

MODELAGEM DO CRESCIMENTO EM ÁREA TRANSVERSAL DE *Carapa guianensis* Aubl., SOB O EFEITO DA EXPLORAÇÃO FLORESTAL, DESBASTE E FOGO NA FLONA TAPAJÓS, BELTERRA, PARÁ

Luciana Maria de Barros Francez
Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)

Fábio de Jesus Batista
Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)

Ademir Roberto Ruschel
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA)

RESUMO

O objetivo desta pesquisa foi modelar e avaliar o crescimento da área transversal, ingresso e mortalidade de *Carapa guianensis* Aubl., sob o efeito da exploração florestal, desbaste e fogo na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. Em 1981 e 1983, foram instaladas aleatoriamente 60 parcelas de 50 m x 50 m, onde foram mensurados os indivíduos com DAP > 5cm. Foram constituídos oito tratamentos conforme as diferentes intensidades de exploração, desbaste e fogo. Foram ajustados modelos de crescimento, ingresso e mortalidade com os dados relativos ao período de 1981(1983) - 2012. A competição foi determinada com o uso de índices independentes da distância. Foram testados seis modelos para estimar o incremento em área transversal, quatro para o ingresso e um para a mortalidade. Os critérios estatísticos utilizados para a determinação do melhor modelo foram: o coeficiente de determinação ajustado, o erro padrão da estimativa, valor de F para $p < 0,01$ e análise gráfica dos resíduos. Os testes de Shapiro-Wilk, Durbin-Watson e Goldfeld-Quandt avaliaram a normalidade, independência e homocedasticidade dos resíduos. A correlação entre as variáveis foi feita pelo método de Spearman. A análise de covariância foi feita para as equações que melhor atenderem os critérios estatísticos. Os tratamentos com aplicação do desbaste, mostraram indivíduos com maiores incrementos independente da classe diamétrica a que pertencem, o que não foi observado em T1SF onde os maiores incrementos ocorreram somente nas classes superiores a 35cm, o que pode ser explicado pelo adensamento do dossel e consequente dificuldade de captação de luz dos indivíduos de menor porte. Todos os modelos testados para a modelagem do incremento da área transversal de *C. guianensis*, apresentaram baixo percentual de ajuste, mesmo após a inserção do índice de Glover e Hool, apontado como o de melhor correlação pelo método de Spearman. A análise de covariância feita para as melhores equações, mostrou não haver diferença entre os tratamentos. Foram registrados 148 ingressos.ha⁻¹ e 376 indivíduos mortos.ha⁻¹, com um balanço negativo de 27,54%. Todos os tratamentos apresentaram taxas de mortalidade superiores ao ingresso, à exceção do T4SF. A maior taxa de mortalidade foi observada no tratamento de maior

intensidade de exploração (T1). Os modelos de ingresso não apresentaram bons ajustes, enquanto o modelo de mortalidade apresentou um R_{aj}^2 de 0,6205. A análise de covariância, não apontou diferença entre os tratamentos, tanto para o ingresso quanto para a mortalidade. Os modelos de crescimento, ingresso e mortalidade não apresentaram bons ajustes. Contudo, foram semelhantes aos relatados na literatura, em floresta natural de terra firme na Amazônia.

Palavras-chave: Andiroba, Incremento em Área Basal, Ingresso, Mortalidade, Amazônia.

INTRODUÇÃO

Um dos maiores desafios do manejo de florestas tropicais é ajustar um modelo silvicultural que auxilie a regeneração natural e aumente as taxas de crescimento de espécies arbóreas desejáveis (Souza *et al.*, 2015).

Imaña-Encinas; Silva; Pinto (2005), Scolforo (1994) e Vanclay (1994), afirmaram que o crescimento é a adição de elementos dendrométricos (p.e, diâmetro, altura, área basal e volume) resultantes da divisão, alongamento e engrossamento de suas células, durante um período.

A taxa de crescimento é uma informação essencial na estimativa da produção florestal e ordenamento, devendo ser considerada nos planos de manejo sustentável (Schneider, 2009; Silva *et al.*, 2001). O conhecimento sobre o crescimento de espécies pode ser obtido por meio dos modelos de crescimento, que proporcionam a previsão da produção no futuro, a partir das condições atuais (Chassot *et al.*, 2011). Para Vanclay (1994), o aumento do diâmetro pode ser representado como uma função de produção ou de crescimento, que estima diâmetros futuros ou o incremento durante um dado período, respectivamente.

A avaliação do crescimento de um espécime florestal em medições sucessivas, separadas por um determinado período é chamada de incremento (Assmann, 1970). Em florestas inequidâneas de regiões tropicais, geralmente, estes dados são coletados a partir do diâmetro, devido à dificuldade de determinação da altura exata das árvores, em parcelas permanentes ao longo de inventários florestais contínuos.

Em florestas com alta diversidade e complexidade, como as do bioma Amazônia, que apresentam espécies com diferentes propriedades quanto ao crescimento, necessidade de luz e nutrientes, pode ser feita a modelagem de forma individual (Kierman; Bevilacqua; Nyland, 2008; Vanclay, 1994). No entanto, estudos sobre o crescimento de árvores individuais, nestas florestas, são recentes e esparsos, com um número reduzido de modelos (Cunha, 2009).

Nos modelos individuais de crescimento pode ser introduzido índices de concorrência dependentes ou independentes da distância. No primeiro caso são necessárias informações quanto a localização das árvores na floresta, enquanto os independentes não requerem informações sobre a distribuição espacial das árvores (Campos; Leite, 2013; Vanclay, 1994). É importante, também, a realização

de estudos sobre recrutamento e mortalidade assim como a inserção destes no processo de modelagem, a fim de explicar a dinâmica, composição e estrutura de ecossistemas complexos (Orellana, 2014; Bugmann, 2001).

A mortalidade é tratada como o número de indivíduos que morrem em um determinado período no tempo (Costa; Silva; Carvalho, 2002; Vanclay, 1994; Odum, 1988), podendo ser ocasionada por diferentes fatores: ataque de patógenos, parasitas e herbívoros, tempestades, exploração florestal, senilidade, competição, incêndios florestais, anelamento, envenenamento, além de condições ambientais adversas (Sanquetta, 1996; Vanclay, 1994; Lieberman; Lieberman, 1987).

O ingresso ou recrutamento é a entrada de uma árvore em uma determinada população ou comunidade, que alcança o diâmetro mínimo considerado no monitoramento da floresta, em um intervalo de tempo (Silva *et al.*, 2001; Condit; Hubel; Foster, 1994; Vanclay, 1994). O recrutamento depende da mortalidade, que por sua vez aumenta conforme o ingresso alcança a capacidade limite do sítio, sendo a regeneração florestal e a mortalidade, os agentes que motivam a competição e renovação da floresta (Nascimento *et al.*, 2012).

O incremento, recrutamento e mortalidade são variáveis de fácil determinação podendo ser utilizadas na prognose da produção de uma população ou comunidade florestal, além de informar sobre a dinâmica ocorrida na floresta. Por outro lado, a complexidade dos fatores que afetam a regeneração das espécies arbóreas pós-exploração representa um desafio para silvicultura tropical, com pouco conhecimento sobre os efeitos da intensidade de colheita e intervenções silvícolas pós-exploração na recuperação dos estoques remanescentes a médio (Petrokofsky *et al.*, 2015) e a longo prazo.

A realização de estudos quanto ao crescimento, recrutamento e mortalidade de espécies em caráter individual, na Amazônia, é de relevante importância, uma vez que a região é a maior produtora de madeira tropical em áreas de floresta nativas no país. Uma das espécies mais comercializadas na região é *Carapa guianensis* Aubl., vulgarmente conhecida como Andiroba, com potencial para exploração madeira e não-madeireira (Tonini; Costa; Kamiski, 2009; Lorenzi, 2008).

Considerada como uma das madeiras mais valiosas da região, ocorre em áreas de várzea e terra firme, ocupando o subdossel ou dossel da floresta.

Apresenta tronco cilíndrico com madeira avermelhada e moderadamente pesada ($0,70$ a $0,75\text{g/cm}^3$) (Lorenzi, 2008; Ferraz; Camargo; Sampaio, 2002). Suas sementes possuem um óleo insetífugo e medicinal, utilizado na iluminação de casas rurais e como cosméticos (Paula; Alves, 2007; Tonini; Costa; Kamiski, 2009).

No entanto, a colheita de madeira e coleta das sementes pode colocar em risco uma das espécies consideradas como a sucessora do Mogno na Amazônia. Neste sentido estudos sobre a dinâmica de crescimento da espécie em florestas nativas é importante a fim de determinar as melhores práticas de manejo e potencial produtivo da espécie para gerações futuras. Além do mais conforme afirmaram Jardim; Serrão; Nemer (2007), para a aplicação de tratamentos silviculturais ou planejamento da intensidade de exploração, é necessário o conhecimento das exigências das espécies em relação à radiação, a fim de favorecer as comercialmente desejáveis. Desta forma o objetivo deste trabalho foi Modelar e avaliar o crescimento da área transversal, ingresso e mortalidade de *Carapa guianensis* Aubl., sob o efeito da exploração florestal, desbaste e fogo na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará, a fim de determinar o tratamento silvicultural mais adequado para o ganho em incremento da espécie.

MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

A pesquisa foi realizada na Floresta Nacional do Tapajós (FLONA Tapajós), município de Belterra, oeste do Estado do Pará, à altura do Km 114 da BR-163 (Rodovia Santarém-Cuiabá), entre as coordenadas $02^{\circ}40'$ - $04^{\circ}10'S$ e $54^{\circ}45'$ - $55^{\circ}30'W$ (Carvalho, 2002).

O clima da região é tropical úmido (Ami segundo Köppen). A precipitação anual fica acima de 2000 mm, com menor disponibilidade hídrica nos meses de agosto a novembro. A média anual de temperatura é de 25°C (Carvalho, 2001).

A topografia é plana a suavemente ondulada (RADAMBRASIL, 1976), com solo do tipo latossolo amarelo moderado com textura pesada (60% - 94% de argila), com inclusão de latossolo amarelo concrecionário, derivado de argila pedregosa (Carvalho, 2002).

A vegetação da Floresta Nacional do Tapajós foi classificada como Floresta Ombrófila Densa (Floresta Tropical Pluvial) (IBGE, 2012), sendo limitada, a oeste e ao sul, pelos rios Tapajós e Cupari, respectivamente. Interiormente, a FLONA traz uma rede hidrográfica dividida entre os rios Tapajós a oeste e Curuá-Una a leste (IBAMA, 2004).

