522-541, 1990.

KAMMESCHIEDT, L.; GAGANG, A.A.; SCHWARZWALLER, W.; WEIDELT, H. Growth patterns of dipterocarps in treated and untreated plots. **Forest Ecology and Management**, v.174, n.1-3,p.437-445, fev.2003.

KIMMINS, H. **Balancing Act. Environmental Issues in Forestry**. 2° ed. Vancouver: UBC PRESS, 1997.

LANDIS, R.M.; PEART, D.R. Early performance predicts canopy attainment across life histories in subalpine forest trees. **Ecology**, n.86, n.1, p.63-72, jan. 2005.

LORIMER, C. G. Tests of age-independent competition indices for individual trees in natural hardwood stands. **Forest Ecology and Management**, v.6, n.4, p. 343–360, out.1983.

MÄKINEN, H. Describe competitive differences between scots pines families. **Silva Fennica**, v. 31, n.1, p. 43-52, jan. 1997.

MISSIO, F.; JACOBI, L. F. Variáveis dummy: especificações de modelos com parâmetros variáveis. **Ciência e Natura**, n.29, v.1, p. 111 - 135, jan. 2007.

MOROKAWA, T. **Modelagem da Dinâmica de Crescimento de uma Floresta Ombrófila Aberta do Estado de Rondônia**. 2009. 154 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais). Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais e Florestais. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 2009.

OLIVEIRA, S. **Inferência e análise de resíduos e de diagnóstico em modelos lineares generalizados**. Programa de graduação em estatística, Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora-MG, 2013.

ORELLANA, E. **Sucessão florestal, regimes de manejo e competição avaliados por modelos de árvore individual em um fragmento de Floresta de Araucária**. 2014. 154 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Curitiba-PR, 2014.

PENG, C. Growth and yield models for uneven-aged stands: past, present and future. **Forest Ecology and Management**, v. 132, n.2-3, p. 259-279, jul. 2000.

PRETZSCH, H. **Forest dynamics, growth and yield: from measurement to model**. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 664p, 2009.

ROITMAN, I. **Modelagem espacial e temporal na mata de galeria do Gama- DF**. 2011. 169 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Brasília, 2011.

SILVA, J.N.M., LOPES, J.C.A. **Inventário florestal contínuo em florestas tropicais: a metodologia utilizada pela EMBRAPA-CPATU na Amazônia Brasileira**. Belém: EMBRAPA-CPATU, 1984, 36 p. (EMBRAPA-CPATU, Documentos, 33).

SILVEIRA, B. D da. **Fitossociologia, crescimento e competição de três espécies nativas da Floresta Estacional Semidecidual da região central do Rio Grande do Sul**. 2014. 169 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal), Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, 2014.

SOARES, C. P. B.; NETO, F. de P.; SOUZA, A. L. de. **Dendrometria e Inventário Florestal**. Viçosa: Ed. UFV, 2006.

STEPKA, T.F.; DIAS, A.N.; FILHO, A.F.; MACHADO, S.A.; SAWCZUK, A.R. Prognose da estrutura diamétrica de uma floresta ombrófila mista com métodos de razão de movimentos e matriz de transição. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p.327-335, nov.2010.

SWAINE, M.D; HALL, J.B.; ALEXANDER, I.J. Tree population dynamics at Kade, Ghana (1968-1982). **Journal Tropical Ecology**, n.3, v.4, p. 331,345, nov. 1987.

TURNER, I. M. **The Ecology of Trees in the Tropical Rain Forest**. Cambridge: Cambridge University Press, 2004.

TOMÉ, M., BURKHART, H.E. Distance-dependent competition measures for predicting growth of individual trees. **Forest Science**, Bethesda, v.35, n.3, p.816-831, set. 1989.

VANCLAY, J.K. **Modelling Forest Growth and Yield. Applications to Mixed Tropical Forests.** CAB International/Briddles Ltd., Guilford, 312p, 1994.

VANCLAY, J. K. Aggregating tree species to develop diameter increment equations for tropical rain forests. **Forest Ecology and Management**, v. 42, v.3-4, p.143-168, ago.1991.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal.** Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de recursos naturais e estudos ambientais, 1991. 124p.

WHITMORE, T.C. **Tropical rain forests of the Far East.** Clarendon Press, Oxford, 1984.

WYKOFF, W.R. A basal area increment model for individual Conifers in the Northern Rocky Mountains. **Forest Science**, Bethesda, v.36, n.4, p.1077–1104, dez.1990.

ZEIDE, B. Accuracy of equations describing diameter growth. **Canadian Journal of Forest Research**, n. 19, v. 10, p. 1283-1286, out. 1989.

7 CONCLUSÕES GERAIS

O estudo concluiu que todas as variações de índices de competição testadas resultaram em correlações muito fracas com o crescimento diamétrico (10 a 20%). Isto indica que os índices empregados conseguem representar parcialmente a competição em florestas tropicais naturais. Entre as categorias de índices de competição, o que apresentou melhor desempenho foi o Índice Independente da Distância (IID), na medida em que apresentou a maior correlação significativa com o IPA DAP (cm ano^{-1}). Sendo que, o índice BAL foi o que apresentou a maior correlação ($r = -0,212$ e $p = 0,000$) e em parcelas de 50 m x 50 m.

Desta forma, para a avaliação da competição no crescimento diamétrico na floresta estudada e para o emprego do índice como variável independente no modelo de árvores individuais, é indicado o uso do índice BAL. Mesmo que a correlação seja baixa com o incremento diamétrico, o referido índice apresentou coeficiente de regressão significativo na modelagem.

O estudo confirmou a autocorrelação do crescimento entre dois períodos iguais e sucessivos (10 anos) de crescimento diamétrico (1984-1994 e 1994-2004), apresentando uma correlação linear de $r = 0,73$. Também foi detectada a existência de padrões de crescimento nos diferentes grupos de espécies. Estes resultados apontam a importância de se considerar estas informações na modelagem florestal, como forma de auxiliar a obtenção de modelos mais explicativos, na medida em que agregam informações dos fatores que interferem no crescimento de florestas tropicais.

Porém, mesmo que a avaliação do crescimento diamétrico de uma floresta tropical sofra influência de autocorrelação do crescimento, as suas respostas sempre surgirão da interação das respostas individuais de cada árvore. É por isso, que os modelos de crescimento de árvores individuais são essenciais para se compreender alguns mecanismos importantes, como a influência de interações locais, no caso a competição.

Em relação aos modelos de árvores individuais testados, ambas as abordagens de modelagens, não apresentaram resultados satisfatórios, do ponto de vista do ajuste dos dados (R^2 , Syx % e Análise de Resíduos). Infelizmente, a abrangência de dados de apenas três parcelas, considerando a heterogeneidade da floresta, não foi suficiente para ajustar um modelo de crescimento com qualidade estatística. No entanto, quando realizada a projeção do DAP (cm), os resultados se apresentaram adequados, pois produziram projeções muito próximas aos valores reais, indicando um acerto de mais de 99 %. Entre as duas abordagens de modelagem, a da autocorrelação (Viés: < 1% e Precisão: < 6 %) foi mais precisa cerca de

42% a mais do que em relação à projeção diamétrica resultante da modelagem do incremento (Viés: $< -0,01\%$ e Precisão: $\pm 10\%$).

A modelagem da autocorrelação se apresentou como uma alternativa na projeção diamétrica, quando se tem disponível apenas informações de parcelas permanentes, sem a necessidade de coletar novas informações. Já a modelagem do incremento, pode empregar tanto parcelas permanentes como temporárias, exige a utilização de um agrupamento de espécies com características similares e a inserção da informação da competição entre as árvores. Desta forma, este modelo torna-se mais flexível, no entanto demanda mais cálculos.

8 RECOMENDAÇÕES GERAIS

Recomendam-se pesquisas adicionais para avaliar os efeitos da competição sobre o crescimento das árvores em florestas tropicais no Brasil, bem como o de avaliação da melhor abordagem de índices, seja independentes ou dependentes da distância, pois neste estudo a avaliação de competição revelou haver uma correlação muito fraca com o crescimento. Neste caso, também se recomenda que estes estudos de competição levem em consideração o aumento do entendimento de competição intraespecífica e interespecífica, a fim de melhorar a compreensão da dinâmica da competição em florestas tropicais naturais.

Neste estudo, a modelagem da autocorrelação considerou períodos iguais e sucessivos de 10 anos do incremento em diâmetro. No entanto, os estudos voltados à modelagem de autocorrelação devem ser incentivados com o objetivo de verificar em quantos anos sucessivos de medições diamétricas se pode empregar essa abordagem, com vistas a simplificar a obtenção de informações futuras como subsídio do manejo de florestas tropicais.

Os modelos ajustados neste trabalho foram todos lineares e, portanto, recomendam-se ajustar e avaliar modelos não lineares, na tentativa de se obter modelos mais reveladores e precisos.

9 APÊNDICE

TABELA A – Variáveis calculadas para cada uma das 394 árvores avaliadas, como DAP, IPA DAP e os índices de competição independentes (parcelas de 100m x 100m) e os dependentes da distância em uma área de floresta ombrófila densa, localizada em Vitória do Jari, AP.

Nº	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
1	Achariaceae	Lindackeria	paraensis	26,40	0,2550	11,4020	0,6042	0,5222	13,4170	0,7681	0,7681	1,2094	2,2614	3,1730	0,5517	0,5517	0,9365	1,9079	2,7712
2	Anacardiaceae	Astronium	graveolens	37,70	0,4500	7,4355	1,2057	1,0205	12,7984	0,0000	0,1400	0,4340	0,7111	1,1039	0,0000	0,1149	0,3753	0,6328	1,0051
3	Anacardiaceae	Tapirira	guianensis	25,40	0,9500	11,7753	0,5593	0,4834	13,4170	0,0000	0,0000	0,7519	1,3975	2,1170	0,0000	0,0000	0,6579	1,2528	1,9306
4	Annonaceae	Guatteria	poeppigiana	24,10	0,4950	11,6317	0,4927	0,4170	12,7984	0,0000	0,8625	0,8625	1,0588	2,2284	0,0000	0,7076	0,7076	0,8893	1,9948
5	Annonaceae	Guatteria	poeppigiana	24,70	0,1750	12,0243	0,5289	0,4571	13,4170	0,5323	0,5323	0,7725	1,0793	1,3881	0,3881	0,3881	0,6010	0,8853	1,1777
6	Annonaceae	Xylopia	nitida	32,50	0,3450	9,3789	0,9156	0,7914	13,4170	0,0000	0,0000	0,2670	0,9538	1,2950	0,0000	0,0000	0,2413	0,8733	1,1951
7	Apocynaceae	Aspidosperma	desmanthum	28,80	0,6750	10,1872	0,7036	0,5955	12,7984	0,0000	0,2624	0,9669	1,5228	2,1054	0,0000	0,1994	0,8161	1,3264	1,8768
8	Apocynaceae	Aspidosperma	desmanthum	49,70	0,5700	8,2292	1,9279	1,6438	17,5852	0,0000	0,1791	0,4814	0,6947	0,9430	0,0000	0,1405	0,4080	0,6063	0,8410
9	Apocynaceae	Aspidosperma	carapanauba	68,80	0,9700	1,7934	4,1033	3,5467	13,4170	0,1667	0,2894	0,5476	0,6642	0,8973	0,1157	0,2124	0,4449	0,5529	0,7732
10	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	21,30	0,0400	17,2449	0,3541	0,3019	17,5852	0,0000	0,0000	0,8295	2,0961	2,3728	0,0000	0,0000	0,7449	1,9228	2,1850
11	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	21,40	0,1250	17,1370	0,3574	0,3048	17,5852	0,0000	0,0000	0,8704	1,3289	1,8080	0,0000	0,0000	0,7785	1,2052	1,6572
12	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	22,50	0,1400	16,6825	0,3951	0,3369	17,5852	0,0000	0,6294	1,3299	1,7623	2,5454	0,0000	0,5007	1,1146	1,5115	2,2537
13	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	22,50	0,2200	12,7222	0,4389	0,3793	13,4170	0,6381	0,6381	1,5823	2,2679	2,9246	0,4297	0,4297	1,2579	1,8916	2,5133
14	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	23,00	0,2250	16,3157	0,4129	0,3520	17,5852	0,0000	0,0000	1,3519	1,7575	2,4209	0,0000	0,0000	1,1907	1,5660	2,1919
15	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	24,00	0,1850	15,9680	0,4496	0,3833	17,5852	0,0000	1,1295	2,7286	3,0852	3,7968	0,0000	0,8875	2,2891	2,6199	3,2940
16	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	24,30	0,1800	15,7372	0,4609	0,3930	17,5852	0,0000	0,0000	0,9584	1,5258	2,3763	0,0000	0,0000	0,8498	1,3743	2,1784
17	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	28,70	0,3300	14,4420	0,6429	0,5481	17,5852	0,0000	0,0000	0,3043	0,9030	1,4777	0,0000	0,0000	0,2713	0,8219	1,3667
18	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	28,80	0,0850	14,3768	0,6474	0,5520	17,5852	0,0000	0,1939	0,4674	1,0137	1,7879	0,0000	0,1612	0,4081	0,9148	1,6444
19	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	29,10	0,2200	14,3103	0,6609	0,5635	17,5852	0,0000	0,0000	0,7843	1,4147	1,9867	0,0000	0,0000	0,6690	1,2502	1,7917
20	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	29,40	0,0950	10,6703	0,7493	0,6476	13,4170	0,0000	0,0000	1,0349	1,2456	1,5099	0,0000	0,0000	0,9006	1,0943	1,3438
21	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	30,50	0,1450	10,3875	0,8064	0,6970	13,4170	0,0000	0,0000	0,1765	0,9554	1,5397	0,0000	0,0000	0,1590	0,8801	1,4321
22	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	31,30	0,1550	9,2621	0,8311	0,7034	12,7984	0,0000	0,0000	0,4869	0,5412	0,9658	0,0000	0,0000	0,4267	0,4774	0,8772
23	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	34,00	0,0300	8,6789	1,0021	0,8662	13,4170	0,0000	0,0000	0,1525	0,3675	0,9849	0,0000	0,0000	0,1324	0,3329	0,9185
24	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	34,30	0,2700	13,4992	0,9182	0,7829	17,5852	0,0000	0,4859	0,9125	1,5327	2,1710	0,0000	0,3743	0,7535	1,3255	1,9287
25	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	35,20	0,1850	12,7344	0,9671	0,8245	17,5852	0,0000	0,2831	0,5524	1,0321	1,4249	0,0000	0,2340	0,4662	0,9116	1,2838
26	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	40,50	0,1850	11,6989	1,2802	1,0915	17,5852	0,8049	0,8049	0,9604	1,3324	1,8381	0,6037	0,6037	0,7391	1,0845	1,5629

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
27	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	42,30	0,1800	10,7486	1,3965	1,1907	17,5852	0,0000	0,0000	0,4195	0,9649	1,5952	0,0000	0,0000	0,3631	0,8645	1,4615
28	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	47,70	0,2900	9,1707	1,7758	1,5141	17,5852	0,0000	0,0000	0,6647	1,0473	1,3334	0,0000	0,0000	0,5869	0,9391	1,2097
29	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	51,30	0,1200	7,0043	2,0540	1,7513	17,5852	0,0000	0,4267	0,6661	1,0840	1,4559	0,0000	0,3359	0,5408	0,9284	1,2799
30	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	51,30	0,0850	5,2327	2,2814	1,9719	13,4170	1,2359	1,2359	1,5018	1,8942	2,2178	0,4120	0,4120	0,6449	1,0092	1,3153
31	Apocynaceae	Geissospermum	sericeum	60,50	0,2350	2,8446	3,1730	2,7426	13,4170	0,0000	0,0000	0,4195	0,5990	0,8149	0,0000	0,0000	0,3597	0,5248	0,7298
32	Apocynaceae	Macoubea	guianensis	26,20	1,1550	15,2203	0,5358	0,4568	17,5852	0,0000	0,4941	1,0570	1,6193	2,2275	0,0000	0,4018	0,9091	1,4295	2,0047
33	Aquifoliaceae	Ilex	martiniana	27,50	0,0200	10,5638	0,6416	0,5430	12,7984	0,0000	0,0000	0,6238	1,6070	1,8441	0,0000	0,0000	0,5475	1,4578	1,6821
34	Bignoniaceae	Handroanthus	serratifolia	31,70	0,0600	9,6243	0,8711	0,7529	13,4170	0,0000	0,0000	1,0419	1,1558	1,3059	0,0000	0,0000	0,9078	1,0130	1,1553
35	Bignoniaceae	Handroanthus	serratifolia	35,70	0,0050	8,0933	1,1048	0,9550	13,4170	1,1947	1,4931	1,5812	1,9787	2,3238	0,7965	1,0210	1,0979	1,4661	1,7918
36	Bignoniaceae	Handroanthus	serratifolia	61,50	0,1350	3,8203	3,2086	2,7156	12,7984	0,0000	0,0000	0,1863	0,3410	0,5736	0,0000	0,0000	0,1656	0,3080	0,5285
37	Bignoniaceae	Jacaranda	copaia	23,80	0,0450	12,2589	0,4910	0,4244	13,4170	0,0000	0,0000	0,3621	1,0096	1,6920	0,0000	0,0000	0,3268	0,9251	1,5710
38	Bignoniaceae	Jacaranda	copaia	35,60	0,3550	8,1934	1,0987	0,9496	13,4170	0,0000	0,1535	0,1535	0,6306	0,8873	0,0000	0,1245	0,1245	0,5688	0,8119
39	Burseraceae	Protium	opacum	21,50	0,1050	17,0644	0,3608	0,3076	17,5852	0,0000	0,0000	0,7817	1,3273	2,0974	0,0000	0,0000	0,6885	1,1928	1,9179
40	Burseraceae	Protium	opacum	21,60	0,3050	17,0278	0,3641	0,3105	17,5852	0,0000	0,0000	1,2854	1,4301	2,6697	0,0000	0,0000	1,1336	1,2686	2,4432
41	Burseraceae	Protium	sagotianum	22,30	0,0950	16,7616	0,3881	0,3309	17,5852	0,0000	0,6317	0,9716	1,7918	2,4446	0,0000	0,4986	0,7964	1,5526	2,1708
42	Burseraceae	Protium	opacum	23,20	0,1550	12,3905	0,4666	0,4033	13,4170	1,1353	1,7463	2,3641	2,8459	3,2317	0,7645	1,2534	1,7997	2,2445	2,6085
43	Burseraceae	Protium	sagotianum	23,50	0,0800	11,8545	0,4685	0,3965	12,7984	0,0000	0,0000	1,0484	1,7383	2,3766	0,0000	0,0000	0,9380	1,5748	2,1786
44	Burseraceae	Protium	opacum	23,90	0,2650	11,6773	0,4846	0,4101	12,7984	0,0000	0,3811	1,1061	2,0990	2,6554	0,0000	0,2895	0,9328	1,8529	2,3791
45	Burseraceae	Protium	sagotianum	24,80	0,0950	11,4880	0,5218	0,4416	12,7984	0,0000	0,0000	0,4603	0,7310	1,2464	0,0000	0,0000	0,3963	0,6467	1,1336
46	Burseraceae	Protium	opacum	28,00	0,0700	14,6342	0,6119	0,5217	17,5852	0,0000	0,0000	0,4869	0,6639	1,1618	0,0000	0,0000	0,4347	0,5991	1,0702
47	Burseraceae	Protium	sagotianum	29,60	0,1050	9,8500	0,7433	0,6291	12,7984	0,5662	1,3998	2,2401	2,7516	3,1455	0,3469	1,0093	1,7465	2,2201	2,5928
48	Burseraceae	Protium	opacum	35,40	0,2700	8,2929	1,0863	0,9390	13,4170	0,0000	0,5187	0,7502	0,8830	1,3969	0,0000	0,4129	0,6111	0,7327	1,2172
49	Burseraceae	Tetragastris	panamensis	20,00	0,0650	12,6728	0,3393	0,2872	12,7984	0,5816	1,2547	1,7104	2,0840	2,4741	0,4222	0,9583	1,3583	1,7050	2,0741
50	Burseraceae	Tetragastris	panamensis	20,70	0,0950	17,4561	0,3344	0,2851	17,5852	0,0000	0,5335	1,5757	2,2479	2,8044	0,0000	0,4362	1,3390	1,9634	2,4923
51	Burseraceae	Tetragastris	panamensis	20,80	0,3350	12,6064	0,3670	0,3106	12,7984	0,0000	0,0000	1,4582	2,5946	2,9320	0,0000	0,0000	1,2952	2,3454	2,6654
52	Burseraceae	Tetragastris	panamensis	22,70	0,0400	16,5213	0,4022	0,3429	17,5852	0,0000	0,7049	1,4369	2,2130	3,0280	0,0000	0,5588	1,2079	1,9290	2,6981
53	Burseraceae	Tetragastris	altissima	23,50	0,2850	12,3471	0,4787	0,4138	13,4170	0,0000	0,3522	0,5297	0,9205	1,6071	0,0000	0,2858	0,4470	0,8109	1,4588
54	Burseraceae	Tetragastris	panamensis	27,20	0,2400	10,8005	0,6276	0,5312	12,7984	0,0000	0,4673	0,6619	1,1886	1,6227	0,0000	0,3668	0,5328	1,0206	1,4327

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
55	Burseraceae	Tetragastris	altissima	41,80	0,6150	6,6922	1,4822	1,2545	12,7984	0,0000	0,0000	0,1633	0,4536	0,6155	0,0000	0,0000	0,1435	0,4126	0,5657
56	Burseraceae	Trattinnickia	rhoifolia	28,70	0,2850	10,2523	0,6988	0,5914	12,7984	1,0665	1,0665	1,2734	1,6066	2,0196	0,7469	0,7469	0,9313	1,2404	1,6308
57	Burseraceae	Trattinnickia	rhoifolia	37,20	0,4650	7,8796	1,1740	0,9936	12,7984	0,0000	0,0000	0,2603	0,5295	0,9062	0,0000	0,0000	0,2239	0,4737	0,8312
58	Calophyllaceae	Calophyllum	brasiliense	64,20	0,1400	3,3010	3,2169	2,7428	17,5852	0,0000	0,0000	0,3643	0,4533	0,6613	0,0000	0,0000	0,3216	0,4043	0,6010
59	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	20,20	0,2400	17,4897	0,3185	0,2715	17,5852	1,5604	1,8366	2,3415	3,4347	4,0384	1,1442	1,3665	1,7950	2,8069	3,3784
60	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	23,50	0,1000	11,8545	0,4685	0,3965	12,7984	0,0000	0,0000	0,1111	0,6083	1,4662	0,0000	0,0000	0,1000	0,5602	1,3705
61	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	25,70	0,1150	15,4339	0,5155	0,4395	17,5852	0,0000	0,4964	1,4059	1,9921	2,7595	0,0000	0,3869	1,1819	1,7236	2,4506
62	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	31,90	0,1050	14,0946	0,7942	0,6772	17,5852	0,0000	0,7979	1,1754	1,4883	2,2297	0,0000	0,6328	0,9623	1,2522	1,9518
63	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	32,30	0,2850	9,1017	0,8851	0,7491	12,7984	0,0000	0,4142	0,7754	1,2127	1,4667	0,0000	0,3389	0,6647	1,0674	1,3070
64	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	32,40	0,3200	13,9312	0,8193	0,6986	17,5852	0,5399	0,9613	1,2068	1,6315	1,9250	0,3878	0,7184	0,9312	1,3245	1,6026
65	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	35,40	0,9500	8,2929	1,0863	0,9390	13,4170	0,2591	0,4292	0,5086	0,7561	0,9867	0,1890	0,3270	0,3971	0,6276	0,8463
66	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	36,70	0,0850	12,4239	1,0512	0,8963	17,5852	0,2576	0,2576	0,9779	1,1333	1,7236	0,1850	0,1850	0,8189	0,9639	1,5224
67	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	38,30	0,0950	12,2023	1,1449	0,9762	17,5852	0,0000	0,0000	0,5016	0,7958	1,2652	0,0000	0,0000	0,4339	0,7031	1,1473
68	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	42,50	0,0450	10,6067	1,4097	1,2020	17,5852	0,1947	0,4479	0,7635	1,1254	1,3495	0,1399	0,3509	0,6266	0,9620	1,1738
69	Cardiopteridaceae	Dendrobangia	boliviana	55,10	0,4250	5,2343	2,3696	2,0204	17,5852	0,0000	0,2604	0,4444	0,6519	0,8079	0,0000	0,2084	0,3715	0,5632	0,7104
70	Celastraceae	Goupia	glabra	24,40	0,2100	12,1669	0,5161	0,4461	13,4170	0,0000	0,0000	0,2861	1,5283	2,0154	0,0000	0,0000	0,2475	1,3939	1,8545
71	Celastraceae	Goupia	glabra	39,10	0,2000	7,2002	1,2969	1,0977	12,7984	0,0000	0,2591	0,5231	0,8053	1,0035	0,0000	0,2117	0,4431	0,7062	0,8938
72	Celastraceae	Goupia	glabra	51,70	0,0800	5,1361	2,2675	1,9191	12,7984	0,0000	0,0000	0,1311	0,3606	0,7768	0,0000	0,0000	0,1143	0,3267	0,7205
73	Celastraceae	Goupia	glabra	53,80	0,1400	4,5830	2,5091	2,1688	13,4170	0,0000	0,0000	0,2788	0,4573	0,8524	0,0000	0,0000	0,2490	0,4130	0,7872
74	Celastraceae	Goupia	glabra	71,70	0,6600	0,9992	4,4566	3,8520	13,4170	0,0000	0,2582	0,3577	0,3847	0,5723	0,0000	0,2017	0,2889	0,3135	0,4915
75	Celastraceae	Goupia	glabra	72,80	0,0450	1,6244	4,4960	3,8052	12,7984	0,0000	0,0000	0,2707	0,4635	0,7108	0,0000	0,0000	0,2304	0,4094	0,6432
76	Celastraceae	Goupia	glabra	73,90	0,0500	1,1955	4,6329	3,9211	12,7984	0,0000	0,0000	0,0965	0,2485	0,4154	0,0000	0,0000	0,0874	0,2275	0,3852
77	Celastraceae	Goupia	glabra	76,70	0,2100	1,3267	4,5915	3,9149	17,5852	0,0000	0,0742	0,1659	0,2942	0,5669	0,0000	0,0610	0,1404	0,2590	0,5177
78	Celastraceae	Goupia	glabra	91,10	0,0100	0,0000	7,0405	5,9588	12,7984	0,1548	0,1548	0,2382	0,3342	0,4431	0,1032	0,1032	0,1747	0,2627	0,3656
79	Celastraceae	Maytenus	floribunda	20,00	0,2450	13,3227	0,3468	0,2997	13,4170	0,0000	0,4212	1,2957	1,6020	2,0037	0,0000	0,3294	1,1027	1,3860	1,7678
80	Celastraceae	Maytenus	floribunda	23,30	0,0050	11,9847	0,4606	0,3898	12,7984	0,5142	0,5142	1,7717	1,9174	2,0418	0,3313	0,3313	1,4249	1,5606	1,6784
81	Celastraceae	Maytenus	floribunda	23,60	0,2850	11,7671	0,4725	0,3999	12,7984	4,3390	4,3390	4,3390	4,7490	5,1817	1,4463	1,4463	1,4463	1,8230	2,2315
82	Celastraceae	Maytenus	floribunda	29,60	0,0200	10,6014	0,7595	0,6565	13,4170	0,3687	0,3687	1,1206	1,5268	2,0525	0,2483	0,2483	0,9054	1,2834	1,7821