Delineamento experimental

Em 1981 foram instaladas aleatoriamente 48 parcelas de 50m x 50m em 144ha, subdivididas em 25 subparcelas de 10m x 10m de acordo com Silva; Lopes (1984) atualizado por Silva *et al.* (2005). A exploração florestal ocorreu em 1982 em diferentes intensidades, com a extração média de 12,5 árvores.ha⁻¹, de 38 espécies comerciais, totalizando 73 m³.ha⁻¹ (Carvalho, 2001), com a presença de 22 espécies nas parcelas permanentes (Avila *et al.*, 2017).

Em 1983 foram alocadas 12 parcelas em 36ha de floresta não explorada (Testemunha). Entre os anos de 1993 e 1994 foram realizados desbastes de diferentes intensidades em 36 das 48 parcelas exploradas, nas árvores com diâmetro a 1,30m do solo (DAP) > 15cm. Em 1997 houve a ocorrência de um incêndio acidental na área diferenciando o número de repetições entre os tratamentos, tomando a seguinte conformidade:

- T0SF: Floresta não explorada sem fogo (seis repetições);
- T1SF: Floresta explorada sem fogo, com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 45cm (10 repetições);
- T2SF: Floresta explorada sem fogo, com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55cm + redução da área basal em 20% da original (sete repetições);
- T3SF: Floresta explorada sem fogo, com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55cm + redução da área basal em 40% da original (12 repetições);

- T4SF: Floresta explorada sem fogo, com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP $\geq 55\text{cm}$ + redução da área basal em 60% da original (seis repetições);
- T0CF: Floresta não explorada com fogo (seis repetições);
- T2CF: Floresta explorada com fogo, com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP $\geq 55\text{cm}$ + redução da área basal em 20% da original (cinco repetições); e
- T4CF: Floresta explorada com fogo, com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP $\geq 55\text{ cm}$ + redução da área basal em 60% da original (seis repetições).

Todos os indivíduos com DAP $> 5\text{cm}$ foram registrados. Quando observado a presença de calosidades, nós, sapopemas, podridão no ponto de medição, o diâmetro foi obtido fora da influência delas. As parcelas permanentes foram avaliadas em oito ocasiões na área explorada (antes da exploração: 1981; e após a exploração: 1983, 1987, 1989, 1995, 2003, 2008 e 2012) e em sete na área não explorada (1983, 1987, 1989, 1995, 2003, 2008 e 2012).

A identificação das espécies foi realizada, em campo, com base no nome comum por paratômicos da Embrapa Amazônia Oriental. As não identificadas em campo tiveram material botânico coletado e encaminhado ao Herbário IAN da Embrapa Amazônia Oriental, para determinação científica. Os nomes científicos apresentados neste estudo estão de acordo com o sistema de classificação botânica do APGIII (APG, 2009), sendo os mesmos confirmados pelo site <http://www.tropicos.org/NameSearch.aspx> do Missouri Botanical Garden.

Análise dos dados

Foram ajustados modelos de crescimento (incremento em área transversal), ingresso e mortalidade com os dados relativos ao período de 1981(1983) - 2012¹. Optou-se pelo uso da área transversal para a modelagem do crescimento,

¹ 1981 e 1983 para as áreas exploradas e não explorada, respectivamente.

uma vez que, segundo Spurr (1952), esta variável frequentemente é bem associada ao volume por unidade de área. Na modelagem do crescimento foram testados índices de competição independentes da distância.

Incremento em área transversal

O incremento em área transversal foi calculado tendo como base o DAP > 5cm das árvores, para o período entre 1981(1983) - 2012, de acordo com a seguinte fórmula:

Onde:

$$g_i = \frac{\pi \cdot DAP^2}{4}$$
$$IPAg_i: \frac{g_{i(t+n)} - g_{i_t}}{n}$$

g_i = área transversal do indivíduo da espécie i em m^2 ;

π = constante matemática π ;

DAP = diâmetro do fuste medido a 1,30m do solo;

$IPAg_i$ = incremento periódico anual em área transversal;

$g_{i(t+n)}$ = área transversal no final do período de medição;

g_{i_t} = área transversal no início do período de medição; e

n = intervalo entre a primeira e última medição.

Índices de competição

A competição foi determinada com o uso de índices independentes da distância. Em modelos não espaciais de árvores individuais a competição é avaliada por meio da correlação das variáveis da árvore em foco e das suas vizinhas (Santos, 2012).

Índice de Basal Area Larger (BAL)

É dado pela razão entre o somatório da área basal das árvores de maior diâmetro que a árvore-objetivo, pela área basal da árvore-objetivo (Souza; Finger; Schneider, 2009). Quanto maior o índice, maior será a competição sobre a árvore objetivo (Santos, 2012).

Onde:

$$BAL = \frac{\sum_{i=1}^n g}{g_i}$$

g = área transversal das árvores com diâmetro a 1,30m do solo maior que a árvore-objetivo, expresso em m^2 ; e

g_i = área transversal da árvore-objetivo.

Índice de Glover e Hool (IGH)

Consiste na razão entre o diâmetro da árvore-objetivo com o diâmetro médio do povoamento (Schneider; Finger, 2000). Quanto menor o índice maior será a concorrência sofrida pela árvore-objetivo (Santos, 2012).

Onde:

$$IGH = \frac{d_i^2}{\bar{d}^2}$$

Onde:

d_i = diâmetro da árvore-objetivo, em cm; e

\bar{d} = diâmetro médio do povoamento, em cm.

Índice de competição do diâmetro quadrático (IDQ)

É dado pela razão entre o diâmetro médio quadrático, pelo diâmetro da árvore-objetivo. Quanto maior o valor do índice, maior será a competição. De acordo com Reyes-Muñoz *et al.* (2011), o índice é representado da seguinte forma:

$$IDQ = \frac{\sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n D_j^2}{n}}}{(D_i/100)}$$

Onde:

D_j = diâmetro da árvore competidora;

n = número de árvores dentro da sub-parcela;

D_i = diâmetro da árvore-objetivo.

Mortalidade

A mortalidade foi obtida por meio da contagem das árvores que morreram entre as medições de 1981(1983) e 2012. Em seguida, foi calculado o percentual de mortalidade em relação ao número inicial de indivíduos, de acordo com Schaaf (2001).

$$M\% = \frac{N_m}{N_i} \cdot 100$$

Onde:

N_m = número de árvores mortas; e

N_i = número de árvores no início do período de avaliação.

Ingresso

O ingresso foi obtido por meio da contagem do número de indivíduos que recrutaram na menor classe diamétrica no período avaliado (1981(1983) - 2012). Posteriormente foi determinada a taxa de ingresso para as diferentes espécies, por meio da fórmula descrita por Schaaf (2001):

$$I_n\% = \frac{N_{In}}{N_i} \cdot 100$$

Onde:

N_m = número de árvores ingressas; e

N_i = número de árvores no início do período de avaliação.

Modelagem

Os modelos de crescimento são ferramentas indispensáveis ao manejo florestal (Vanclay, 1994). Uma função para prever o incremento é fundamental para modelos de crescimento de árvores individuais ou em classes de tamanho (Alder, 1995). A modelagem do crescimento da árvore, depende fortemente do diâmetro, em razão da facilidade de registro dessa variável, de sua sensibilidade às mudanças ambientais e a densidade do povoamento, e por estar estreitamente relacionada ao tamanho de copa, massa da árvore ou volume do fuste (Zeide, 1989).

Foram testados seis modelos para estimar o incremento em área transversal (em função do diâmetro inicial), quatro modelos para estimar ingresso e um modelo para a estimativa da mortalidade (Tabela 1). Os modelos utilizados para a área transversal foram apontados por Stepka (2008) e Stepka *et al.* (2012) e adaptados para este estudo, uma vez que os autores fazem a modelagem com o incremento diamétrico. Isto não foi tido como empecilho, já que segundo West (1995) o incremento diamétrico e o incremento em área basal são matematicamente relacionados.

Tabela 1 - Modelos de incremento em área transversal (em função do diâmetro inicial), mortalidade e ingresso testados para a espécie *Carapa guianensis* Aubl., em uma floresta de terra firme, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.

Modelo		Autor
Incremento em área transversal*	1. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 DAP^2$	Alemdag (1978)
	2. $I_g = \beta_0 DAP^{\beta_1} e^{\beta_2 DAP^2}$	Rossi (2007)
	3. $I_g = e^{\beta_0 + \beta_1 (VDAP)}$	
	4. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP$	
	5. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP^2$	
	6. $I_g = e^{\beta_0 + \beta_1 DAP}$	
Incremento em área transversal + IC	7. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 DAP^2 + IC$	
	8. $I_g = \beta_0 DAP^{\beta_1} e^{\beta_2 DAP} + IC$	
	9. $I_g = e^{\beta_0 + \beta_1 (VDAP)} + IC$	
	10. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP + IC$	
	11. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP^2 + IC$	
	12. $I_g = e^{\beta_0 + \beta_1 DAP} + IC$	
Ingresso	13. $I_i = \beta_0 e^{\beta_1 (g_i/N)}$	Davidson <i>et al.</i> (1989)
	14. $I_i = \beta_0 N^{\beta_1} e^{-\beta_2 (g_i/N)}$	
	15. $I_i = \beta_0 N^{\beta_1} g_i^{\beta_2} e^{\beta_3 (g_i/N)}$	
	16. $I_i = e(\beta_0 + \beta_1 g_i)$	Azevedo <i>et al.</i> (1995)
Mortalidade	17. $M_t = \beta_0 N_t$	Ek (1974)

Legenda: I_g - incremento periódico anual da área transversal; g - área transversal; DAP - diâmetro a 1,30m do solo no início do período de crescimento; \ln - logaritmo neperiano; I_t - ingresso total de árvores.ha-1 no intervalo de crescimento; g_i - área transversal no início do período de crescimento em m2. ha-1; IC - índice de competição; N - número de árvores.ha-1 no início do período de crescimento; M_t - número de árvores mortas em um período de tempo especificado; N_t - número de árvores vivas em um período de tempo especificado; e - base do logaritmo neperiano; β_i - coeficientes; * os modelos de 1 a 6 foram adaptados dos trabalhos de Stepka (2008); Stepka *et al.* (2012), uma vez que os autores fazem o estudo do incremento em diâmetro.

Fonte: Stepka (2008); Stepka *et al.* (2012).

A seleção da melhor equação é feita por meio da avaliação de parâmetros estatísticos concomitantemente com a maior simplicidade do modelo (Draper; Smith, 1980).

Foram usados como critérios estatísticos para a seleção do modelo o coeficiente de determinação ajustado ($R^2_{ajustado}$), o erro padrão da estimativa (S_{xy}), valor de F para $p < 0,01$ e análise gráfica dos resíduos.