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
83	Chrysobalana ceae	Licania	paraensis	25,80	0,1400	11,7230	0,5770	0,4988	13,4170	0,9099	0,9099	1,0442	1,3052	1,6906	0,5330	0,5330	0,6539	0,8963	1,2609
84	Chrysobalana ceae	Licania	paraensis	28,00	0,4050	10,9942	0,6796	0,5874	13,4170	0,0000	0,4031	0,9729	1,4944	1,9336	0,0000	0,3289	0,8200	1,2990	1,7133
85	Chrysobalana ceae	Licania	paraensis	29,70	0,0000	10,5322	0,7647	0,6609	13,4170	0,0000	0,0000	0,3738	0,7547	1,2141	0,0000	0,0000	0,3360	0,6856	1,1192
86	Chrysobalana ceae	Licania	laxiflora	34,50	0,2300	13,4057	0,9290	0,7921	17,5852	0,0000	0,4975	0,8405	1,1414	1,7080	0,0000	0,4028	0,7104	0,9910	1,5268
87	Chrysobalana ceae	Licania	robusta	49,50	0,2600	8,4232	1,9124	1,6306	17,5852	0,0000	0,0933	0,4964	0,6128	0,8898	0,0000	0,0763	0,4319	0,5403	0,8027
88	Clusiaceae	Garcinia	macrophylla	83,20	0,1950	0,6518	5,8724	4,9701	12,7984	0,0000	0,2105	0,3385	0,4832	0,6569	0,0000	0,1638	0,2767	0,4097	0,5740
89	Clusiaceae	Symphonia	globulifera	25,40	0,5300	11,7753	0,5593	0,4834	13,4170	0,0000	0,2119	0,5429	1,4088	1,6744	0,0000	0,1698	0,4655	1,2654	1,5170
90	Clusiaceae	Symphonia	globulifera	34,20	0,1050	8,5847	0,9922	0,8398	12,7984	0,0000	0,1607	0,3924	0,7049	1,3720	0,0000	0,1308	0,3356	0,6242	1,2564
91	Clusiaceae	Symphonia	globulifera	56,30	0,2050	3,3828	2,7478	2,3750	13,4170	0,4707	0,7956	0,9369	1,0590	1,3321	0,2285	0,4839	0,6087	0,7214	0,9796
92	Combretaceae	Terminalia	argentea	36,60	0,4250	7,9883	1,1364	0,9618	12,7984	0,9038	0,9038	1,6818	1,8880	2,1381	0,5536	0,5536	1,2386	1,4286	1,6649
93	Combretaceae	Terminalia	argentea	41,20	0,1200	11,3054	1,3248	1,1296	17,5852	0,0000	0,2642	0,9038	1,0026	1,6773	0,0000	0,2180	0,7703	0,8616	1,4990
94	Ebenaceae	Diospyros	vestita	21,00	0,3950	12,5718	0,3741	0,3166	12,7984	0,0000	0,4741	1,4778	2,2602	3,2195	0,0000	0,3879	1,2847	2,0064	2,9143
95	Ebenaceae	Diospyros	vestita	22,60	0,0200	16,6022	0,3986	0,3399	17,5852	0,0000	0,0000	0,3991	1,2664	1,7633	0,0000	0,0000	0,3548	1,1589	1,6286
96	Ebenaceae	Diospyros	vestita	25,00	0,1450	11,3411	0,5302	0,4487	12,7984	0,0000	0,0000	0,3822	1,3395	1,6262	0,0000	0,0000	0,3351	1,2254	1,4964
97	Ebenaceae	Diospyros	santaremnensis	26,00	0,4400	11,5115	0,5860	0,5065	13,4170	1,9310	1,9310	2,2015	2,9585	3,4496	1,2778	1,2778	1,5171	2,2156	2,6800
98	Ebenaceae	Diospyros	vestita	26,70	0,0800	10,8586	0,6048	0,5118	12,7984	0,8710	1,0677	1,6585	2,0179	2,2990	0,4598	0,6156	1,1374	1,4728	1,7380
99	Ebenaceae	Diospyros	vestita	32,70	0,0600	13,6813	0,8346	0,7116	17,5852	0,0000	0,3838	1,0440	1,8690	2,3765	0,0000	0,2957	0,8631	1,6246	2,1051
100	Ebenaceae	Diospyros	santaremnensis	34,00	0,3250	8,6789	1,0021	0,8662	13,4170	0,0000	0,0000	0,7599	1,1254	1,2126	0,0000	0,0000	0,6743	1,0128	1,0953
101	Elaeocarpaceae	Sloanea	grandis	20,30	0,0850	13,2263	0,3572	0,3088	13,4170	0,0000	0,0000	1,1548	1,9600	2,4820	0,0000	0,0000	1,0103	1,7558	2,2491
102	Elaeocarpaceae	Sloanea	grandis	20,40	0,0300	13,1936	0,3608	0,3118	13,4170	0,0000	0,0000	0,9191	1,0146	2,2064	0,0000	0,0000	0,8014	0,8885	2,0173
103	Elaeocarpaceae	Sloanea	garckeana	33,10	0,0450	8,7663	0,9294	0,7866	12,7984	0,0000	0,0000	0,5777	0,8641	1,5509	0,0000	0,0000	0,4983	0,7628	1,4132
104	Elaeocarpaceae	Sloanea	grandis	41,40	0,4950	6,9338	1,4858	1,2842	13,4170	0,0000	0,0000	0,2358	0,6155	0,7927	0,0000	0,0000	0,2023	0,5547	0,7224
105	Euphorbiaceae	Conceveiba	martiana	21,70	0,0550	16,9908	0,3675	0,3134	17,5852	0,0000	0,3296	1,2201	1,9024	2,9739	0,0000	0,2591	1,0258	1,6592	2,6727
106	Euphorbiaceae	Mabea	speciosa	26,10	0,0300	15,3281	0,5317	0,4533	17,5852	0,0000	0,0000	1,0805	1,6960	1,7427	0,0000	0,0000	0,9519	1,5168	1,5613
107	Humiriaceae	Endopleura	uchi	51,70	0,5150	6,7943	2,0861	1,7787	17,5852	0,0000	0,1871	0,4452	0,6800	0,9515	0,0000	0,1538	0,3822	0,6010	0,8587
108	Humiriaceae	Endopleura	uchi	60,20	0,3750	4,4144	3,0744	2,6020	12,7984	0,0000	0,1192	0,4549	0,5508	0,8436	0,0000	0,0976	0,3939	0,4826	0,7599
109	Lauraceae	A identificar	sp	23,00	0,3600	12,1115	0,4488	0,3798	12,7984	0,0000	0,0000	0,5304	1,0295	1,9668	0,0000	0,0000	0,4597	0,9219	1,8108
110	Lauraceae	A identificar	sp	24,50	0,0500	11,5846	0,5092	0,4310	12,7984	1,4277	1,8691	2,8599	3,4928	3,9999	0,9999	1,3313	2,1923	2,7778	3,2558

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
111	Lauraceae	A identificar	sp	26,40	0,1900	11,4020	0,6042	0,5222	13,4170	0,0000	0,0000	0,0000	1,0650	1,5659	0,0000	0,0000	0,0000	0,9848	1,4587
112	Lauraceae	A identificar	sp	27,50	0,2300	14,8797	0,5902	0,5033	17,5852	0,0000	0,2127	0,6021	1,4456	2,1964	0,0000	0,1768	0,5104	1,2877	1,9968
113	Lauraceae	Aniba	hostmanniana	27,00	0,0650	14,9391	0,5690	0,4851	17,5852	0,0000	0,0000	0,2021	0,9904	1,5287	0,0000	0,0000	0,1815	0,9087	1,4171
114	Lauraceae	Aniba	fragans	27,00	0,2550	11,1759	0,6320	0,5462	13,4170	0,0000	0,4071	0,9234	1,6808	2,2714	0,0000	0,3262	0,7875	1,4852	2,0449
115	Lauraceae	Aniba	fragans	55,90	0,1100	4,9889	2,4389	2,0795	17,5852	0,0000	0,3966	0,6599	1,0105	1,3514	0,0000	0,3146	0,5494	0,8747	1,1972
116	Lauraceae	Mezilaurus	lindaviana	27,50	0,2550	11,1165	0,6556	0,5666	13,4170	0,0000	0,2057	0,3459	0,8017	1,1076	0,0000	0,1665	0,2915	0,7146	1,0040
117	Lauraceae	Mezilaurus	lindaviana	36,60	0,1200	12,5297	1,0455	0,8914	17,5852	0,6612	0,6612	1,0332	1,4325	1,9401	0,4408	0,4408	0,7689	1,1392	1,6203
118	Lauraceae	Nectandra	micranthera	26,60	0,3900	10,9146	0,6002	0,5080	12,7984	0,4048	0,4048	0,9581	1,5372	1,7864	0,2726	0,2726	0,7687	1,2988	1,5335
119	Lauraceae	Nectandra	micranthera	29,00	0,6100	10,1211	0,7135	0,6038	12,7984	0,0000	0,4958	0,7927	1,0389	1,2957	0,0000	0,4121	0,6755	0,9040	1,1475
120	Lauraceae	Nectandra	micranthera	46,90	0,0400	5,7546	1,8660	1,5793	12,7984	0,0000	0,0000	0,5101	0,6979	0,8286	0,0000	0,0000	0,4556	0,6295	0,7533
121	Lauraceae	Nectandra	micranthera	54,30	0,6150	4,3515	2,5560	2,2093	13,4170	0,2072	0,3588	0,6478	0,9435	1,0689	0,1396	0,2556	0,5100	0,7830	0,9013
122	Lauraceae	Ocotea	petalanthera	20,00	0,4600	12,6728	0,3393	0,2872	12,7984	0,6409	1,0230	1,4859	1,6123	2,6773	0,4366	0,7392	1,1557	1,2742	2,2783
123	Lauraceae	Ocotea	petalanthera	22,80	0,0450	12,1946	0,4410	0,3732	12,7984	0,8691	0,8691	1,5355	2,2716	2,8411	0,5399	0,5399	1,1222	1,8037	2,3417
124	Lauraceae	Ocotea	petalanthera	26,90	0,2700	11,2332	0,6273	0,5422	13,4170	0,3496	0,3496	0,8038	1,6366	1,7924	0,2580	0,2580	0,6586	1,4326	1,5797
125	Lauraceae	Ocotea	petalanthera	34,70	0,2850	8,4901	1,0215	0,8645	12,7984	0,0000	1,0871	1,6426	2,0919	2,6127	0,0000	0,8636	1,3490	1,7632	2,2570
126	Lauraceae	Ocotea	petalanthera	57,20	0,2500	4,4786	2,5536	2,1773	17,5852	0,0000	0,2518	0,4075	0,7125	0,8975	0,0000	0,2069	0,3405	0,6237	0,7985
127	Lauraceae	Ocotea	petalanthera	67,30	0,1200	2,1651	3,9264	3,3937	13,4170	0,0000	0,3079	0,3679	0,6305	0,7817	0,0000	0,2450	0,2977	0,5418	0,6847
128	Lauraceae	Ocotea	petalanthera	71,00	0,3950	2,0407	4,2765	3,6194	12,7984	0,0000	0,0000	0,1309	0,3115	0,3623	0,0000	0,0000	0,1154	0,2811	0,3292
129	Lecythydaceae	Corythophora	rimosa	30,80	0,1700	9,3390	0,8048	0,6811	12,7984	0,2453	0,4503	1,0856	1,2297	1,6664	0,1780	0,3368	0,8831	1,0156	1,4307
130	Lecythydaceae	Corythophora	rimosa	30,80	0,4350	9,3390	0,8048	0,6811	12,7984	0,0000	0,2236	0,3472	0,8273	0,9703	0,0000	0,1827	0,2950	0,7359	0,8712
131	Lecythydaceae	Corythophora	rimosa	32,50	0,0850	8,9358	0,8961	0,7584	12,7984	0,0000	0,0000	0,4585	0,6544	0,9093	0,0000	0,0000	0,4064	0,5879	0,8286
132	Lecythydaceae	Corythophora	rimosa	46,10	0,1250	5,9274	1,8029	1,5259	12,7984	0,0000	0,0000	0,3459	0,5222	0,9215	0,0000	0,0000	0,3065	0,4688	0,8464
133	Lecythydaceae	Corythophora	rimosa	56,80	0,0000	4,7355	2,5180	2,1470	17,5852	0,1301	0,2679	0,3694	0,6987	1,0025	0,0961	0,2042	0,2951	0,6006	0,8872
134	Lecythydaceae	Corythophora	rimosa	73,80	0,1300	0,5715	4,7214	4,0809	13,4170	0,0000	0,0000	0,2051	0,3468	0,5119	0,0000	0,0000	0,1830	0,3133	0,4690
135	Lecythydaceae	Couratari	guianensis	25,80	0,0200	15,3816	0,5195	0,4430	17,5852	0,7748	1,1932	1,7568	2,3121	3,4556	0,4351	0,7679	1,2682	1,7832	2,8665
136	Lecythydaceae	Couratari	guianensis	33,20	0,1350	9,0373	0,9555	0,8259	13,4170	0,5495	0,5495	0,6654	0,8704	1,0943	0,3219	0,3219	0,4251	0,6154	0,8269
137	Lecythydaceae	Eschweilera	amazonica	20,30	0,3050	12,6404	0,3496	0,2959	12,7984	0,0000	0,8213	2,3489	2,8740	3,6737	0,0000	0,6535	1,9682	2,4533	3,2079
138	Lecythydaceae	Eschweilera	coriacea	20,90	0,0450	17,4218	0,3409	0,2907	17,5852	1,7173	1,7173	2,1897	2,8916	3,7966	1,1964	1,1964	1,6139	2,2662	3,1232