O valor de $R^2_{ajustado}$ permite medir o grau de ajustamento da equação, indicando a proporção de variação em relação à média da variável dependente explicada pela regressão. Quanto mais próximo de um (1) melhor é o ajuste. O S_{xy}

é uma medida de dispersão entre os valores observados e estimados pela regressão, devendo-se optar pelo de menor valor (Schneider; Schneider; Souza, 2009).

Os valores de $R^2_{ajustado}$ e S_{xy} podem ser encontrados pelas seguintes fórmulas (Schneider; Schneider; Souza, 2009):

$$R^2_{aj} = R^2 - \left(\frac{k-1}{n-k}\right) \cdot (1 - R^2)$$

$$S_{xy} = \sqrt{QM_{residuo}}$$

Onde:

R^2_{aj} = coeficiente de determinação ajustado;

R^2 = coeficiente de determinação, obtido por $R^2 = \frac{SQ_{regressão}}{SQ_{total}}$;

$SQ_{regressão}$ = soma dos quadrados da regressão;

SQ_{total} = soma dos quadrados totais;

k = número de variáveis independentes da equação;

n = número de observações;

S_{xy} = erro padrão de estimativa; e

$QM_{residuo}$ = quadrado médio do resíduo.

Os valores estimados pelas equações logarítmicas foram corrigidos pela multiplicação do Índice de Furnival (1961) conforme Pimentel-Gomes; Garcia (1993).

$$IF = 2,3026 \cdot [Y] \cdot S_{xy}$$

Onde:

IF = índice de Furnival;

$[Y]$ = Média geométrica da variável em estudo; e

S_{xy} = erro-padrão da estimativa em unidades logarítmicas.

A análise gráfica dos resíduos entre os valores observados e estimados é importante na seleção dos modelos, pois possibilita a verificação do ajuste

em toda a amplitude dos dados, permitindo detectar possíveis tendências (Schneider; Schneider; Souza, 2009).

Foi aplicado, ainda, um teste de aderência para a verificação do grau de concordância da distribuição observada e estimada. O teste de Shapiro-Wilk, recomendado para amostras pequenas (número de observações menores que 2000) (Schneider; Schneider; Souza, 2009), é obtido pela seguinte fórmula:

$$W = \frac{\left(\sum_{i=1}^n a_i x_{(i)}\right)^2}{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}$$

Onde:

W = teste de Shapiro-Wilk;

a_i = constante gerada pela média, variância e covariância de uma amostra normalmente distribuída;

$x_{(i)}$ = menor valor da amostra;

x_i = valores ordenados; e

\bar{x} = média da amostra.

Os testes de Durbin-Watson e Goldfeld-Quandt avaliaram a independência e homocedasticidade dos resíduos, respectivamente. O teste de Durbin-Watson é um procedimento para comprovar se o erro estocástico da regressão está correlacionado em série (Schneider; Schneider; Souza, 2009).

A correlação entre as variáveis (DAP, G, IPA, lnIPA, lnDAP, DAP1, DAP2, lnG, UmDAP2, lnDAP2, BAL8183, IGH8183, IDQ8183, BAL12, IGH12, IDQ12)² foi analisada pelo método de Spearman para amostras com dados não paramétricos.

2 DAP – diâmetro a 1,30m do solo; G – área basal em m²; IPA – incremento periódico anual em área basal; lnIPA - logaritmo neperiano do IPA; lnDAP - logaritmo neperiano do DAP; DAP1 – 1/DAP; DAP2 – DAP2; lnG - logaritmo neperiano da área basal; UmDAP2 – 1/DAP2; lnDAP2 – logaritmo neperiano de DAP2; BAL8183 – índice de concorrência de BAL para os anos 1981 (T'S) ou 1983 (T0); IGH8183 – índice de concorrência de Glover e Hool para os anos 1981 (T'S) ou 1983 (T0); IDQ8183 – índice de competição do diâmetro quadrático para os anos 1981 (T'S) ou 1983 (T0); BAL12 – índice de concorrência de BAL para o ano de 2012; IGH12 – índice de concorrência de Glover e Hool para o ano de 2012; IDQ12 – índice de competição do diâmetro quadrático para o ano de 2012. 17 Esses valores referem-se a soma dos indivíduos de Andiroba encontrados nas parcelas. Os valores em ha são 1024 e 448 indivíduos.ha-1.

Foi feita a modelagem por meio da regressão e análise de covariância entre a variável dependente e os tratamentos.

As análises estatísticas foram feitas com o uso do programa R versão 3.4.4, com o auxílio do pacote "lme4" (R CORE TEAM, 2018).

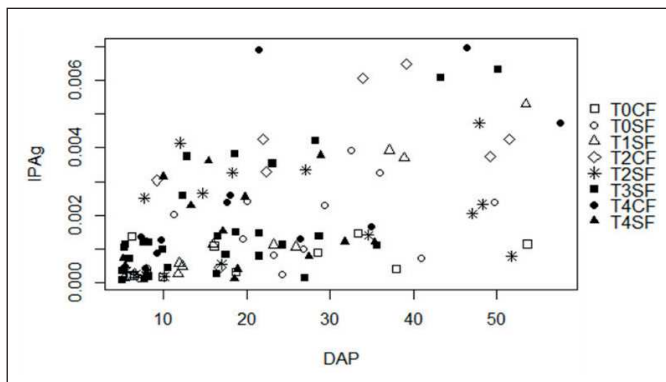
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Incremento da área transversal

Do total de 256 indivíduos de *C. guianensis* registrados, 112 mantiveram-se ao longo de todo levantamento (1981/1983-2012), sendo desta forma selecionados para o estudo de crescimento. Em razão de se tratar de floresta primária tropical, estes indivíduos apresentaram distribuição heterogênea entre os tratamentos e classes de diâmetro, com maior incremento em área transversal, nas classes superiores de diâmetro, a exceção de um indivíduo da classe de 20cm do T4CF (Figura 1).

A maior variabilidade dos dados, antes da exploração florestal, foi constatada em T1SF, T2CF e T2SF (Figura 2A), com maiores médias de área basal para T3SF (0,0894 m².ha⁻¹), T0SF (0,0711 m².ha⁻¹) e T4CF (0,0618 m².ha⁻¹). Após a exploração T2CF, T2SF, T0SF e T4CF mostraram maiores variabilidade (Figura 2B). T3SF (0,2117 m².ha⁻¹), T1SF (0,1374 m².ha⁻¹) e T0SF (0,1343 m².ha⁻¹) apresentaram as maiores médias de área basal. Cunha *et al.* (2002) em uma área próxima à do presente estudo, também, encontraram alta variabilidade dos dados.

Figura 1 - Gráfico de dispersão do incremento em área transversal em função do DAP de *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.



Legenda: IPAG – Incremento periódico anual em área transversal entre os anos de 2012 e 1981 (T'S) ou 1983 (T0); DAP – Diâmetro a 1,30m do solo; T0 - Área não explorada; T1 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 45 cm; T2 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55 cm + redução da área basal em 20% da original; T3 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55 cm + redução da área basal em 40% da original; T4 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55 cm + redução da área basal em 60% da original. O desbaste foi realizado nos anos de 1993 e 1994; SF - Sem a ação de fogo; CF - Com a ação do fogo em 1997.

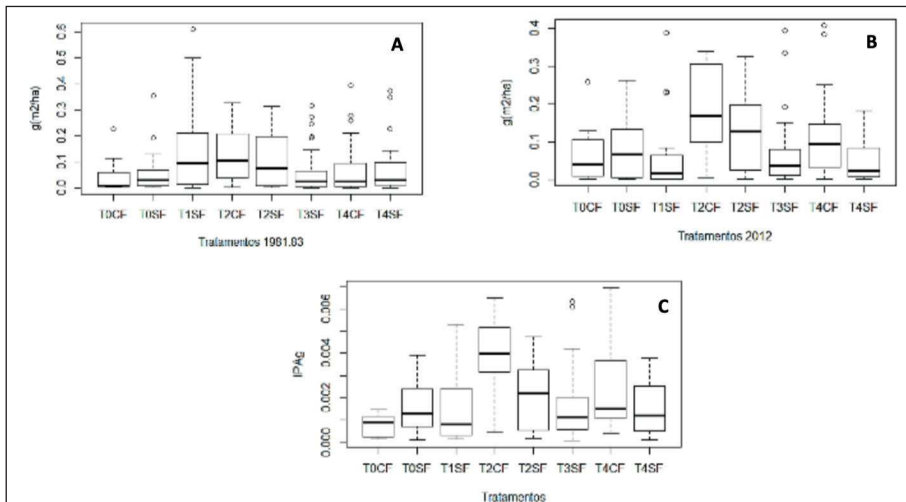
Fonte: Elaborada pelos autores.

Os tratamentos T2CF, T4CF e T2SF exibiram as maiores médias de incremento no período em estudo (0,0039 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$; 0,0025 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$; 0,0020 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$, respectivamente) (Figura 2C). *C. guianensis* mostrou maior suscetibilidade na área com maior intensidade de exploração, apresentando a menor média em incremento (T1SF: 0,0015 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) ficando acima apenas de T0CF (0,0007 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$). De Graaf (1986), no Suriname, encontrou incremento variando de 0,04 a 2,19 $\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$ em áreas com tratamentos silviculturais. No entanto, cabe destacar, que no estudo realizado no Suriname foram incluídas todas as espécies da floresta.

O incremento diamétrico de *C. guianensis* (0,1165 - 0,4958 $\text{cm} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{ano}^{-1}$) foi semelhante aos encontrados por Carvalho (1992) (0,42 $\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ para espécies intolerantes e 0,26 $\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ para espécies tolerantes) em floresta tropical amazônica e por Orellana (2014) (0,45 $\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ para espécies intolerantes e 0,20 $\text{cm} \cdot \text{ano}^{-1}$ para espécies tolerantes) em floresta de araucária no sul do Brasil.

Parkia gigantocarpa Ducke apresentou valores superiores (1,40 cm.ano⁻¹) aos encontrados para *C. guianensis* no presente estudo (Vidal; Viana; Batista, 2002).

Figura 2 - Estatística descritiva de área transversal (A e B) e incremento periódico anual (C) de *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.



Legenda: g: Área transversal para os anos 1981 (T'S) ou 1983 (T0) e 2102; IPAg – Incremento periódico anual em área transversal entre os anos de 2012 e 1981 (T'S) ou 1983 (T0); DAP – Diâmetro a 1,30m do solo; T0 - Área não explorada; T1 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 45cm; T2 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55cm + redução da área basal em 20% da original; T3 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55cm + redução da área basal em 40% da original; T4 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55cm + redução da área basal em 60% da original. O desbaste foi realizado nos anos de 1993 e 1994; SF - Sem a ação de fogo; CF - Com a ação do fogo em 1997.