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
139	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	21,00	0,4150	13,0586	0,3823	0,3304	13,4170	0,0000	0,0000	0,3074	1,1761	1,6574	0,0000	0,0000	0,2761	1,0787	1,5333
140	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	21,30	0,1350	17,2449	0,3541	0,3019	17,5852	0,0000	0,0000	0,8336	1,9849	2,3970	0,0000	0,0000	0,7221	1,7882	2,1791
141	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	21,40	0,1400	12,9514	0,3970	0,3431	13,4170	0,0000	1,1408	1,8056	2,6693	3,1338	0,0000	0,9352	1,5102	2,3111	2,7518
142	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	21,40	0,3750	12,9514	0,3970	0,3431	13,4170	0,0000	0,0000	1,0472	1,5159	1,7752	0,0000	0,0000	0,9079	1,3394	1,5832
143	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	22,50	0,2150	12,7222	0,4389	0,3793	13,4170	0,0000	0,0000	1,5062	1,9667	2,4026	0,0000	0,0000	1,2784	1,7037	2,1154
144	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	22,60	0,0500	12,6821	0,4428	0,3827	13,4170	0,0000	0,0000	0,2640	0,8433	1,4920	0,0000	0,0000	0,2289	0,7642	1,3786
145	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	23,00	0,0850	16,3157	0,4129	0,3520	17,5852	0,0000	1,3685	2,0308	2,6286	3,1112	0,0000	1,0841	1,6735	2,2264	2,6834
146	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	23,10	0,2050	12,5173	0,4626	0,3998	13,4170	0,0000	0,2717	1,0452	2,0342	2,4834	0,0000	0,2205	0,9040	1,8176	2,2421
147	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	23,30	0,2900	16,1882	0,4237	0,3613	17,5852	0,0000	0,0000	0,7853	0,9627	1,7261	0,0000	0,0000	0,6889	0,8544	1,5750
148	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	23,50	0,0100	11,8545	0,4685	0,3965	12,7984	0,0000	0,5466	1,3794	1,6768	1,9780	0,0000	0,4455	1,1905	1,4680	1,7522
149	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	25,60	0,2450	15,4858	0,5115	0,4361	17,5852	0,7870	1,2510	1,6048	2,3214	3,3915	0,4419	0,8036	1,1179	1,7810	2,7942
150	Lecythidaceae	Eschweilera	amazonica	26,00	0,2350	11,1336	0,5735	0,4854	12,7984	0,9185	1,1093	1,7713	2,1297	2,4766	0,4848	0,6377	1,2170	1,5518	1,8793
151	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	28,00	0,1250	14,6342	0,6119	0,5217	17,5852	0,0000	0,4185	0,5955	1,4178	1,8902	0,0000	0,3413	0,5003	1,2621	1,7101
152	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	28,80	0,2150	10,7381	0,7190	0,6215	13,4170	0,0000	0,5474	1,2258	2,0891	2,6780	0,0000	0,4473	1,0308	1,8261	2,3833
153	Lecythidaceae	Eschweilera	pedicellata	30,80	0,2300	10,0904	0,8224	0,7108	13,4170	0,4095	0,4095	0,7242	0,9640	1,5210	0,2829	0,2829	0,5596	0,7831	1,3097
154	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	32,10	0,0550	14,0137	0,8042	0,6857	17,5852	0,4119	0,4119	0,9865	1,3681	1,6722	0,3003	0,3003	0,8076	1,1622	1,4508
155	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	33,60	0,2650	8,8605	0,9787	0,8459	13,4170	0,0000	0,0000	0,0000	0,3035	0,9625	0,0000	0,0000	0,0000	0,2804	0,9030
156	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	34,90	0,2250	13,1209	0,9506	0,8105	17,5852	0,0000	0,7515	1,4826	1,7031	2,1814	0,0000	0,5782	1,2263	1,4280	1,8792
157	Lecythidaceae	Eschweilera	amazonica	35,00	0,0500	12,9285	0,9561	0,8152	17,5852	0,0000	0,1463	0,3981	0,9582	1,4115	0,0000	0,1165	0,3417	0,8631	1,2926
158	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	39,00	0,0650	7,4336	1,3185	1,1397	13,4170	0,6667	0,9554	1,4459	1,4459	1,6349	0,4444	0,6789	1,1139	1,1139	1,2930
159	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	40,70	0,0500	11,4387	1,2929	1,1023	17,5852	0,1891	0,1891	0,3482	0,9337	1,7056	0,1369	0,1369	0,2783	0,8172	1,5471
160	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	43,90	0,0600	10,1629	1,5042	1,2825	17,5852	0,0000	0,1110	0,4203	0,8401	1,2840	0,0000	0,0907	0,3701	0,7575	1,1777
161	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	44,60	0,0750	9,8532	1,5525	1,3237	17,5852	0,2849	0,5364	0,8323	0,9217	1,3230	0,2047	0,4113	0,6715	0,7541	1,1341
162	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	47,10	0,0250	9,3494	1,7314	1,4763	17,5852	0,0000	0,1098	0,3415	0,7115	1,1875	0,0000	0,0914	0,2969	0,6379	1,0881
163	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	47,80	0,0450	5,8360	1,9807	1,7120	13,4170	0,0000	0,0000	0,3165	0,5446	1,2107	0,0000	0,0000	0,2828	0,4927	1,1227
164	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	51,10	0,1000	7,4176	2,0380	1,7377	17,5852	0,0000	0,0000	0,1738	0,4871	0,8545	0,0000	0,0000	0,1527	0,4436	0,7911
165	Lecythidaceae	Eschweilera	juruenis	53,80	0,0150	5,4728	2,2591	1,9262	17,5852	0,0000	0,1580	0,5431	0,7383	0,8587	0,0000	0,1317	0,4675	0,6477	0,7617
166	Lecythidaceae	Eschweilera	coriacea	59,00	0,2800	3,9464	2,7169	2,3165	17,5852	0,0000	0,0000	0,4570	0,9084	1,2544	0,0000	0,0000	0,4006	0,8193	1,1469

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
167	Lecythidaceae	Gustavia	augusta	23,20	0,0100	12,0273	0,4566	0,3865	12,7984	0,0000	0,2119	0,8637	1,4070	2,0433	0,0000	0,1760	0,7603	1,2658	1,8677
168	Lecythidaceae	Lecythis	poiteau	21,80	0,0950	16,8788	0,3709	0,3163	17,5852	0,0000	0,0000	0,8003	1,2413	2,2011	0,0000	0,0000	0,6953	1,1042	2,0128
169	Lecythidaceae	Lecythis	poiteau	22,30	0,1550	16,7616	0,3881	0,3309	17,5852	0,0000	0,4288	1,3020	2,4216	2,8293	0,0000	0,3538	1,1192	2,1537	2,5388
170	Lecythidaceae	Lecythis	poiteau	39,10	0,1350	7,3135	1,3253	1,1455	13,4170	0,0000	0,0000	0,4154	0,8941	1,0096	0,0000	0,0000	0,3698	0,8117	0,9206
171	Lecythidaceae	Lecythis	lurida	39,70	0,1350	7,0684	1,3663	1,1809	13,4170	0,4093	0,4093	0,5168	0,7520	1,1905	0,2756	0,2756	0,3707	0,5892	1,0043
172	Lecythidaceae	Lecythis	lurida	43,60	0,0400	10,3142	1,4837	1,2650	17,5852	0,0000	0,0000	0,4382	0,6298	1,4099	0,0000	0,0000	0,3862	0,5632	1,3024
173	Lecythidaceae	Lecythis	poiteau	46,50	0,1700	9,5236	1,6876	1,4389	17,5852	1,6981	1,6981	2,0700	2,3214	2,7864	0,7256	0,7256	1,0564	1,2895	1,7289
174	Lecythidaceae	Lecythis	poiteau	50,50	0,1800	5,4394	2,2108	1,9109	13,4170	0,4020	0,8585	1,1651	1,2917	1,4721	0,2586	0,6168	0,8902	1,0058	1,1766
175	Lecythidaceae	Lecythis	poiteau	52,00	0,0200	4,8104	2,3441	2,0261	13,4170	0,3750	0,6071	0,9883	1,0656	1,1760	0,2500	0,4360	0,7637	0,8353	0,9401
176	Lecythidaceae	Lecythis	lurida	64,20	0,2500	2,5208	3,5730	3,0883	13,4170	0,0000	0,0000	0,3062	0,5376	0,6730	0,0000	0,0000	0,2649	0,4789	0,6074
177	Lecythidaceae	Lecythis	lurida	75,00	0,4250	1,7888	4,3902	3,7433	17,5852	0,2141	0,2141	0,3551	0,5437	0,7909	0,1289	0,1289	0,2559	0,4305	0,6641
178	Leguminosae- caesalpinioide ae	Chamaecrista	bahiae	31,40	0,1500	9,8611	0,8547	0,7388	13,4170	0,5237	1,1127	1,3376	1,9310	2,4236	0,3208	0,7850	0,9839	1,5341	1,9998
179	Leguminosae- caesalpinioide ae	Chamaecrista	bahiae	34,10	0,1450	8,5876	1,0080	0,8713	13,4170	0,0000	0,0000	0,3304	0,5525	1,2493	0,0000	0,0000	0,2893	0,4961	1,1552
180	Leguminosae- caesalpinioide ae	Dialium	guianense	36,50	0,4400	8,0935	1,1302	0,9565	12,7984	0,0000	0,0000	0,0804	0,3989	0,6953	0,0000	0,0000	0,0708	0,3655	0,6460
181	Leguminosae- caesalpinioide ae	Dimorphandra	surtifolia	21,20	0,6850	13,0233	0,3896	0,3368	13,4170	1,1729	1,1729	2,1561	2,4158	3,3293	0,6191	0,6191	1,4708	1,7107	2,5762
182	Leguminosae- caesalpinioide ae	Dimorphandra	gardneriana	85,60	0,3850	0,7512	5,7189	4,8761	17,5852	0,0000	0,0000	0,2097	0,4140	0,6458	0,0000	0,0000	0,1813	0,3711	0,5903
183	Leguminosae- caesalpinioide ae	Hymenaea	intermedia	24,80	0,0150	11,9760	0,5332	0,4608	13,4170	0,0000	0,2470	0,8730	1,5314	2,1081	0,0000	0,2027	0,7447	1,3533	1,8984
184	Leguminosae- caesalpinioide ae	Hymenaea	courbaril	62,70	0,7450	3,5115	3,3351	2,8226	12,7984	0,2746	0,8033	0,9367	1,2195	1,4239	0,2010	0,6172	0,7377	0,9983	1,1917
185	Leguminosae- caesalpinioide ae	Tachigali	tinctorium	27,00	0,2650	14,9391	0,5690	0,4851	17,5852	0,0000	0,7553	1,4491	1,6200	2,4286	0,0000	0,6187	1,2421	1,4015	2,1668
186	Leguminosae- caesalpinioide ae	Tachigali	tinctorium	27,00	0,5550	14,9391	0,5690	0,4851	17,5852	0,0000	0,2174	0,4900	1,4912	1,8966	0,0000	0,1750	0,4213	1,3447	1,7277
187	Leguminosae- caesalpinioide ae	Tachigali	tinctorium	29,10	0,8800	10,0546	0,7184	0,6080	12,7984	0,0000	0,5402	0,6910	1,1476	1,6916	0,0000	0,4413	0,5717	0,9912	1,5056
188	Leguminosae- caesalpinioide ae	Tachigali	glauca	31,00	1,3700	10,0149	0,8331	0,7201	13,4170	0,0000	0,7051	1,1763	1,2989	1,5780	0,0000	0,5404	0,9426	1,0572	1,3214
189	Leguminosae- caesalpinioide ae	Tachigali	tinctorium	70,80	0,9650	2,4366	4,2524	3,5990	12,7984	0,0000	0,0832	0,1932	0,3044	0,4294	0,0000	0,0691	0,1663	0,2695	0,3879
190	Leguminosae- mimosoideae	Abarema	cochleata	28,00	0,0900	10,4415	0,6651	0,5629	12,7984	0,0000	0,0000	0,2713	0,8431	1,1190	0,0000	0,0000	0,2430	0,7724	1,0332