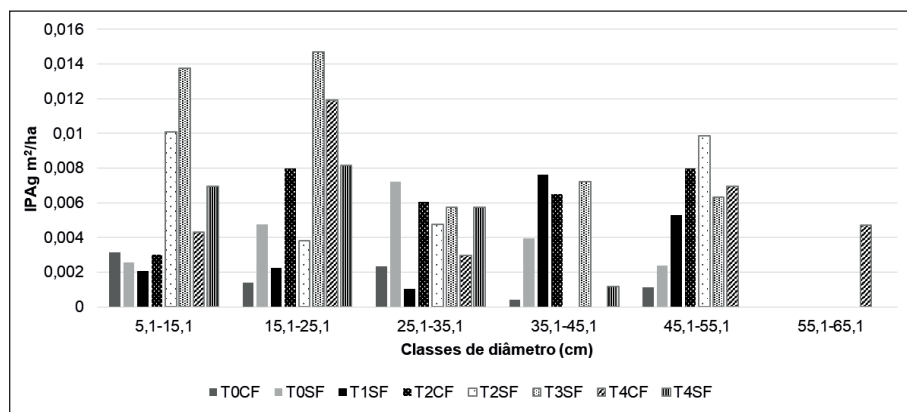
Fonte: Elaborada pelos autores.

Os tratamentos em que foi realizado desbaste (T2 a T4), apresentaram indivíduos com maiores incrementos independente da classe diamétrica a que pertencem, o que não foi observado em T1SF onde os maiores incrementos ocorreram somente nas classes superiores a 35cm (Figura 3). Em T1, a captação de luz pelos indivíduos de menor porte é dificultada em razão do adensamento do dossel no período pós-exploratório. Antes da realização do desbaste os incrementos em área basal dos tratamentos da área explorada eram semelhantes, à exceção de T2CF que por possuir maior número de indivíduos nas classes superiores de diâmetro apresentou maior ganho em incremento.

De acordo com Silva (1989) o efeito benéfico da abertura do dossel para o desenvolvimento das árvores dura em média quatro anos. A partir disto, o

crescimento em diâmetro diminui para as espécies, devido a menor quantidade de luz e aumento da competição. Essa competição é maior nas classes inferiores de diâmetro, onde a densidade de plantas é elevada (Scolforo, 2006).

Figura 3 - Incremento periódico anual de *Carapa guianensis* Aubl., por classe diamétrica, em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.



Legenda: IPAg – Incremento periódico anual em área transversal entre os anos de 1981 (T’S) ou 1983 (T0); T0 - Área não explorada; T1 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 45 cm; T2 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55 cm + redução da área basal em 20% da original; T3 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55 cm + redução da área basal em 40% da original; T4 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55 cm + redução da área basal em 60% da original. O desbaste foi realizado nos anos de 1993 e 1994; SF - Sem a ação de fogo; CF - Com a ação do fogo em 1997.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Silva *et al.* (2003) e Swaine; Lieberman; Putz (1987) afirmaram que as árvores das classes diamétricas superiores, no geral possuem grandes copas e estão livres de competição, o que possibilita melhores condições de captação de luz favorecendo assim o crescimento. Outros trabalhos realizados na Amazônia evidenciam a relação entre a iluminação de copa e o crescimento das árvores (Vatrás *et al.*, 2016; Ta-Ffarel *et al.*, 2014; Reis *et al.*, 2014; Jardim; Soares, 2010; Costa; Silva; Carvalho, 2008; Nemer; Jardim, 2004; Silva *et al.*, 2001; e Silva *et al.*, 1995).

Azevedo (2006) falou sobre a importância de efetuar intervenções pós-colheita (desbaste), objetivando à manutenção da abertura do dossel, conservando a reação positiva da floresta à luminosidade. Porém, o desbaste deve ser aplicado de forma correta, uma vez que aberturas grandes podem proporcionar

a proliferação de espécies pioneiras indesejadas e de valor comercial desconhecido, que acabam competindo com a espécie ou grupo de espécies a ser beneficiada (Vidal; Viana; Batista, 1998).

Todos os modelos testados para a modelagem do incremento da área transversal de *C. guianensis*, apresentaram baixo percentual de ajuste. Os valores de R_{aj2} das equações mostram que as variáveis independentes explicaram apenas uma pequena parte da variabilidade do incremento em área basal. Entre os modelos testados, os de número "1", "2" e "4" apresentaram os melhores valores de R_{aj2} (Tabela 2).

Tabela 2 - Coeficientes de ajustes e estatísticas dos modelos de incremento em área transversal entre os anos de 2012 e 1981 (T'S) ou 1983 (T0) para *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.

Modelos	Estatísticas do modelo					Coeficientes da regressão			
	R _{aj}	S _{xy}	F	IF	p	Valor do coeficiente	S _{xy}	p	
1. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 DAP^2$	0,2809	0,0015	22,68	-	5,79e-09*	β_0	4,89e-04	2,52e-04	0,0552
						β_1	6,98e-05	1,10e-05	5,13e-09*
						β_2	-1,85e-07	1,94e-07	0,3419
2. $I_g = \beta_0 DAP^{\beta_1} e^{\beta_2 DAP}$	0,2758	0,9476	22,14	0,0024	8,52e-09*	β_0	-8,2072	0,3818	< 2e-16*
						β_1	0,2187	0,1414	0,125
						β_2	0,0364	0,0070	9,32e-07*
3. $I_g = e^{\beta_0 + \beta_1 (1/DAP)}$	0,1310	1,0380	17,73	0,0027	5,22e-05*	β_0	-6,2020	0,1707	< 2e-16*
						β_1	-8,3364	1,9797	5,22e-05*
4. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP$	0,2815	0,0014	44,49	-	1,07e-09*	β_0	4,62e-04	2,51e-04	0,0682
						β_1	6,50e-05	9,75e-06	1,07e-09*
5. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP^2$	0,0241	0,0017	3,74	-	0,0558	β_0	1,58e-03	2,15e-04	3,42e-11*
						β_1	3,87e-07	2,00e-07	0,0558
6. $I_g = e^{\beta_0 + \beta_1 DAP}$	0,2667	0,9536	41,36	0,0025	3,37e-09*	β_0	-7,6733	0,1642	< 2e-16*
						β_1	0,0410	0,0064	3,37e-09*

Legenda: - coeficientes; - coeficiente de determinação ajustado; - erro padrão de estimativa; - índice de Furnival; * diferença significativa.

Fonte: Elaborada pelos autores.

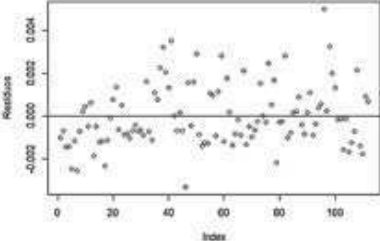
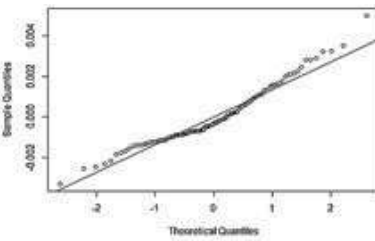
Os valores de R_{aj2} deste trabalho foram menores do que os encontrados por Alder; Silva (2000) (R_{aj2} : 0,5960) e semelhantes aos encontrados por Phillips *et al.* (2004) (3,3 a 18,3% para R%) e Valle *et al.* (2007) (35% para

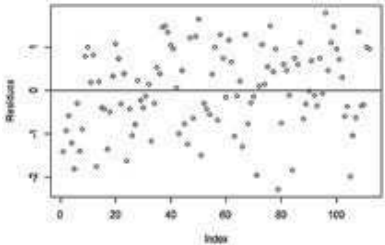
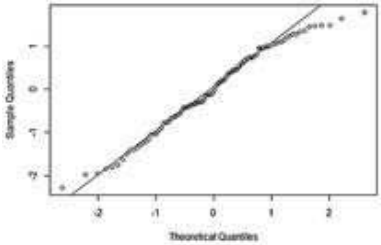
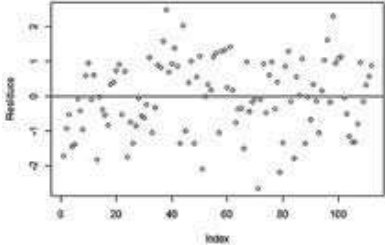
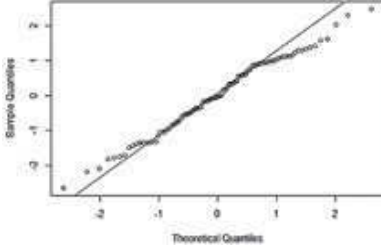
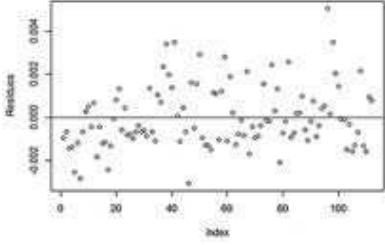
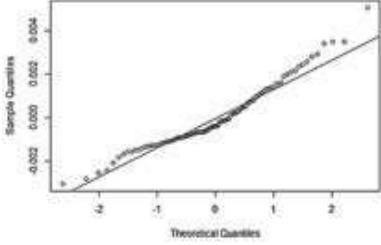
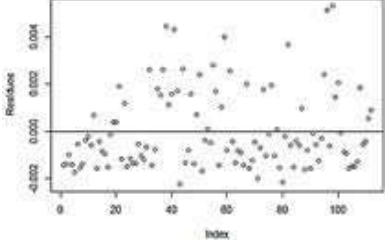
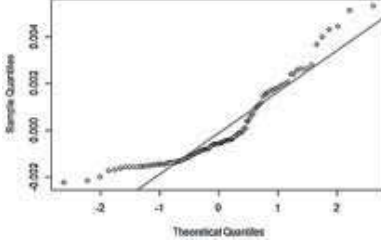
R%), em florestas exploradas na Amazônia brasileira. Os resultados alcançados para R2 por Namaalwa; Eid; Sankhayan (2005), ao considerar os estratos superior, intermediário e inferior em florestas áridas na Uganda, foram de 0,03, 0,08 e 0,06, respectivamente.

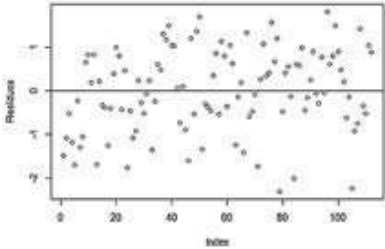
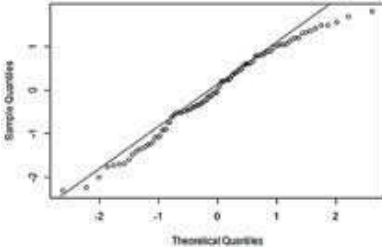
De acordo com Stepka *et al.* 2012 o baixo desempenho no ajuste dos modelos, por vezes, é reflexo da variação existente entre os incrementos das diferentes árvores (variação biológica) em que vários fatores podem estar interferindo na dinâmica de cada indivíduo, como: variabilidade genética, diferenças de idade, condições ambientais, além da competição com outros indivíduos. Para Gotelli (2009) modelos não são perfeitos, especialmente os que procuram retratar fenômenos biológicos, pois evidenciam meramente uma aproximação da realidade.

O modelo 2 foi o que apresentou melhor distribuição, normalidade e homogeneidade dos resíduos, mas, correlacionado em série. O modelo 3 apesar de apresentar o menor valor de Raj2 foi o que mais se aproximou do atendimento dos critérios da regressão (Quadro 1).

Quadro 1 - Distribuição dos resíduos e teste de aderência dos modelos de incremento em área transversal entre os anos de 2012 e 1981 (T'S) ou 1983 (T0) para *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.

Equações	Distribuição dos resíduos	Normalidade dos resíduos
1		
Shapiro-Wilk: 0,9572 (p: 0,0012); Durbin-Watson: 1,5505 (p: 0,0078); Goldfeld-Quandt: 0,9851 (p: 0,5217)		

Equações	Distribuição dos resíduos	Normalidade dos resíduos
2		
<p>Shapiro-Wilk: 0,9788 (p: 0,0722); Durbin-Watson: 1,5841 (p: 0,0127); Goldfeld-Quandt: 1,0196 (p: 0,4720)</p>		
3		
<p>Shapiro-Wilk: 0,9871 (p: 0,3626); Durbin-Watson: 1,6786 (p: 0,0426); Goldfeld-Quandt: 0,9672 (p: 0,5485)</p>		
4		
<p>Shapiro-Wilk: 0,9535 (p: 0,0006); Durbin-Watson: 1,5293 (p: 0,0058); Goldfeld-Quandt: 0,9698 (p: 0,5445)</p>		
5		
<p>Shapiro-Wilk: 0,8702 (p: 1,837e-08); Durbin-Watson: 1,6515 (p: 0,0304); Goldfeld-Quandt: 1,1587 (p: 0,2952)</p>		

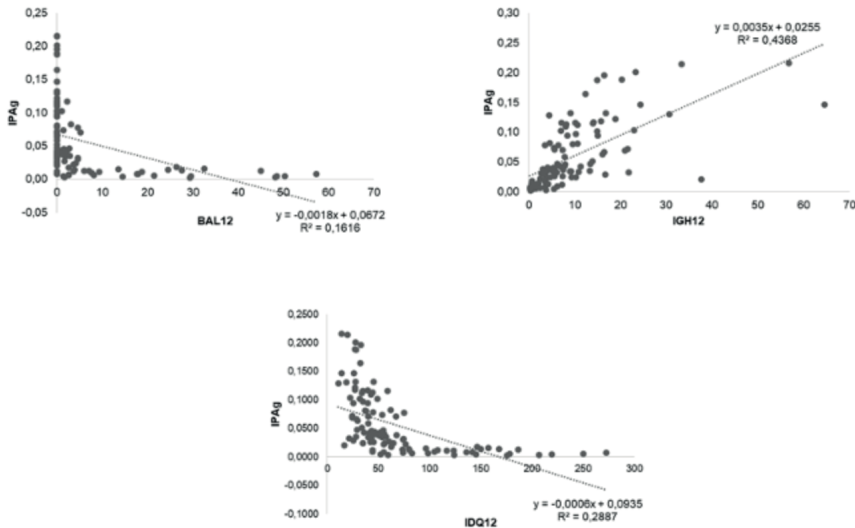
Equações	Distribuição dos resíduos	Normalidade dos resíduos
6		
Shapiro-Wilk: 0,9790 (p: 0,0753); Durbin-Watson: 1,6168 (p: 0,0199); Goldfeld-Quandt: 1,0365 (p: 0,4478)		

Fonte: Elaborada pelos autores.

As variáveis que apresentaram melhor correlação com o incremento em área basal, foram: BAL12 (-0,66), IGH12 (0,78) e IDQ12 (-0,75). Estes valores foram maiores que os encontrados por Chassot *et al.* (2011), no Rio Grande do Sul. No estudo de Santos (2012), o índice de Glover e Hool, foi o que apresentou maior correlação entre os índices de concorrência independentes da distância. De acordo com Balbinot *et al.* (2009), a seleção das variáveis testadas nos modelos e suas relações com a variável dependente, são essenciais para o êxito das estimativas, o que pode tornar-se difícil com o aumento da diversidade de espécies.

Por apresentar maior correlação e melhor coeficiente de determinação ajustado (Figura 4), o índice de IGH12 foi inserido nos modelos testados anteriormente.

Figura 4 - Relação entre o incremento em área transversal e os índices de competição para *Carapa guianensis* Aubl., no ano de 2012, em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.



Legenda: IPAg (y) – Incremento periódico anual da área transversal entre os anos de 2012 e 1981 (T’S) ou 1983; Basal Area Larger (BAL), Glover e Hool (IGH) e Diâmetro Quadrático (IDQ); R² - coeficiente de determinação; x – índices de competição.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Em resposta a inserção dos índices foi observado um ligeiro acréscimo nos coeficientes de determinação ajustado (R^2_{aj}) e F calculado com redução para os valores de S_{xy} , mas sem melhoras significativas na distribuição de resíduos das equações (Tabela 3; Quadro 2). Resultados semelhantes foram encontrados por Nebel; Meilby (2005) em que os valores de R^2 variaram de 0,13 a 0,45, ao modelarem o incremento diamétrico para oito espécies na Amazônia peruana, utilizando o *DAP* e um índice de competição como variáveis independentes.

Os maiores valores de R^2_{aj} , considerando a inserção de *IGH12*, ocorreram nas equações 7, 10 e 11 (Tabela 3). Estas equações não apresentaram normalidade na distribuição dos resíduos, diferente da equação 9 que atende todos os critérios da regressão, mas que apresentou R^2_{aj} de 0,3954 (Quadro 2).

Tabela 3 - Coeficientes de ajustes e estatísticas dos modelos de incremento em área transversal, com a inserção dos índices de concorrência, entre os anos de 2012 e 1981 (T'S) ou 1983 (T0) para *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.

Modelos	Estatísticas do modelo					Coeficientes da regressão			
	R ² _{aj}	Sxy	F	IF	p	Valor do coeficiente	Sxy	p	
7. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 DAP^2 + \beta_3 IGH12$	0,4507	0,0013	31,36	-	1,16e-14*	β_0	5,05e-04	2,21e-04	0,0242*
						β_1	2,80e-05	1,20e-05	0,0211*
						β_2	-8,76e-08	1,70e-07	0,6080
						β_3	8,91e-05	1,51e-05	4,43e-08*
8. $I_g = \beta_0 DAP \beta_1 e^{\beta_2 DAP} \beta_3 IGH12$	0,3892	0,8703	24,58	0,0022	3,36e-12*	β_0	-8,2347	0,3507	< 2e-16*
						β_1	0,2365	0,1299	0,0715
						β_2	0,0151	0,0079	0,0587
						β_3	0,0474	0,0103	1,12e-05*
9. $I_g = e^{\beta_0 + \beta_1 (1/DAP) + \beta_2 IGH12}$	0,3954	0,8659	37,29	0,0022	4,57e-13*	β_0	-6,9232	0,1757	< 2e-16*
						β_1	-5,6541	1,6951	0,0012*
						β_2	0,0580	0,0083	2,12e-10*
10. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 IGH12$	0,4544	0,0013	47,23	-	1,68e-15*	β_0	4,92e-04	2,19e-04	0,0264*
						β_1	2,57e-05	1,07e-05	0,0203*
						β_2	8,98e-05	1,50e-05	2,76e-08*
11. $I_g = \beta_0 + \beta_1 DAP^2 + \beta_2 IGH12$	0,4282	0,0013	42,56	-	2,19e-14*	β_0	7,92e-04	1,87e-04	4,87e-05*
						β_1	8,36e-08	1,57e-07	0,5950
						β_2	1,10e-04	1,24e-05	1,57e-14*
12. $I_g = e^{\beta_0 + \beta_1 DAP + \beta_2 IGH12}$	0,3763	0,8794	34,48	0,0025	2,49e-12*	β_0	-7,6577	0,1515	< 2e-16*
						β_1	0,0204	0,0075	0,0074*
						β_2	0,0468	0,0104	1,65e-05*
						β_3	-1,76e-05	2,73e-06	3,27e-09*

Legenda: - coeficientes; - coeficiente de determinação ajustado; - erro padrão de estimativa; - índice de Furnival; * diferença significativa; IGH12 - índice de concorrência de Glover e Hool para o ano de 2012.

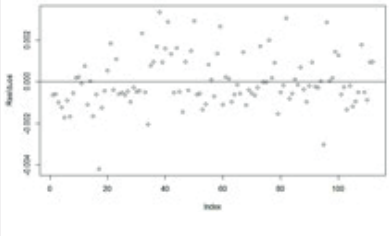
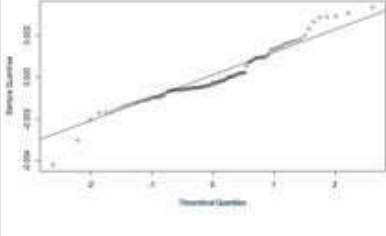
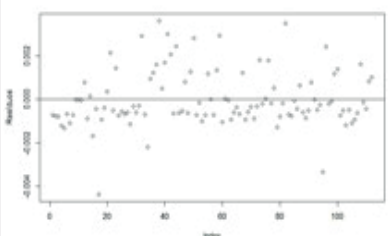
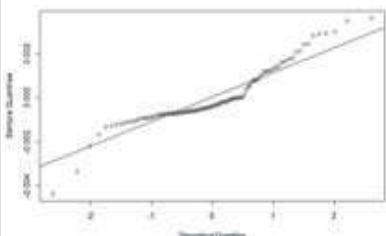
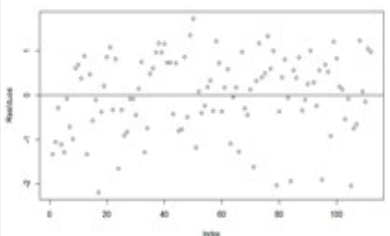
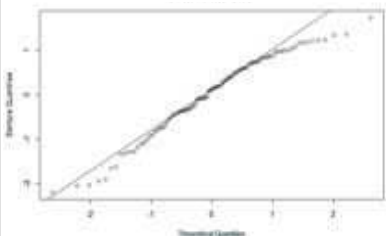
Fonte: Elaborada pelos autores.