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
191	Leguminosae-mimosoideae	Inga	alba	21,10	0,4950	17,3518	0,3475	0,2963	17,5852	0,0000	0,4184	0,8647	1,8846	2,3128	0,0000	0,3438	0,7351	1,6807	2,0844
192	Leguminosae-mimosoideae	Inga	paraensis	23,30	0,0800	16,1882	0,4237	0,3613	17,5852	1,0748	1,3282	2,2886	3,4259	4,1064	0,5674	0,7704	1,6226	2,6750	3,3180
193	Leguminosae-mimosoideae	Inga	sp	42,00	0,1400	6,5536	1,4965	1,2665	12,7984	0,0000	0,0000	0,3529	0,7582	1,1888	0,0000	0,0000	0,3179	0,6924	1,1001
194	Leguminosae-mimosoideae	Parkia	nitida	23,90	1,0550	11,6773	0,4846	0,4101	12,7984	0,0000	0,3731	1,3794	1,5354	2,2116	0,0000	0,2835	1,1323	1,2776	1,9166
195	Leguminosae-mimosoideae	Pseudopiptadenia	psilostachya	42,70	0,4200	10,4635	1,4230	1,2133	17,5852	0,0000	0,1167	0,3627	0,5217	1,0965	0,0000	0,0963	0,3125	0,4589	1,0021
196	Leguminosae-mimosoideae	Pseudopiptadenia	psilostachya	54,50	0,1100	4,1182	2,5749	2,2256	13,4170	0,3358	0,7568	0,9346	1,1696	1,3476	0,2239	0,5519	0,7105	0,9277	1,0966
197	Leguminosae-mimosoideae	Pseudopiptadenia	psilostachya	70,50	0,4850	1,4030	4,3086	3,7241	13,4170	0,0000	0,0913	0,3892	0,7065	0,9156	0,0000	0,0747	0,3388	0,6312	0,8288
198	Leguminosae-mimosoideae	Stryphnodendron	paniculatum	21,70	0,2300	12,8781	0,4082	0,3528	13,4170	0,0000	0,2904	0,8526	1,8134	2,3933	0,0000	0,2327	0,7311	1,6145	2,1645
199	Leguminosae-mimosoideae	Stryphnodendron	paniculatum	22,20	0,3500	12,8017	0,4272	0,3693	13,4170	0,5315	0,8072	1,2617	2,2070	2,5355	0,3544	0,5841	0,9866	1,8623	2,1729
200	Leguminosae-mimosoideae	Stryphnodendron	paniculatum	31,70	0,4600	9,6243	0,8711	0,7529	13,4170	3,2366	3,2366	3,6940	4,3396	4,8573	1,0789	1,0789	1,4765	2,0756	2,5654
201	Leguminosae-mimosoideae	Stryphnodendron	paniculatum	50,00	0,1150	5,6397	2,1672	1,8732	13,4170	0,2913	0,2913	0,3405	0,5150	0,9346	0,2180	0,2180	0,2619	0,4243	0,8220
202	Leguminosae-papilionoideae	Bowdichia	nitida	23,60	0,1350	12,3034	0,4828	0,4173	13,4170	0,4703	0,7848	1,4454	2,0650	2,2667	0,3136	0,5666	1,1577	1,7297	1,9201
203	Leguminosae-papilionoideae	Dipteryx	odorata	26,30	0,5150	11,0253	0,5868	0,4966	12,7984	0,0000	0,0000	0,7575	1,2249	1,3197	0,0000	0,0000	0,6614	1,0948	1,1848
204	Leguminosae-papilionoideae	Dipteryx	odorata	52,80	0,1000	6,1531	2,1759	1,8552	17,5852	0,0000	0,1127	0,4240	0,5935	1,0588	0,0000	0,0889	0,3647	0,5209	0,9620
205	Leguminosae-papilionoideae	Dipteryx	odorata	68,50	0,1250	2,8303	3,9806	3,3690	12,7984	0,0000	0,0000	0,2662	0,3873	0,4412	0,0000	0,0000	0,2375	0,3493	0,3999
206	Leguminosae-papilionoideae	Hymenolobium	excelsum	25,20	0,3250	15,6398	0,4956	0,4226	17,5852	0,4010	0,4010	0,9628	1,8279	2,2318	0,2779	0,2779	0,7716	1,5710	1,9526
207	Leguminosae-papilionoideae	Ormosia	flava	42,00	0,5450	11,0283	1,3768	1,1739	17,5852	1,2582	1,2582	1,5391	1,9505	2,4239	0,7235	0,7235	0,9728	1,3542	1,8016
208	Leguminosae-papilionoideae	Swartzia	racemosa	23,20	0,4050	12,3905	0,4666	0,4033	13,4170	5,0433	5,0433	5,1732	5,8321	6,7173	1,2117	1,2117	1,3249	1,9314	2,7678
209	Leguminosae-papilionoideae	Vatairea	sp	23,70	0,2300	16,0577	0,4384	0,3738	17,5852	0,0000	0,0000	1,0107	1,6441	2,3299	0,0000	0,0000	0,8832	1,4715	2,1201
210	Leguminosae-papilionoideae	Vatairea	paraensis	26,50	0,2950	11,3468	0,6088	0,5262	13,4170	0,3602	0,3602	0,8284	1,3111	1,8251	0,2659	0,2659	0,6787	1,1246	1,6102
211	Leguminosae-papilionoideae	Vatairea	paraensis	44,20	0,4750	10,0094	1,5248	1,3001	17,5852	0,0000	0,0000	0,0984	0,2798	0,4673	0,0000	0,0000	0,0888	0,2563	0,4335
212	Malvaceae	Apeiba	glabra	28,50	0,2050	14,5067	0,6339	0,5405	17,5852	0,4068	0,9543	1,3399	1,9208	2,5324	0,2616	0,6912	1,0277	1,5672	2,1465
213	Malvaceae	Luehea	grandiflora	51,10	0,9050	7,4176	2,0380	1,7377	17,5852	0,2447	0,6043	0,9815	1,2580	1,6061	0,1642	0,4439	0,7710	1,0245	1,3534
214	Malvaceae	Luehea	grandiflora	65,30	0,3950	2,9661	3,3281	2,8376	17,5852	0,1094	0,3761	0,6189	0,8469	1,0769	0,0808	0,2857	0,4991	0,7091	0,9271
215	Malvaceae	Theobroma	sylvestre	21,50	0,0150	12,9151	0,4007	0,3464	13,4170	0,0000	0,0000	0,2528	0,8023	1,7028	0,0000	0,0000	0,2283	0,7328	1,5813
216	Melastomataceae	Miconia	poepigii	23,50	0,1250	16,1018	0,4310	0,3675	17,5852	0,0000	0,3852	0,6633	1,2229	2,1443	0,0000	0,3178	0,5584	1,0769	1,9472
217	Moraceae	Brosimum	guianense	20,50	0,0250	13,1276	0,3643	0,3149	13,4170	0,0000	0,0000	0,7419	1,1831	1,5793	0,0000	0,0000	0,6633	1,0685	1,4441
218	Moraceae	Brosimum	rubescens	20,90	0,2100	13,0932	0,3787	0,3273	13,4170	0,7703	0,7703	1,1961	2,8009	3,3126	0,5323	0,5323	0,9144	2,3979	2,8822

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
219	Moraceae	Brosimum	sp	21,50	0,0150	12,5005	0,3921	0,3319	12,7984	0,0000	0,0000	0,6587	0,9727	2,0701	0,0000	0,0000	0,5754	0,8685	1,9074
220	Moraceae	Brosimum	guianense	21,80	0,2750	16,8788	0,3709	0,3163	17,5852	0,0000	0,5199	1,2106	1,9132	2,8587	0,0000	0,4254	1,0242	1,6793	2,5707
221	Moraceae	Brosimum	guianense	22,60	0,4650	12,2354	0,4333	0,3667	12,7984	2,7376	3,1117	3,7450	4,6739	5,1623	1,7741	2,0749	2,6285	3,4852	3,9462
222	Moraceae	Brosimum	guianense	23,80	0,0650	16,0132	0,4421	0,3769	17,5852	0,0000	0,6711	1,2398	2,2580	3,4473	0,0000	0,5265	1,0084	1,9499	3,0752
223	Moraceae	Brosimum	guianense	24,80	0,3950	11,4880	0,5218	0,4416	12,7984	0,0000	0,0000	1,1989	2,1192	2,8439	0,0000	0,0000	1,0535	1,9012	2,5874
224	Moraceae	Brosimum	guianense	25,00	0,0550	11,3411	0,5302	0,4487	12,7984	0,0000	0,7442	1,0909	1,7828	2,2574	0,0000	0,6082	0,9084	1,5484	1,9969
225	Moraceae	Brosimum	sp	26,20	0,2650	11,0797	0,5823	0,4929	12,7984	0,0000	0,0000	0,2170	0,6489	1,0096	0,0000	0,0000	0,1957	0,5962	0,9369
226	Moraceae	Brosimum	guianense	26,50	0,4550	15,1108	0,5481	0,4673	17,5852	0,0000	0,0000	0,7814	1,2689	1,7739	0,0000	0,0000	0,6906	1,1424	1,6203
227	Moraceae	Brosimum	rubescens	26,90	0,0350	11,2332	0,6273	0,5422	13,4170	0,0000	0,8590	1,5577	2,1484	2,3916	0,0000	0,6615	1,2611	1,8074	2,0377
228	Moraceae	Brosimum	guianense	28,00	0,2800	14,6342	0,6119	0,5217	17,5852	0,7443	0,7443	1,7202	2,8438	3,2094	0,3929	0,3929	1,2496	2,2880	2,6341
229	Moraceae	Brosimum	guianense	30,50	0,1300	9,6366	0,7892	0,6679	12,7984	0,6393	0,6393	1,4708	2,0164	2,5801	0,3375	0,3375	1,0815	1,5825	2,1166
230	Moraceae	Brosimum	sp	31,20	0,0350	9,9385	0,8439	0,7294	13,4170	0,0000	0,0000	0,3046	0,4497	0,7788	0,0000	0,0000	0,2734	0,4081	0,7191
231	Moraceae	Brosimum	rubescens	32,90	0,3900	9,2105	0,9383	0,8110	13,4170	0,0000	0,0000	0,8655	1,0540	1,3230	0,0000	0,0000	0,7472	0,9201	1,1739
232	Moraceae	Brosimum	rubescens	51,80	0,4550	6,5836	2,0942	1,7856	17,5852	0,0000	0,1223	0,3624	0,7196	0,8065	0,0000	0,0997	0,3137	0,6458	0,7277
233	Moraceae	Brosimum	parinarioides	70,40	0,0850	2,2305	3,8682	3,2982	17,5852	0,3150	0,3150	0,4405	0,7069	1,0268	0,2190	0,2190	0,3295	0,5767	0,8785
234	Moraceae	Clarisia	racemosa	24,00	0,3450	12,2137	0,4993	0,4316	13,4170	0,0000	0,2701	0,6221	0,8114	1,6675	0,0000	0,2186	0,5330	0,7082	1,5183
235	Moraceae	Helicostylis	sp	20,00	0,1050	13,3227	0,3468	0,2997	13,4170	0,0000	0,0000	1,4809	1,9440	3,2162	0,0000	0,0000	1,2991	1,7274	2,9303
236	Moraceae	Helicostylis	sp	22,80	0,0650	16,3988	0,4057	0,3459	17,5852	0,0000	0,0000	1,3586	2,1530	2,9800	0,0000	0,0000	1,2015	1,9379	2,7183
237	Moraceae	Helicostylis	sp	23,10	0,1350	12,0696	0,4527	0,3831	12,7984	0,0000	0,9293	1,0707	1,2937	1,8069	0,0000	0,7171	0,8449	1,0507	1,5365
238	Myristicaceae	Iryanthera	juvensis	20,00	0,5700	12,6728	0,3393	0,2872	12,7984	0,0000	0,0000	0,0000	0,4950	1,0321	0,0000	0,0000	0,0000	0,4617	0,9707
239	Myristicaceae	Iryanthera	juvensis	21,80	0,1850	12,3142	0,4032	0,3412	12,7984	0,0000	0,0000	0,4411	0,7216	1,5420	0,0000	0,0000	0,3908	0,6530	1,4281
240	Myristicaceae	Iryanthera	juvensis	22,30	0,2250	16,7616	0,3881	0,3309	17,5852	0,0000	0,0000	0,9967	2,2592	3,1052	0,0000	0,0000	0,8555	2,0216	2,8198
241	Myristicaceae	Iryanthera	juvensis	23,60	0,2300	11,7671	0,4725	0,3999	12,7984	1,4788	2,0767	2,4715	3,2192	3,6836	0,7394	1,2280	1,5848	2,2789	2,7176
242	Myristicaceae	Iryanthera	juvensis	24,10	0,2850	15,9223	0,4533	0,3865	17,5852	0,5973	0,5973	1,6369	1,8921	2,6084	0,4290	0,4290	1,3545	1,5909	2,2670
243	Myristicaceae	Iryanthera	juvensis	25,30	0,5300	11,8766	0,5549	0,4796	13,4170	1,2885	1,5449	2,4972	2,8332	3,2810	0,6443	0,8524	1,6734	1,9821	2,4065
244	Myristicaceae	Iryanthera	juvensis	29,50	0,2550	14,1745	0,6792	0,5791	17,5852	0,0000	0,5286	1,3618	1,9632	2,5292	0,0000	0,4100	1,1262	1,6850	2,2208
245	Myristicaceae	Iryanthera	juvensis	30,10	0,3150	9,7096	0,7686	0,6505	12,7984	0,0000	0,0000	0,7231	1,0677	1,7005	0,0000	0,0000	0,6293	0,9493	1,5464
246	Myristicaceae	Iryanthera	juvensis	37,10	0,2450	7,6706	1,1932	1,0313	13,4170	0,0000	0,0000	0,9000	1,4804	1,8701	0,0000	0,0000	0,7762	1,3121	1,6795