Cunha; Finger (2013) afirmaram que a maioria dos estudos de competição utilizam índices voltados para o desempenho médio (p.e. crescimento diamétrico) em relação a densidade do povoamento (p.e. BAL), resultando em modelos seriamente tendenciosos. Por outro lado, os índices espaciais em florestas amazônicas são pouco utilizados, devido à variação da distância das árvores neste ambiente, o que torna a estimativa dependente destas variações, causando assim, baixo poder explicativo e pouco ou nenhum uso destes, em

planos de manejo florestal. Somado a isso definir a região exata onde há competição, é tarefa custosa (Tonini, 2007).

Quadro 2 - Distribuição dos resíduos e estatísticas de aderência do modelo de incremento em área transversal, com a inserção dos índices de concorrência, para *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.

Equações	Distribuição dos resíduos	Normalidade dos resíduos
7		
Shapiro-Wilk: 0,9489 (p: 0,0003); Durbin-Watson: 1,7047 (p: 0,0531); Goldfeld-Quandt: 0,7172 (p: 0,8829)		
8		
Shapiro-Wilk: 0,974 (p: 0,0276); Durbin-Watson: 1,7854 (p: 0,1185); Goldfeld-Quandt: 0,9547 (p: 0,5661)		
9		
Shapiro-Wilk: 0,9816 (p: 0,1266); Durbin-Watson: 1,8318 (p: 0,1784); Goldfeld-Quandt: 0,8297 (p: 0,7504)		

Equações	Distribuição dos resíduos	Normalidade dos resíduos
10		
Shapiro-Wilk: 0,9483 (p: 0,0003); Durbin-Watson: 1,698 (p: 0,0498); Goldfeld-Quandt: 0,7009 (p: 0,9005)		
11		
Shapiro-Wilk: 0,9056 (p: 8,08e-07); Durbin-Watson: 1,7692 (p: 0,1027); Goldfeld-Quandt: 0,6511 (p: 0,9392)		
12		
Shapiro-Wilk: 0,9682 (p: 0,0090); Durbin-Watson: 1,8183 (p: 0,1582); Goldfeld-Quandt: 1,0135 (p: 0,4806)		

Fonte: Elaborada pelos autores.

As espécies que mais concorreram com *C. guianensis*, segundo índice de Glover e Hool adaptado³, em 2012 foram:

³ O índice de Glover e Hool, neste ponto, foi adaptado para o uso em grupos de indivíduos da mesma espécie, ou seja, o valor do denominador que é referente ao diâmetro médio do povoamento, foi calculado para os indivíduos de uma determinada espécie.

- T0CF: *Protium apiculatum*, *Pouteria reticulata*, *Pouteria egregia*, *Jacaranda copaia*, *Guateria poeppigiana* e *Eperua schomburgkiana*;
- T0SF: *Tachigali chrysophylla*, *Pseudolmedia laevis*, *Pouteria biloculares*, e *Geissospermum sericeum*;
- T1SF: *Tachigali chrysophylla*, *Pouteria egregia*, *Pouteria biloculares*, *Ormosia flava*, *Myrcia splendens*, *Mezilauros itauba*, *Maytenus pruinosa*, *Licaria rigida*, *Geissospermum sericeum*, *Enterolobium maximum*, *Carapa guianensis* e *Brosimum lactescens*;
- T2CF: *Geissospermum sericeum*, *Enterolobium schomburgkii* e *Carapa guianensis*;
- T2SF: *Pseudolmedia laevis*, *Lecythis lurida*, *Lecythis idatimon* e *Enterolobium schomburgkii*;
- T3SF: *Zygia racemosa*, *Vatairea guianensis*, *Tachigali myrmecophila*, *Sterculia pruriens*, *Sloanea guianensis*, *Sagotia racemosa*, *Rinorea racemosa*, *Rinorea guianensis*, *Protium apiculatum*, *Pouteria reticulata*, *Pouteria caimito*, *Guateria poeppigiana*, *Cordia bicolor* e *Carapa guianensis*;
- T4CF: *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*, *Dialium guianense* e *Anacardium giganteum*;
- T4SF: *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum*, *Piptadenia suaveolens*, *Manilkara huberi*, *Jacaranda copaia*, *Iryanthera sagotiana*, *Cordia goeldiana*, *Cecropia leucocoma* e *Carapa guianensis*.

De acordo com o que foi apontado pelo IGH12 e classificação ecológica⁴, os tratamentos com maior número de espécies heliófitas foram: T0CF, T4SF e T4CF. No estudo de Nascimento *et al.* (2013) o tratamento com maior abertura de clareira (75% de retirada da área basal), foi o que proporcionou o maior número de pioneiras. No entanto, há de se considerar a variação quanto a classificação

⁴ Classificação indicada na literatura (Lorenzi, 2008; 2009a; 2009b; Carvalho, 2003; 2006; 2008; 2010; 2014) e no site do Missouri Botanical Garden (<<http://www.tropicos.org>>).

entre diferentes autores (p.e. andiroba é considerada por alguns como espécie de sombra e para outros como espécie pioneira).

A análise de covariância feita para as equações 3 e 9, mostrou não haver diferença entre os tratamentos. Estas equações apesar de apresentarem baixos valores para R²_{aj} (Quadros 1 e 2), foram as que melhor se ajustaram aos dados, com a equação 9 sendo considerada ligeiramente melhor que a equação 3.

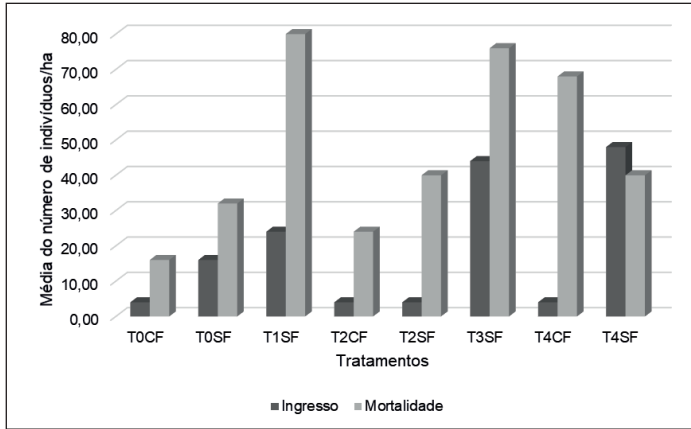
Ingresso e Mortalidade

Foram feitos o registro de 148 ingressos.ha-1 e 376 indivíduos mortos.ha-1 no período de estudo, com um balanço negativo de 27,54%. Todos os tratamentos apresentaram taxas de mortalidade superiores ao ingresso a exceção do T4SF (Figura 5) que mostrou um balanço positivo de 8,00%. A maior taxa de mortalidade foi observada em T1, quando comparado aos demais tratamentos, semelhante ao relatado por Jardim; Serrão; Nemer (2007), em floresta amazônica, onde as maiores aberturas de clareira provocaram maiores taxas de mortalidade, em função da alta carga de radiação solar (Whitmore, 1978). Estes resultados contradizem a afirmação de Grubb (1977), de que a exploração florestal proporciona uma regeneração e recrutamento maior que a mortalidade, resultando em um balanço positivo até a capacidade de sítio.

Para D'Oliveira; Braz (2006) e Rossi (2007) grande parte da mortalidade em florestas exploradas, ocorre nos indivíduos recruta, devido à excessiva competição por luz e espaço com indivíduos preestabelecidos em clareiras pequenas ou áreas pouco perturbadas. Esta afirmação foi corroborada por Namaalwa; Eid; Sankhayan (2005) ao verificarem, em florestas áridas da Uganda, que a mortalidade diminuía nas maiores classes de área basal.

De Graaf (1986), no Suriname, constatou que a regeneração de uma floresta, após interferência, sem um tratamento silvicultural, mostrou uma alta competição e um valor econômico reduzido, e que a taxa de mortalidade não foi afetada pela colheita. Em contrapartida quando é feita a aplicação de tratamentos silviculturais adequados, a estrutura da floresta pode ser conduzida a uma condição desejável, tal como estrutura florística e distribuição diamétrica balanceadas.

Figura 4 - Média do ingresso (A) e mortalidade (B) entre os anos de 2012 e 1981 (T'S) ou 1983 (T0) de *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.



Legenda: T0 - Área não explorada; T1 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP $\geq 45\text{cm}$; T2 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP $\geq 55\text{cm}$ + redução da área basal em 20% da original; T3 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP $\geq 55\text{cm}$ + redução da área basal em 40% da original; T4 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP $\geq 55\text{cm}$ + redução da área basal em 60% da original. O desbaste foi realizado nos anos de 1993 e 1994; SF - Sem a ação de fogo; CF - Com a ação do fogo em 1997.

Fonte: Elaborada pelos autores.

A maior taxa de ingresso foi observada em T4SF que junto a T4CF estão entre os tratamentos com maior número de espécies pioneiras. Em T4CF as espécies pioneiras podem ter sido mais favorecidas pelo fogo e abertura do dossel quando comparadas a T4SF onde não ocorreu o fogo, o que pode ter ocasionado o aumento da concorrência em relação a *Andiroba*.

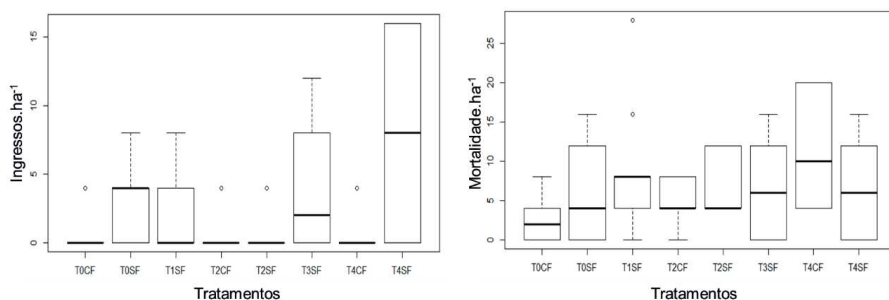
No trabalho de Teixeira *et al.* (2007), em floresta de terra-firme próximo de Manaus-AM, a taxa de recrutamento foi de $3,29\% \pm 0,36\%$ (IC 95%), enquanto a de mortalidade foi de $2,26\% \pm 0,22\%$ (IC 95%). Cabe ressaltar, que esta área não sofreu nenhuma ação antrópica.

Para Jardim; Soares (2010) o desbaste deveria ser prática comum do manejo florestal. Não obstante, a manipulação de aberturas no dossel em florestas tropicais não é tarefa fácil, devido a diversidade e comportamentos diferentes das espécies (Freitas, 2004), uma vez que espécies pertencentes ao mesmo grupo ecológico, apresentam uma variedade de respostas muito grande, sendo o tamanho das clareiras determinante na colonização da área.

Outro ponto a ser observado, é que as espécies requerem diferentes quantidades de radiação, de acordo com o estágio sucessional em que se encontram. Jardim; Soares (2010) e Jardim; Serrão; Nemer (2007) relataram que é comum espécies pioneiras mostrarem maior densidade em clareiras grandes, enquanto as tolerantes à sombra não definem com exatidão seu ambiente.

Ainda que os dados tenham mostrado alta dispersão (Figura 6), foi realizada a modelagem referente ao ingresso e mortalidade, no período compreendido entre os anos de 1981 (1983) - 2012.

Figura 6 - Estatística descritiva do número de ingresso e mortalidade por tratamento de *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.



Legenda: T0 - Floresta não explorada; T1 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 45 cm; T2 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55 cm + desbaste de 20%; T3 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55 cm + desbaste de 40%; T4 - Floresta explorada com a retirada dos fustes comerciais de árvores com DAP ≥ 55 cm + desbaste de 60%. O desbaste foi realizado nos anos de 1993 e 1994; SF - Sem a ação de fogo; CF - Com a ação do fogo em 1997.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Os modelos de ingresso não apresentaram bons ajustes (Tabela 4 Modelos de 13 a 16), diferente do modelo de mortalidade (17) que apresentou um R²aj de 0,6205, apesar de não apresentar normalidade e uma distribuição de resíduos adequada (Figura 7). Dentre os modelos de ingresso o único que atendeu os critérios da regressão foi o 14, mesmo exibindo distribuição de resíduos insatisfatória.

Phillips *et al.* (2004), encontraram valores de R² variando de 0 a 86% em florestas de terra firme FLONA do Tapajós e Jari ao modelarem o recrutamento. A grande variabilidade espacial e temporal dificulta a modelagem do recrutamento em florestas tornando-a insatisfatória na maioria dos casos

(Rossi *et al.*, 2007; Porté; Bartelink, 2002). Para a mortalidade a baixa abundância de algumas espécies dificulta o desenvolvimento de modelos confiáveis (Vanclay, 1991).

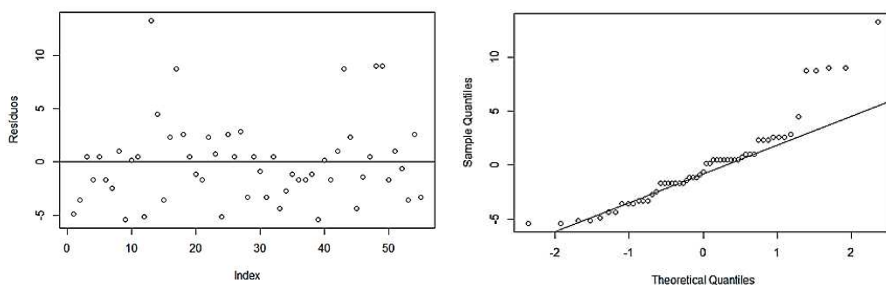
Tabela 4 - Coeficientes de ajustes e estatísticas dos modelos de ingresso e mortalidade entre os anos de 2012 e 1981 (T'S) ou 1983 (T0) para *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.

Modelos	Estatísticas do modelo					Coeficientes da regressão			
	R2aj	Sxy	F	IF	p	Bj	Sxy	p	
13. $I_t = \beta_0 e^{-\beta_1(g_i/N)}$	-0,0518	0,5247	0,0637	7,4641	0,8035	β_0	1,8825	0,1964	1,71e-08*
						β_1	-1,6900	6,6926	0,8030
14. $I_t = \beta_0 N^{\beta_1} e^{-\beta_2(g_i/N)}$	0,0683	0,4939	2,3930	7,0259	0,1393	β_0	1,2513	0,3980	0,0056*
						β_1	0,2314	0,1496	0,1393
						β_2	1,85264	2,0799	0,3860
15. $I_t = \beta_0 N^{\beta_1} g_i^{\beta_2} e^{-\beta_3(g_i/N)}$	-0,0210	0,5170	0,8695	7,3546	0,4772	β_1	0,13632	0,4504	0,7660
						β_2	0,09465	0,3442	0,7870
						β_3	-8,8232	18,8135	0,6450
16. $I_t = e^{(\beta_0 + \beta_1 g_i)}$	-0,0506	0,5244	0,0851	7,4598	0,7738	β_0	1,8826	0,1800	4,45e-09*
						β_1	-0,1019	0,3492	0,7740
17. $M_t = \beta_0 N_t$	0,6205	3,9870	89,3000	-	5,86e-13*	β_0	-0,1836	0,9169	0,8420
						β_1	0,4663*	0,0493	5,86e-13*

Legenda: Modelos de ingresso (13 a 16); Modelo de mortalidade (17); - coeficientes; - coeficiente de determinação ajustado; - erro padrão de estimativa; * diferença significativa.

Fonte: Elaborada pelos autores.

Figura 7 - Distribuição dos resíduos do modelo de mortalidade, para *Carapa guianensis* Aubl., em uma área de floresta de terra firme não explorada, explorada com e sem o efeito do desbaste e fogo, na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará.



Shapiro-Wilk: 0,8891 (p: 0,0001); Durbin-Watson: 1,7423 (p: 0,1671);
Goldfeld-Quandt: 0,8276 (p: 0,6828)

Fonte: Elaborada pelos autores.

Stepka *et al.* (2011) ao modelar o recrutamento e mortalidade de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Estado do Paraná, encontraram valores de 0,3409 e 24,86%, para R^2 e $Syx\%$, respectivamente, concluindo que o tamanho das parcelas influencia a precisão dos modelos. Outra questão que deve ser considerada, é que a maioria das modelagens feitas para mortalidade são referente a florestas monoespecíficas não sendo adequadas para florestas naturais como afirma Vanclay (1989).

A análise de covariância, não apontou diferença entre os tratamentos, tanto para o ingresso quanto para a mortalidade.

CONCLUSÕES

- Os modelos de crescimento, ingresso e mortalidade feitos para *C. guianensis* não apresentaram bons ajustes. Não obstante, estes foram semelhantes aos relatados na literatura, em floresta natural de terra firme no bioma Amazônia. O incremento em área basal, ingresso e mortalidade foram melhor representados pelas equações 9, 14 e 17;
- *C. guianensis* apresentou os maiores incrementos em T2CF, T4CF e T2SF, demonstrando menores taxas de incremento na área com maior intensidade de exploração e sem aplicação de desbaste (T1SF).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

- A modelagem do crescimento a nível de espécie, com a inserção de informações inerentes ao ingresso e mortalidade, constitui instrumento chave para a silvicultura de florestas nativas. Estudos neste sentido são de fundamental importância, a fim de manejar e prognosticar a produção. No entanto, são praticamente inexistentes em florestas amazônicas em função, principalmente, do esforço em termos de recursos humanos e financeiros necessários, para a realização da coleta de dados a longo prazo;

- A aplicabilidade dos desbastes, como atividade pós-exploratória em planos de manejo florestais na região amazônica, deve ser considerada. Porém, tal atividade deve ser realizada com cautela, devido à grande diversidade de espécies com seus diferentes comportamentos diante da maior ou menor disponibilidade de luz.

REFERÊNCIAS

ALDER, D. **Growth modeling for mixed tropical forests**. Oxford: Oxford Forestry Institute, 1995. p. 231p. (Tropical Forestry Paper, 30).

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

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105-121, 2009.

ASSMANN, E. **The principles of forest yield study**: studies in the organic production, structure, increment and yield of forest stands. New York: Pergamon Press, 1970. p. 506.

AVILA, A. L. de. *et al.* Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 385, p. 225-235, 2017.

AZEVEDO, C. P. **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental**: experimentação e simulação. 236f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BALBINOT, R. *et al.* Ajuste de equações alométricas para *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. utilizando análise de componentes principais conjuntamente com análise de regressão. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 2, p. 232-237, 2009.

BUGMANN, H. A review of forest gap models. **Climatic Change**, Netherlands, v. 51, p. 259-305, 2001.

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

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

CARVALHO, J. O. P. de. Changes in the floristic composition of a terra firme rain forest in Brazilian Amazonia over an eight-year period in response to logging. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 32, n. 2, p. 277-291, 2002.

CARVALHO, J. O. P. de. Estrutura de Matas altas sem babaçu na Floresta Nacional do Tapajós. In: SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. de; YARED, J. A. G. (Eds.). **A Silvicultura na Amazônia Oriental**: contribuições do projeto Embrapa/DFID. Belém: Embrapa Amazônia Oriental. DFID, 2001. p. 277-290.

- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2003. v. 1, p. 1040.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2006. v. 2, p. 627.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2008. v. 3, p. 60,p
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica; Colombo: Embrapa Florestas, 2010. v. 4, p. 644.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa, 2014. v. 5, p. 634.
- CHASSOT, T. *et al.* Modelos de crescimento em diâmetro de árvores individuais de *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze em floresta ombrófila mista. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 2, p. 303-313, 2011.
- CONDIT, R.; HUBBEL, S. P.; FOSTER, R. B. Density dependence in two understory tree species in a neotropical forest. **Ecology**, v. 75, n. 3, p. 671-680, 1994.
- COSTA, D. H. M.; SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. de. Ingresso e mortalidade de árvores após a colheita de madeira em área de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós (PA). **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, n. 38, p. 119-126, 2002.
- COSTA, D. H. M. *et al.* Crescimento de árvores em uma floresta de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós após a colheita de madeira. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, n. 50, p. 63-76, 2008.
- CUNHA, T. A. da. **Increment modeling of individual Cedrela odorata trees in the Amazon forest**. 87f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria - RS, 2009.
- CUNHA, T. A. da; FINGER, C. A. G. Competição assimétrica e o incremento diamétrico de árvores individuais de *Cedrela odorata* L. na Amazônia ocidental. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 43, n. 1, p. 9-18, 2013.
- CUNHA, U. S. da *et al.* Predição da estrutura diamétrica de espécies comerciais de terra firme da Amazônia por meio de matriz de transição. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 1, p. 109-122, 2002.
- DE GRAAF, N. R. **A silvicultural system for natural regeneration of tropical rain forest in Suriname**. Wageningen: Agricultural University, 1986. p. 250.
- DRAPER, N. R.; SMITH, H. **Applied regression Analysis**. 2. ed. New York: John Wiley & Sons, Inc., 1980. p. 709.
- D'OLIVEIRA, M. V. N.; BRAZ, E. M. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 36, n. 2, p. 177-182, 2006.
- FERRAZ, I. D. K.; CAMARGO, J. L. C.; SAMPAIO, P. T. B. **Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.; *Carapa procera*, D.C) Meliaceae**. Manaus: INPA, 2003. p. 6. (Manual de sementes da Amazônia, n. 1).
- FREITAS, J. V. de. **Improving Tree Selection for Felling and Retention in Natural Forest in Amazonia Through Spatial Control and Targeted Seed Tree Retention**: a case study of a forest management project in Amazonas State, Brazil. 207f. PhD Thesis, University of Aberdeen, Aberdeen, 2004.
- GOTELLI, N. J. **Ecologia**. 4. ed. Londrina: Editora Planta, 2009. p. 287p.