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
247	Myristicaceae	Iryanthera	juruensis	39,00	0,0550	12,0829	1,1871	1,0122	17,5852	0,0000	0,4298	0,6668	1,1008	1,5884	0,0000	0,3558	0,5666	0,9679	1,4294
248	Myristicaceae	Virola	michellii	21,80	0,3900	12,3142	0,4032	0,3412	12,7984	0,0000	1,0653	1,5369	1,7703	2,6054	0,0000	0,8286	1,2500	1,4645	2,2564
249	Myristicaceae	Virola	michellii	28,80	0,4150	10,7381	0,7190	0,6215	13,4170	0,0000	1,2023	1,7072	1,7644	2,0318	0,0000	0,9673	1,4184	1,4718	1,7249
250	Myristicaceae	Virola	michellii	35,30	0,7500	8,4897	1,0802	0,9337	13,4170	0,6316	0,9610	1,4985	1,6676	1,9296	0,3400	0,6091	1,0865	1,2423	1,4903
251	Myristicaceae	Virola	michellii	38,70	0,3300	7,5530	1,2983	1,1222	13,4170	0,0000	0,0000	0,5035	1,1427	1,5858	0,0000	0,0000	0,4398	1,0314	1,4508
252	Myristicaceae	Virola	michellii	42,10	0,4350	10,8891	1,3833	1,1795	17,5852	0,0000	0,6122	0,8097	1,4704	1,9005	0,0000	0,4684	0,6430	1,2521	1,6585
253	Myristicaceae	Virola	michellii	47,30	0,7200	6,0155	1,9395	1,6764	13,4170	0,0000	0,1425	0,4887	0,7067	0,9485	0,0000	0,1147	0,4136	0,6153	0,8442
254	Myristicaceae	Virola	michellii	51,90	0,3800	6,3720	2,1023	1,7925	17,5852	0,0000	0,2478	0,5379	1,0477	1,6344	0,0000	0,2015	0,4569	0,9271	1,4821
255	Myrtaceae	A identificar	sp	21,40	0,0400	17,1370	0,3574	0,3048	17,5852	0,0000	0,0000	1,6598	2,6180	3,6827	0,0000	0,0000	1,4751	2,3610	3,3680
256	Myrtaceae	Myrcia	splendens	24,60	0,0400	15,6897	0,4723	0,4027	17,5852	0,0000	0,0000	1,0871	1,8254	2,2254	0,0000	0,0000	0,9546	1,6336	2,0117
257	Myrtaceae	Myrcia	splendens	25,50	0,1250	15,5887	0,5075	0,4327	17,5852	1,5824	1,5824	2,3267	2,9757	3,6184	1,0947	1,0947	1,7430	2,3441	2,9522
258	Myrtaceae	Myrciaria	floribunda	21,10	0,1800	12,5368	0,3777	0,3197	12,7984	0,0000	0,0000	0,9225	1,4814	1,9286	0,0000	0,0000	0,8111	1,3298	1,7539
259	Myrtaceae	Myrciaria	floribunda	22,60	0,0950	16,6022	0,3986	0,3399	17,5852	0,0000	0,0000	1,4200	2,1643	2,3911	0,0000	0,0000	1,2748	1,9622	2,1774
260	Myrtaceae	Myrciaria	floribunda	22,70	0,1900	16,5213	0,4022	0,3429	17,5852	0,0000	0,0000	0,1894	1,2184	2,1412	0,0000	0,0000	0,1687	1,1230	1,9970
261	Myrtaceae	Myrciaria	floribunda	24,90	0,1550	11,4393	0,5260	0,4452	12,7984	0,0000	0,7362	0,7362	1,1946	1,7335	0,0000	0,5982	0,5982	1,0229	1,5313
262	Nyctaginaceae	Neea	floribunda	21,90	0,0900	12,8404	0,4158	0,3594	13,4170	0,6910	0,6910	1,7414	2,2290	2,5617	0,5105	0,5105	1,4098	1,8639	2,1790
263	Nyctaginaceae	Neea	floribunda	31,90	0,1750	9,5444	0,8821	0,7625	13,4170	0,0000	0,0000	0,3745	0,4312	0,8776	0,0000	0,0000	0,3358	0,3888	0,8115
264	Nyctaginaceae	Neea	floribunda	39,30	0,1400	7,1922	1,3389	1,1573	13,4170	0,0000	0,0000	0,1982	0,4596	0,8441	0,0000	0,0000	0,1668	0,4090	0,7717
265	Nyctaginaceae	Neea	floribunda	40,20	0,3600	6,8294	1,3709	1,1603	12,7984	0,0000	0,0000	0,4049	0,4792	0,8864	0,0000	0,0000	0,3571	0,4262	0,8105
266	Olacaceae	Minquartia	guianensis	23,20	0,1850	16,2735	0,4201	0,3582	17,5852	0,0000	0,0000	1,1461	1,9903	2,7916	0,0000	0,0000	1,0060	1,7890	2,5491
267	Olacaceae	Minquartia	guianensis	25,00	0,1700	11,9269	0,5418	0,4683	13,4170	2,3871	2,9711	3,2854	3,5671	4,1741	1,1588	1,6387	1,9170	2,1763	2,7507
268	Olacaceae	Minquartia	guianensis	27,40	0,1500	10,6826	0,6369	0,5390	12,7984	0,3414	0,5650	0,7882	0,9860	1,7607	0,2326	0,4173	0,6168	0,8001	1,5309
269	Olacaceae	Minquartia	guianensis	34,60	0,2450	13,3117	0,9344	0,7967	17,5852	0,0000	0,0000	0,3358	0,9484	1,5192	0,0000	0,0000	0,2938	0,8605	1,4000
270	Olacaceae	Minquartia	guianensis	40,10	0,2400	11,9566	1,2550	1,0701	17,5852	0,0000	0,0000	0,2515	0,3850	0,5482	0,0000	0,0000	0,2224	0,3475	0,5025
271	Putranjivaceae	Drypetes	variabilis	27,80	0,2750	11,0558	0,6700	0,5791	13,4170	0,6821	1,0947	1,5355	1,7343	2,4241	0,3600	0,6922	1,0811	1,2646	1,9186
272	Quinaceae	Lacunaria	crenata	22,40	0,1900	16,7222	0,3916	0,3339	17,5852	0,0000	0,2825	1,0957	2,0372	2,9529	0,0000	0,2183	0,9304	1,8026	2,6682
273	Rubiaceae	Chimarrhis	turbinata	37,50	0,0600	7,6587	1,1930	1,0097	12,7984	0,3004	0,3004	0,4985	0,8605	1,0202	0,2253	0,2253	0,4014	0,7361	0,8871
274	Rubiaceae	Chimarrhis	turbinata	48,80	0,6350	8,6157	1,8587	1,5848	17,5852	0,0000	0,0000	0,6869	0,9731	1,2021	0,0000	0,0000	0,6068	0,8713	1,0882

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
275	Rubiaceae	Chimarrhis	turbinata	50,80	0,2500	5,5520	2,1893	1,8529	12,7984	0,0000	0,0000	0,2846	0,4511	0,6637	0,0000	0,0000	0,2518	0,4055	0,6059
276	Rubiaceae	Duroia	sp	25,60	0,0000	15,4858	0,5115	0,4361	17,5852	0,0000	0,3717	0,9533	1,8818	2,6065	0,0000	0,3092	0,8215	1,6828	2,3686
277	Rubiaceae	Ferdinandusa	elliptica	26,30	0,2100	15,1660	0,5399	0,4603	17,5852	0,0000	0,8553	1,1314	1,6305	2,4234	0,0000	0,6951	0,9318	1,3933	2,1414
278	Rubiaceae	Psychotria	mapourioides	20,50	0,0150	13,1276	0,3643	0,3149	13,4170	0,0000	0,0000	1,4471	1,7745	2,7145	0,0000	0,0000	1,2507	1,5530	2,4428
279	Salicaceae	Laetia	procera	32,50	0,1050	8,9358	0,8961	0,7584	12,7984	0,4277	0,4277	0,9053	1,5953	1,8512	0,2657	0,2657	0,6826	1,3231	1,5646
280	Sapindaceae	Cupania	hirsuta	20,10	0,2000	13,2910	0,3502	0,3027	13,4170	0,5418	0,5418	1,4020	1,5681	2,2189	0,4003	0,4003	1,1540	1,3057	1,9212
281	Sapindaceae	Cupania	hirsuta	33,50	0,3650	8,9492	0,9729	0,8409	13,4170	0,5748	0,5748	0,6981	0,9614	1,5591	0,3871	0,3871	0,4966	0,7409	1,3060
282	Sapotaceae	A identificar	sp	20,00	0,2600	12,6728	0,3393	0,2872	12,7984	1,0640	1,3441	1,3441	2,0831	2,2720	0,7600	0,9854	0,9854	1,6722	1,8503
283	Sapotaceae	A identificar	sp	20,00	0,2300	13,3227	0,3468	0,2997	13,4170	0,0000	0,0000	0,2896	0,9284	1,6792	0,0000	0,0000	0,2584	0,8493	1,5589
284	Sapotaceae	A identificar	sp	21,50	0,7500	17,0644	0,3608	0,3076	17,5852	0,3685	0,6752	1,6254	2,6666	3,1506	0,2647	0,5016	1,3129	2,2812	2,7386
285	Sapotaceae	A identificar	sp	21,80	0,1850	12,3142	0,4032	0,3412	12,7984	1,2514	1,2514	2,1230	3,1247	3,7757	0,6606	0,6606	1,4381	2,3575	2,9724
286	Sapotaceae	A identificar	sp	21,80	0,1250	16,8788	0,3709	0,3163	17,5852	0,0000	0,4503	0,8338	2,1205	2,9209	0,0000	0,3680	0,7116	1,8951	2,6531
287	Sapotaceae	A identificar	sp	24,20	0,1100	15,8763	0,4571	0,3897	17,5852	0,0000	0,2706	0,9156	1,9626	2,2916	0,0000	0,2178	0,7955	1,7631	2,0740
288	Sapotaceae	A identificar	sp	24,30	0,3400	15,7372	0,4609	0,3930	17,5852	0,0000	0,3344	0,5079	1,0568	2,2371	0,0000	0,2618	0,4161	0,9244	2,0417
289	Sapotaceae	A identificar	sp	25,90	0,4400	11,6177	0,5815	0,5026	13,4170	0,0000	0,0000	0,5483	1,2226	1,7259	0,0000	0,0000	0,4714	1,0943	1,5698
290	Sapotaceae	A identificar	sp	26,20	0,1500	15,2203	0,5358	0,4568	17,5852	4,9834	4,9834	5,4513	6,0691	6,8915	1,9401	1,9401	2,3539	2,9243	3,7014
291	Sapotaceae	A identificar	sp	28,40	0,5950	10,8684	0,6992	0,6043	13,4170	0,0000	0,0000	0,4034	0,9060	1,5575	0,0000	0,0000	0,3543	0,8191	1,4346
292	Sapotaceae	A identificar	sp	30,70	0,0400	9,5625	0,7995	0,6767	12,7984	0,0000	0,4048	1,0706	1,1949	1,7560	0,0000	0,3181	0,9110	1,0270	1,5590
293	Sapotaceae	A identificar	sp	31,70	0,0550	9,6243	0,8711	0,7529	13,4170	0,2512	0,7275	1,4526	1,6537	1,8004	0,1804	0,5653	1,1912	1,3770	1,5153
294	Sapotaceae	A identificar	sp	32,50	0,1250	13,7653	0,8244	0,7029	17,5852	0,0000	0,0000	0,4740	0,9739	1,8258	0,0000	0,0000	0,4182	0,8830	1,6883
295	Sapotaceae	A identificar	sp	34,80	0,0950	13,2166	0,9452	0,8059	17,5852	0,0000	0,0000	0,3407	0,6774	0,8785	0,0000	0,0000	0,3010	0,6115	0,8024
296	Sapotaceae	A identificar	sp	34,90	0,3000	8,3944	1,0333	0,8745	12,7984	0,6762	1,0378	1,2405	1,8623	2,0687	0,3381	0,6394	0,8225	1,3990	1,5939
297	Sapotaceae	A identificar	sp	35,10	0,3850	12,8317	0,9616	0,8199	17,5852	0,0000	0,1969	0,7284	1,0405	1,8610	0,0000	0,1526	0,6237	0,9148	1,6900
298	Sapotaceae	A identificar	sp	35,20	0,1850	8,2971	1,0511	0,8896	12,7984	0,0000	0,0000	0,3693	0,8834	1,3765	0,0000	0,0000	0,3297	0,8075	1,2736
299	Sapotaceae	A identificar	sp	35,50	0,5750	8,1981	1,0691	0,9048	12,7984	0,0000	0,0000	0,5164	0,7188	1,0923	0,0000	0,0000	0,4553	0,6436	0,9972
300	Sapotaceae	A identificar	sp	35,60	0,2450	12,6349	0,9892	0,8434	17,5852	0,3349	0,3349	0,8314	0,9771	1,3537	0,2442	0,2442	0,6843	0,8188	1,1757
301	Sapotaceae	A identificar	sp	36,00	0,3700	7,9915	1,1235	0,9711	13,4170	0,2596	0,2596	0,6245	1,2646	1,6747	0,1794	0,1794	0,5073	1,0955	1,4829
302	Sapotaceae	A identificar	sp	36,60	0,1000	7,8863	1,1612	1,0037	13,4170	1,5099	1,7866	2,1720	2,4150	2,6461	0,9886	1,1969	1,5437	1,7686	1,9880

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
303	Sapotaceae	A identificar	sp	36,80	0,1250	12,3175	1,0570	0,9012	17,5852	0,0000	0,4710	0,8271	1,1592	1,3916	0,0000	0,3922	0,7090	1,0140	1,2334
304	Sapotaceae	A identificar	sp	37,50	0,1100	7,6587	1,1930	1,0097	12,7984	0,0000	0,0000	0,1832	0,4040	0,6724	0,0000	0,0000	0,1656	0,3685	0,6225
305	Sapotaceae	A identificar	sp	37,70	0,0850	7,4355	1,2057	1,0205	12,7984	0,0000	0,8472	1,4210	1,6639	2,0287	0,0000	0,6471	1,1442	1,3704	1,7165
306	Sapotaceae	A identificar	sp	42,80	0,2100	6,6460	1,5880	1,3726	13,4170	0,1809	0,1809	0,6242	0,8851	1,0946	0,1337	0,1337	0,5221	0,7635	0,9616
307	Sapotaceae	A identificar	sp	42,80	0,0200	6,6460	1,5880	1,3726	13,4170	1,1807	1,1807	1,7153	2,1402	2,3332	0,6233	0,6233	1,0987	1,4933	1,6761
308	Sapotaceae	A identificar	sp	44,70	0,1650	6,1912	1,7321	1,4971	13,4170	0,0000	0,0000	0,4545	0,8955	1,2912	0,0000	0,0000	0,4026	0,8104	1,1843
309	Sapotaceae	A identificar	sp	51,20	0,3100	5,3461	2,2239	1,8822	12,7984	0,9219	0,9219	0,9219	1,1574	1,3106	0,3073	0,3073	0,3073	0,5244	0,6694
310	Sapotaceae	A identificar	sp	52,30	0,3400	4,9213	2,3204	1,9639	12,7984	0,4426	0,4426	0,8244	1,0767	1,2139	0,2711	0,2711	0,6100	0,8412	0,9709
311	Sapotaceae	A identificar	sp	55,30	0,1700	3,8780	2,6510	2,2914	13,4170	0,0000	0,0000	0,3688	0,4463	0,7621	0,0000	0,0000	0,3247	0,3972	0,6967
312	Sapotaceae	A identificar	sp	56,00	0,4150	3,6317	2,7185	2,3498	13,4170	0,0000	0,0000	0,1914	0,5045	0,6407	0,0000	0,0000	0,1674	0,4572	0,5865
313	Sapotaceae	A identificar	sp	56,50	0,1750	3,1320	2,7673	2,3919	13,4170	0,6775	0,6775	0,9651	1,4037	1,5269	0,3577	0,3577	0,6074	1,0139	1,1305
314	Sapotaceae	A identificar	sp	57,40	0,4300	4,2198	2,5715	2,1926	17,5852	0,0000	0,0000	0,6726	0,8082	1,1255	0,0000	0,0000	0,5802	0,7056	1,0052
315	Sapotaceae	Chrysophyllum	lucentifolium	20,30	0,2400	13,2263	0,3572	0,3088	13,4170	0,6125	2,4677	2,9535	3,2323	3,4620	0,4399	1,9292	2,3430	2,6019	2,8191
316	Sapotaceae	Chrysophyllum	lucentifolium	23,20	0,5250	12,3905	0,4666	0,4033	13,4170	0,0000	0,0000	1,0728	1,8316	2,6672	0,0000	0,0000	0,9281	1,6267	2,4173
317	Sapotaceae	Chrysophyllum	prieurii	27,50	0,3800	10,5638	0,6416	0,5430	12,7984	0,0000	0,5416	0,9943	1,0550	1,8807	0,0000	0,4076	0,8024	0,8591	1,6395
318	Sapotaceae	Chrysophyllum	lucentifolium	30,60	0,2450	10,3139	0,8117	0,7016	13,4170	0,0000	0,4966	1,1042	1,4497	1,9300	0,0000	0,4066	0,9353	1,2537	1,7080
319	Sapotaceae	Chrysophyllum	lucentifolium	32,60	0,0050	9,2955	0,9213	0,7963	13,4170	0,7761	0,7761	1,8242	1,9812	2,3302	0,3880	0,3880	1,2873	1,4326	1,7633
320	Sapotaceae	Chrysophyllum	lucentifolium	40,50	0,1300	11,6989	1,2802	1,0915	17,5852	0,2378	0,6140	1,0449	1,5316	1,8708	0,1726	0,4624	0,8484	1,3006	1,6221
321	Sapotaceae	Chrysophyllum	lucentifolium	43,80	0,3650	6,3481	1,6631	1,4375	13,4170	0,0000	0,1344	0,4032	0,9234	1,3773	0,0000	0,1083	0,3476	0,8298	1,2585
322	Sapotaceae	Chrysophyllum	prieurii	51,70	0,2100	5,0227	2,3171	2,0027	13,4170	0,2003	0,2003	0,4691	1,0061	1,3934	0,1439	0,1439	0,3774	0,8702	1,2361
323	Sapotaceae	Ecclinusa	guianensis	22,80	0,2350	16,3988	0,4057	0,3459	17,5852	0,4899	0,4899	0,7504	1,8659	2,2549	0,3394	0,3394	0,5717	1,6056	1,9731
324	Sapotaceae	Ecclinusa	guianensis	22,80	0,1950	12,6008	0,4506	0,3895	13,4170	0,0000	0,0000	0,1498	0,6263	1,3617	0,0000	0,0000	0,1353	0,5774	1,2733
325	Sapotaceae	Ecclinusa	guianensis	50,10	0,3950	8,0321	1,9590	1,6703	17,5852	0,0000	0,0000	0,1704	0,4502	0,8108	0,0000	0,0000	0,1520	0,4108	0,7523
326	Sapotaceae	Manilkara	bidentata	21,10	0,1650	17,3518	0,3475	0,2963	17,5852	0,7900	0,7900	1,8957	2,7304	3,1672	0,5675	0,5675	1,5254	2,2994	2,7123
327	Sapotaceae	Manilkara	huberi	25,20	0,2650	11,2912	0,5387	0,4560	12,7984	0,0000	0,3027	0,7791	1,3287	1,9345	0,0000	0,2273	0,6517	1,1643	1,7369
328	Sapotaceae	Manilkara	huberi	25,90	0,7450	11,6177	0,5815	0,5026	13,4170	0,0000	0,3178	0,5818	0,9246	1,1953	0,0000	0,2578	0,4877	0,8055	1,0614
329	Sapotaceae	Manilkara	bidentata	28,20	0,3200	10,9318	0,6894	0,5959	13,4170	0,4884	0,7279	0,9322	1,2038	1,9217	0,3375	0,5332	0,7132	0,9659	1,6463
330	Sapotaceae	Manilkara	huberi	30,80	0,8400	10,0904	0,8224	0,7108	13,4170	0,2307	0,2307	0,7813	0,8860	1,2519	0,1705	0,1705	0,6542	0,7502	1,0972