GRUBB, P. J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, Cambridge, v. 52, p. 107-145, 1977.

IMAÑA-ENCINAS, J.; SILVA, G. F. da; PINTO, J. R. R. **Idade e crescimento das árvores**. Brasília: Universidade de Brasília (Departamento de Engenharia Florestal), 2005. p. 43.

IBGE — Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**: Sistema fitogeográfico; Inventário das formações florestais e campestres; Técnicas e manejo de coleções botânicas; e Procedimentos para mapeamentos. 2. ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. p. 271.

IBAMA — Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Floresta Nacional do Tapajós Plano de Manejo**. Brasília: IBAMA/MMA, 2004. p. 580. v. I - Informações Gerais.

JARDIM, F. C. da SILVA; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras, sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 37, n. 1, p. 37-48, 2007.

JARDIM, F. C. da SILVA; SOARES, M. da S. Comportamento de *Sterculia pruriens* (Aubl.) Schum. em floresta tropical manejada em Moju-PA. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 40, n. 3, p. 535-542, 2010.

KIERMAN, D. H.; BEVILACQUA, E.; NYLAND, R. D. Individual-tree diameter growth model for sugar maple trees in uneven-aged northern hardwood stands under selection system. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 1579-1586, 2008.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica (1969-1982). **Journal of Tropical Ecology**, n. 3, p. 315-330, 1987.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. 5. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2008. v. 1, p. 384.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2009. v. 2, p. 384.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. Nova Odessa: Instituto Plantarum de Estudos da Flora, 2009. v. 3, p. 384.

NAMAALWA, J.; EID, T.; SANKHAYAN, P. A multi-species density-dependent matrix growth model for the dry woodlands of Uganda. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 213, p. 312-327, 2005.

NASCIMENTO, R. G. M. *et al.* Modelo de projeção por classe diamétrica para florestas nativas: enfoque na função probabilística de Weibull. **Pesquisa florestal brasileira**, Colombo, v. 32, n. 70, p. 209-219, 2012.

NASCIMENTO, R. G. M. *et al.* Modelagem da sobrevivência, mortalidade e recrutamento de uma floresta na Amazônia Central. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p. 319-330, 2013.

NEBEL, G.; MEILBY, H. Growth and populations structure of timber species in Peruvian Amazon flood plains. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 215, p. 196-211, 2005.

NEMER, T. C.; JARDIM, F. C. da S. Crescimento diamétrico de uma população de *Eschweilera odora* (Poepp.) Miers com DAP > 5 cm durante três anos em uma floresta tropical de terra-firme manejada, Moju, Pará, Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, Belém, n. 41, p. 77-88, 2004.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988. p. 434.

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

PAULA, J. E. de; ALVES, J. L. de H. **897 madeiras nativas do Brasil: anatomia - dendrologia - dendrometria - produção - uso**. Porto Alegre: Cinco Continentes, 2007. p. 438.

PETROKOFISKY, G. *et al.* Comparative effectiveness of silvicultural interventions for increasing timber production and sustaining conservation values in natural tropical production forests. A systematic review protocol. **Environmental Evidence**, v. 4, p. 1-7, 2015.

PHILLIPS, P. D. *et al.* An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. **Ecological Modelling**, v. 173, n. 4, p. 335-354, 2004.

PIMENTEL-GOMES, F.; GARCIA, C. H. A determinação de equações volumétricas na engenharia florestal. **IPEF Série Técnica**, Piracicaba, v. 9, n. 26, p. 1-36, 1993.

PORTÉ, A.; BARTELINK, H. H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 150, p. 141-188, 2002.

RADAMBRASIL. FOLHA SA.21 - **Santarém**: geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação, uso potencial da terra. Rio de Janeiro: Ministério das Minas e Energia, 1976.

R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2018. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>.

REIS, L. P. *et al.* Crescimento de mudas de *Parkia gigantocarpa* Ducke, em um sistema de enriquecimento em clareiras após a colheita de madeira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 431-436, 2014.

REYES-MUÑOZ, J. L. *et al.* Nuevos modelos de predicción del incremento en volumen para bosques mezclados del Estado de Durango, México. **Forest Systems**, v. 20, n. 1, p. 43-49, 2011.

ROSSI, L. M. B. **Processo de difusão para a simulação da dinâmica de floresta natural**. 148f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

ROSSI, L. M. B. *et al.* Modelagem de recrutamento em florestas. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 3, p. 453-467, 2007.

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

SANTOS, A. T. dos. **Análise do crescimento e simulação de manejo de um plantio de *Ocotea porosa***. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

SCHAAF, L. B. **Florística, estrutura e dinâmica no período 1979-2000 de uma floresta ombrófila mista localizada no Sul do Paraná**. 119f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

SCHNEIDER, P. R. **Manejo florestal**: planejamento da produção florestal. Santa Maria: Imprensa Universitária/UFSM, 2009. p. 613.

SCHNEIDER, P. R.; FINGER, C. A. G. **Manejo sustentado de florestas inequidâneas heterogêneas**. Santa Maria: Imprensa Universitária/UFSM, 2000. p. 195.

SCHNEIDER, P. R.; SCHNEIDER, P. S. P.; SOUZA, C. A. M de. **Análise de regressão aplicada à Engenharia Florestal**. 2. ed. rev. e ampl. Santa Maria, RS: FACOS, 2009. p. 249.

SCOLFORO, J. R. **Modelos para expressar o crescimento e a produção florestal**, parte 1. Lavras: ESAL, FAPE, 1994. 188p.

SCOLFORO, J. R. Crescimento e produção das variáveis dendrométricas. In: **Biometria florestal: modelos de crescimento e produção florestal**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2006. p. 13-39.

SILVA, J. N. M. **The behaviour of the tropical rain forest of the Brazilian Amazon after logging**. 302f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – University of Oxford, Oxford, 1989.

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

SILVA, J. N. M. *et al.* Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 71, n. 3, p. 267-274, 1995.

SILVA, J. N. M. *et al.* Crescimento, mortalidade e recrutamento em florestas de terra firme da Amazônia Oriental: observações nas regiões do Tapajós e Jari. In: SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P. de; YARED, J. A. G. (Ed.). **A silvicultura na Amazônia Oriental**: contribuições do projeto EMBRAPA/DFID. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2001. p. 291-308.

SILVA, J. N. M. *et al.* **Diretrizes para Instalação e Medição de Parcelas Permanentes em Florestas Naturais da Amazônia Brasileira**. Belém: Embrapa / ITTO, 2005. p. 68.

SILVA, R. P. *et al.* Uso de banda dendrométrica na definição de padrões de crescimento individual em diâmetro de árvores da Bacia do Rio Cuieiras. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 33, n. 1, p.67-84, 2003.

SOUZA, D. V. *et al.* Crescimento de espécies arbóreas em uma floresta natural de terra firme após a colheita de madeira e tratamentos silviculturais, no município de Paragominas, Pará, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 4, p. 873-883, 2015.

SOUZA, L. H. da S.; FINGER, C. A. G.; SCHNEIDER, P. R. Incremento volumétrico de *Nectandra megapotamica* (Spreng.) Mez em floresta ombrófila mista. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 3, p. 305-314, 2009.

SPURR, S.H. **Forest Inventory**. New York: The Ronald Press Company, 1952. p. 476.

STEPKA, T. F. **Modelagem da dinâmica e prognose da estrutura diamétrica de uma floresta ombrófila mista por meio de matriz de transição e razão de movimentação**. 2008. 138f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Centro-Oeste, Irati, PR, 2008.

STEPKA, T. F. *et al.* Modelagem do ingresso e da mortalidade de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Centro-Sul do Estado do Paraná. **Anais Simpósio Latino-Americano sobre Manejo Florestal**, Santa Maria, 5, p. 763-769, 2011.

STEPKA, T. F. *et al.* Modelagem do incremento em diâmetro da *Araucaria angustifolia* em uma floresta ombrófila mista no Centro-sul do Paraná. **Floresta**, Curitiba, v. 42, n. 3, p. 607-620, 2012.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, n. 3, p. 359-366, 1987.

TAFFAREL, M. *et al.* Efeito da silvicultura pós-colheita na população de *Chrysophyllum lucentifolium* Cronquist (Goiabão) em uma floresta de terra firme na Amazônia Brasileira. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 38, n. 6, p. 1045-1054, 2014.

TEIXEIRA, L. M. *et al.* 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**, Manaus, v. 37, n. 3, p.377-384, 2007.

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

TONINI, H.; COSTA, P. da; KAMISKI, P. E. Estrutura, distribuição espacial e produção de sementes de Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.) no sul do Estado de Roraima. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 19, n. 3, p. 247-255, 2009.

VALLE, D. *et al.* Adaptation of a spatially explicit individual tree-based growth and yield model and long-term comparison between reduced-impact and conventional logging in eastern Amazonia, Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 243, p. 187-198, 2007.

VANCLAY, J. K. **Modelling Forest Growth and Yield: Applications to Mixed Tropical Forest**. Wallingford: CAB International, 1994, 312p.

VANCLAY, J. K. Mortality functions for north Queensland rain forests. **Journal of Tropical Forest Science**, Kuala, v. 4, n. 1, p. 15-36, 1991.

VANCLAY, J. K. A growth model for North Queensland rainforests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam v. 27, p. 245-271, 1989.

VATRAZ, S.; CARVALHO, J. O. P. de; SILVA, J. N. M.; CASTRO, T. da C. Efeito da exploração de impacto reduzido na dinâmica do crescimento de uma floresta natural. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 44, n. 109, p. 261-271, 2016.

VIDAL, E.; VIANA, V. M.; BATISTA, J. L. F. Crescimento de floresta tropical três anos após colheita de madeira com e sem manejo florestal na Amazônia oriental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 61, p. 133-143, 2002.

VIDAL, E.; VIANA, V. M.; BATISTA, J. L. F. Efeitos da exploração madeireira predatória e planejada sobre a diversidade de espécies na Amazônia oriental. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 22, n. 4, p. 503-520, 1998.

WEST, P. W. Application of regression analysis to inventory data with measurements on successive occasions. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam v. 71, p. 227-234, 1995.

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

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