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
331	Sapotaceae	Manilkara	huberi	32,50	0,5750	13,7653	0,8244	0,7029	17,5852	0,5009	0,7643	1,0763	1,5370	2,0672	0,3578	0,5688	0,8410	1,2689	1,7706
332	Sapotaceae	Manilkara	bidentata	32,60	0,4350	8,8523	0,9016	0,7631	12,7984	0,4977	1,5600	2,1981	2,6929	2,9248	0,2897	1,1159	1,6823	2,1426	2,3618
333	Sapotaceae	Manilkara	huberi	33,80	0,6850	13,5916	0,8917	0,7603	17,5852	0,0000	0,0000	0,3001	1,0491	1,3259	0,0000	0,0000	0,2667	0,9581	1,2197
334	Sapotaceae	Manilkara	huberi	35,00	0,3500	12,9285	0,9561	0,8152	17,5852	0,0000	0,5978	0,9357	1,2955	1,4305	0,0000	0,4863	0,7888	1,1235	1,2511
335	Sapotaceae	Manilkara	huberi	44,80	0,6500	6,2555	1,7026	1,4410	12,7984	0,0000	0,1042	0,3679	1,0446	1,2882	0,0000	0,0852	0,3195	0,9433	1,1735
336	Sapotaceae	Manilkara	huberi	45,10	0,1850	9,6934	1,5875	1,3536	17,5852	0,0000	0,2660	0,5904	1,0299	1,3128	0,0000	0,2121	0,4998	0,9051	1,1729
337	Sapotaceae	Manilkara	huberi	48,40	0,5350	8,8027	1,8283	1,5589	17,5852	0,3781	0,5119	0,7698	0,9283	1,4583	0,2521	0,3633	0,5909	0,7371	1,2382
338	Sapotaceae	Manilkara	huberi	48,40	0,7700	8,8027	1,8283	1,5589	17,5852	0,0000	0,2345	1,1075	1,3426	1,6459	0,0000	0,1878	0,9432	1,1609	1,4476
339	Sapotaceae	Manilkara	huberi	53,20	0,5200	4,6990	2,4010	2,0321	12,7984	0,1504	0,2860	0,3510	0,5189	0,6768	0,1074	0,2108	0,2692	0,4253	0,5745
340	Sapotaceae	Manilkara	huberi	61,50	0,2600	3,8203	3,2086	2,7156	12,7984	0,0000	0,0000	0,0000	0,1481	0,5112	0,0000	0,0000	0,0000	0,1381	0,4815
341	Sapotaceae	Manilkara	huberi	63,10	0,4950	3,1988	3,3777	2,8588	12,7984	0,0000	0,1942	0,2920	0,5115	0,6925	0,0000	0,1605	0,2480	0,4502	0,6212
342	Sapotaceae	Manilkara	bidentata	64,00	0,2950	3,6247	3,1969	2,7258	17,5852	0,0000	0,0000	0,1882	0,2981	0,6745	0,0000	0,0000	0,1662	0,2684	0,6249
343	Sapotaceae	Manilkara	bidentata	66,40	0,2650	2,6198	3,4411	2,9340	17,5852	0,0000	0,1869	0,3281	0,6265	0,7297	0,0000	0,1536	0,2803	0,5563	0,6536
344	Sapotaceae	Micropholis	egensis	21,70	0,1100	12,4635	0,3995	0,3381	12,7984	0,5929	1,0059	2,0792	2,0792	2,3488	0,3820	0,7019	1,6456	1,6456	1,8999
345	Sapotaceae	Micropholis	guyanensis	21,80	0,2350	12,3142	0,4032	0,3412	12,7984	0,8616	0,8616	1,7856	2,7710	3,3840	0,5278	0,5278	1,3325	2,2414	2,8217
346	Sapotaceae	Micropholis	egensis	29,30	0,2700	9,9872	0,7283	0,6164	12,7984	1,3623	1,3623	1,4710	1,8686	2,2852	0,8662	0,8662	0,9636	1,3313	1,7246
347	Sapotaceae	Micropholis	guyanensis	29,30	0,2150	14,2429	0,6700	0,5713	17,5852	0,0000	0,2300	0,2300	0,8872	1,6546	0,0000	0,1801	0,1801	0,7869	1,5134
348	Sapotaceae	Micropholis	guyanensis	29,70	0,3350	9,7808	0,7483	0,6333	12,7984	0,4642	0,4642	0,9768	1,8069	2,1548	0,2844	0,2844	0,7336	1,4985	1,8272
349	Sapotaceae	Micropholis	guyanensis	32,40	0,0200	9,4619	0,9100	0,7866	13,4170	0,0000	1,1472	1,3406	1,7524	2,2295	0,0000	0,8773	1,0475	1,4304	1,8822
350	Sapotaceae	Micropholis	egensis	39,20	0,3850	7,0795	1,3036	1,1033	12,7984	0,0000	0,0000	0,5123	0,7737	0,8894	0,0000	0,0000	0,4583	0,7021	0,8120
351	Sapotaceae	Micropholis	egensis	42,30	0,2450	6,4131	1,5179	1,2847	12,7984	0,7242	0,7242	0,7764	1,0289	1,3522	0,4689	0,4689	0,5162	0,7492	1,0539
352	Sapotaceae	Micropholis	guyanensis	53,60	0,5750	5,9274	2,2423	1,9119	17,5852	0,0000	0,1543	0,4533	0,5345	1,0074	0,0000	0,1273	0,3915	0,4667	0,9129
353	Sapotaceae	Pouteria	oppositifolia	20,00	0,2000	17,5538	0,3122	0,2662	17,5852	0,0000	0,4481	0,7935	1,6148	2,8401	0,0000	0,3568	0,6571	1,4148	2,5747
354	Sapotaceae	Pouteria	anomala	21,30	0,0550	17,2449	0,3541	0,3019	17,5852	0,0000	0,2197	1,7481	2,6458	3,4654	0,0000	0,1831	1,5447	2,3765	3,1529
355	Sapotaceae	Pouteria	caimito	21,40	0,0650	17,1370	0,3574	0,3048	17,5852	0,0000	0,6327	1,6264	2,2490	2,9873	0,0000	0,5175	1,3920	1,9688	2,6663
356	Sapotaceae	Pouteria	bilocularis	22,70	0,3350	12,6416	0,4467	0,3861	13,4170	0,0000	0,2661	1,0357	1,4321	1,9015	0,0000	0,2217	0,9006	1,2680	1,7125
357	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	23,00	0,2500	12,1115	0,4488	0,3798	12,7984	0,0000	0,3634	0,7036	1,0031	1,9856	0,0000	0,2729	0,5688	0,8433	1,7728
358	Sapotaceae	Pouteria	caimito	23,00	0,1400	12,5592	0,4586	0,3964	13,4170	0,0000	0,3025	0,6828	1,0668	1,8941	0,0000	0,2358	0,5647	0,9190	1,7034

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
359	Sapotaceae	Pouteria	caimito	23,40	0,2450	16,1452	0,4274	0,3644	17,5852	1,6487	1,8307	2,3820	3,0453	4,1061	1,1819	1,3336	1,8307	2,4487	3,4516
360	Sapotaceae	Pouteria	caimito	24,30	0,1450	15,7372	0,4609	0,3930	17,5852	2,0396	2,0396	2,3483	3,0772	3,8871	1,2280	1,2280	1,5051	2,1764	2,9426
361	Sapotaceae	Pouteria	bilocularis	24,50	0,1500	12,1198	0,5203	0,4498	13,4170	0,0000	0,4294	1,0852	1,8796	3,0628	0,0000	0,3463	0,9103	1,6378	2,7578
362	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	25,70	0,1500	11,2393	0,5603	0,4742	12,7984	0,0000	0,0000	0,5560	0,7007	1,1844	0,0000	0,0000	0,4970	0,6300	1,0865
363	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	25,90	0,0200	11,1867	0,5691	0,4816	12,7984	0,0000	0,0000	0,3217	1,6970	2,2564	0,0000	0,0000	0,2776	1,5481	2,0774
364	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	26,00	0,2200	11,5115	0,5860	0,5065	13,4170	1,1642	1,1642	2,3134	2,4605	2,8639	0,6268	0,6268	1,6372	1,7731	2,1552
365	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	26,50	0,1400	10,9702	0,5957	0,5042	12,7984	0,7064	1,2355	2,2961	3,0643	3,3429	0,4327	0,8651	1,7881	2,5003	2,7636
366	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	27,40	0,0650	10,6826	0,6369	0,5390	12,7984	0,0000	0,0000	0,0000	0,3221	0,6482	0,0000	0,0000	0,0000	0,2944	0,6027
367	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	27,80	0,0000	10,5031	0,6556	0,5549	12,7984	0,0000	0,1633	1,0497	1,8437	2,1862	0,0000	0,1334	0,9255	1,6586	1,9822
368	Sapotaceae	Pouteria	caimito	27,80	0,1200	14,8190	0,6032	0,5143	17,5852	1,6048	1,6048	1,9566	2,7246	3,5363	1,0873	1,0873	1,3929	2,1071	2,8742
369	Sapotaceae	Pouteria	bilocularis	28,10	0,2950	10,3795	0,6699	0,5669	12,7984	0,0000	0,2091	0,5714	1,2344	1,4435	0,0000	0,1673	0,4864	1,0972	1,2952
370	Sapotaceae	Pouteria	oppositifolia	28,20	0,4100	10,3170	0,6746	0,5710	12,7984	1,6152	1,8833	2,1322	2,2866	2,7132	1,0768	1,2805	1,5044	1,6478	2,0515
371	Sapotaceae	Pouteria	caimito	28,50	0,1250	14,5067	0,6339	0,5405	17,5852	0,0000	0,0000	0,5181	1,2988	2,1224	0,0000	0,0000	0,4640	1,1878	1,9663
372	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	29,50	0,1450	9,9189	0,7383	0,6248	12,7984	0,0000	0,0000	0,8608	1,3332	1,8479	0,0000	0,0000	0,7406	1,1761	1,6616
373	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	30,20	0,3700	10,4605	0,7906	0,6834	13,4170	0,0000	0,5439	0,9218	0,9987	1,3911	0,0000	0,4404	0,7722	0,8441	1,2151
374	Sapotaceae	Pouteria	rodriguesiana	30,80	0,2550	9,3390	0,8048	0,6811	12,7984	0,0000	0,2236	0,6293	0,8576	1,0191	0,0000	0,1827	0,5483	0,7602	0,9131
375	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	30,80	0,1100	10,0904	0,8224	0,7108	13,4170	0,0000	1,2060	1,3173	1,9094	2,2792	0,0000	0,9514	1,0465	1,5925	1,9420
376	Sapotaceae	Pouteria	oblanceolata	33,20	0,0500	9,0373	0,9555	0,8259	13,4170	0,0000	0,0000	0,1408	0,4828	0,8336	0,0000	0,0000	0,1275	0,4443	0,7762
377	Sapotaceae	Pouteria	bilocularis	33,80	0,1900	8,6765	0,9692	0,8203	12,7984	0,3698	0,3698	0,6025	0,9762	1,1406	0,2774	0,2774	0,4855	0,8319	0,9880
378	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	37,00	0,4900	7,7787	1,1868	1,0258	13,4170	1,9828	1,9828	2,0653	2,5191	3,0066	0,4764	0,4764	0,5481	0,9664	1,4272
379	Sapotaceae	Pouteria	reticulata	38,30	0,0600	7,3203	1,2444	1,0532	12,7984	0,0000	0,0000	0,1828	0,4946	0,9147	0,0000	0,0000	0,1592	0,4463	0,8434
380	Sapotaceae	Pouteria	bilocularis	39,60	0,2450	6,9563	1,3303	1,1259	12,7984	0,0000	0,0000	0,1776	0,5838	1,0462	0,0000	0,0000	0,1561	0,5283	0,9656
381	Sapotaceae	Pouteria	macrocarpa	40,70	0,2050	11,4387	1,2929	1,1023	17,5852	0,3194	0,6214	0,7019	1,0319	1,5661	0,2282	0,4755	0,5470	0,8537	1,3580
382	Sapotaceae	Pouteria	oppositifolia	42,00	0,5350	11,0283	1,3768	1,1739	17,5852	0,0000	0,3303	0,5605	0,9476	1,5955	0,0000	0,2600	0,4618	0,8191	1,4313
383	Sapotaceae	Pouteria	elegans	43,30	0,0650	6,4988	1,6253	1,4048	13,4170	0,3884	0,3884	0,4469	0,5625	1,0812	0,2906	0,2906	0,3427	0,4506	0,9412
384	Sapotaceae	Pouteria	bilocularis	45,30	0,3000	6,0943	1,7409	1,4734	12,7984	0,0000	0,3926	0,5023	0,5596	1,0331	0,0000	0,3079	0,4072	0,4606	0,9087
385	Sapotaceae	Pouteria	oppositifolia	51,30	0,0700	7,0043	2,0540	1,7513	17,5852	0,0000	0,1435	0,4852	0,7050	1,0310	0,0000	0,1196	0,4250	0,6275	0,9359
386	Sapotaceae	Pouteria	oppositifolia	85,30	0,2300	0,0000	6,3075	5,4518	13,4170	0,2093	0,3735	0,4129	0,5511	0,7321	0,1395	0,2691	0,3042	0,4324	0,6031

N°	Família	Gênero	Espécie	DAP	IPA DAP	BAL	GH	St	G	A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5
387	Sapotaceae	Pouteria	oppositifolia	97,80	0,1450	0,0000	7,4652	6,3651	17,5852	0,1380	0,1380	0,2041	0,3986	0,5918	0,1035	0,1035	0,1608	0,3419	0,5242
388	Urticaceae	Cecropia	sciadophylla	31,60	0,4050	9,1836	0,8471	0,7170	12,7984	0,0000	0,0000	0,2691	0,6540	1,1967	0,0000	0,0000	0,2386	0,5943	1,1064
389	Violaceae	Rinorea	flavescens	20,20	0,0500	17,4897	0,3185	0,2715	17,5852	0,7676	0,7676	1,0667	2,2625	3,6182	0,5558	0,5558	0,8231	1,9297	3,2078
390	Violaceae	Rinorea	guianensis	22,80	0,0300	16,3988	0,4057	0,3459	17,5852	0,0000	0,4246	1,5848	2,9618	3,6404	0,0000	0,3538	1,3691	2,6341	3,2758
391	Violaceae	Rinorea	guianensis	24,60	0,4050	12,0722	0,5246	0,4534	13,4170	0,0000	0,2644	0,6249	0,8830	1,2712	0,0000	0,2061	0,5333	0,7719	1,1383
392	Vochysiaceae	Qualea	paraensis	53,80	0,1400	5,4728	2,2591	1,9262	17,5852	0,0000	0,1175	0,5627	0,8184	1,2109	0,0000	0,0952	0,4753	0,7121	1,0833
393	Vochysiaceae	Ruizterania	albiflora	22,20	0,3650	12,2755	0,4181	0,3539	12,7984	0,5812	0,5812	1,7554	2,0986	2,3756	0,3914	0,3914	1,4267	1,7450	2,0070
394	Vochysiaceae	Vochysia	obscura	51,00	0,5600	7,8278	2,0300	1,7309	17,5852	0,0000	0,0950	0,2309	0,5494	1,0330	0,0000	0,0777	0,1997	0,4933	0,9508

Legenda: DAP – diâmetro a altura do peito, a 1,30m do solo; Δ DAP – Incremento em DAP; Índices independentes da distâncias (BAL- Basal área of larger trees; GH – Índice de Glover Hool; St – Índice de Stage; G – Índice de área basal); Índices dependentes da distância (A1- Índice de Hegyi, com raio de 3m; A2 – Índice de Hegyi, com raio de 5m; A3- Índice de Hegyi, com raio de 10m; A4- Índice de Hegyi, com raio de 15m; A5- Índice de Hegyi, com raio de 20m; B1- Índice de Hegyi modificado, com raio de 3m; B2- Índice de Hegyi modificado, com raio de 5m; B3 – índice de Hegyi modificado, com raio de 10m; B4- Índice de Hegyi modificado, com raio de 15m; B5- Índice de Hegyi modificado, com raio de 20m.