

Monitoramento da estrutura e caracterização ecológica em floresta tropical manejada na Amazônia Brasileira

Erica Karolina Barros de Oliveira¹, Alba Valéria Rezende¹, Lucas José Mazzei de Freitas², Leonidas Soares Murta Júnior³, Quétilla Souza Barros⁴, Lidiomar Soares da Costa⁵

¹ Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Departamento de Engenharia Florestal, Pós-Graduação em Ciências Florestais, Brasília-DF, Brasil. E-mail: karolina.czs@gmail.com; albavr@unb.br

² Embrapa Amazônia Oriental, Belém-PA, Brasil. E-mail: lucas.mazzei@embrapa.br

³ Instituto Estadual de Florestas, Escritório Regional Nordeste, Teófilo Otoni-MG, Brasil. E-mail: murtaengflo@gmail.com

⁴ Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Florestais, Pós-Graduação em Ciências Florestais, Jerônimo Monteiro-ES, Brasil. E-mail: quetyla@hotmail.com

⁵ Universidade Federal de Uberlândia, Instituto de Ciências Agrárias, Monte Carmelo-MG, Brasil. E-mail: lidiomar.ef@gmail.com

RESUMO: Neste estudo foram discutidos aspectos da composição florística, diversidade de espécies e estrutura diamétrica de uma floresta manejada, no município de Paragominas, Pará. Os dados foram obtidos em dois transectos de 100 x 900 m equivalendo a uma área amostral de 18 ha, mensurados em sete ocasiões anuais. Os indivíduos arbóreos foram classificados em dois níveis de inclusão, Nível 1: DAP \geq 20 cm em parcelas de 100 x 100 m e Nível 2: 10 cm < DAP \leq 20 cm em subparcelas de 25 x 50 m. O índice de Shannon-Weaver variou entre 3,97 e 4,03 nats ind⁻¹ para o Nível 1 e 3,80 e 4,03 nats ind⁻¹ para o Nível 2. Os grupos ecológicos compostos por espécies não pioneiras dominaram a floresta, tanto em termos de riqueza quanto de densidade de árvores. Os resultados obtidos indicaram que 10 anos após a exploração, não foram constatadas mudanças expressivas na riqueza, diversidade e estrutura diamétrica da vegetação, indicando possivelmente, que a floresta quando submetida ao manejo florestal sustentável pode manter suas características próximas à floresta não perturbada pela exploração madeireira.

Palavras-chave: Floresta Amazônica; manejo florestal; sucessão ecológica

Monitoring the structure and ecological characterization in rainforest managed in the Brazilian Amazon

ABSTRACT: In this study aspects of floristic composition were discussed, species diversity and diameter structure of a managed forest, in the county of Paragominas, Pará. The data were obtained in two transects of 100 x 900 m, corresponding to a sample area of 18 ha, measured on seven annual occasions. The trees were classified into two inclusion levels, Level 1: DBH \geq 20 cm in plots of 100 x 100 m and Level 2: 10 cm < DBH \leq 20 cm in subplots of 25 x 50 m. Shannon-Weaver's index ranged from 3.97 to 4.03 nats ind⁻¹ for Level 1 and 3.80 and 4.03 nats ind⁻¹ for Level 2. The ecological groups composed of non-pioneer dominated the forest, both in terms of richness and density of trees. The results indicated that 10 years after the exploration, no significant changes were observed in the richness, diversity and diametric structure of the vegetation, possibly indicating that the forest when submitted to the sustainable forest management should maintain its characteristics near the forest not disturbed by the logging.

Key words: Amazon Forest; forest management; ecological succession

Introdução

A Floresta Amazônica, considerada o maior remanescente contínuo de floresta tropical úmida da terra, possui um contingente florístico rico, diversificado e muitas vezes endêmico. Entretanto, apesar da sua importância, ao longo das últimas décadas a cobertura original da Floresta Amazônica vem passando por várias alterações antrópicas (Leitão et al., 2018). Nela, o desmatamento e a extração ilegal de madeira estão entre os principais causadores de mortalidade de árvores (Tonini et al., 2019), além do empobrecimento da biodiversidade, as mudanças provavelmente irreversíveis no sistema climático global e o desequilíbrio hidrológico (Bennett, 2017).

Como contraponto a essas ações, surge o manejo florestal sustentável (MFS), que se baseia na tomada de decisões de gerenciamento, que leva em consideração a organização, respeito, uso e a conservação dos recursos florestais (D'Oliveira et al., 2017). Tais decisões podem envolver o futuro da floresta a longo prazo ou as atividades do dia a dia (Buongiorno & Gillies, 1987). O manejo florestal é uma prática relativamente comum em algumas florestas tropicais da África, Ásia e América Latina (D'Oliveira et al., 2017).

Embora não haja consenso entre alguns pesquisadores sobre a sustentabilidade dessa prática que garanta a produção madeireira e a manutenção da biodiversidade (Richardson & Peres, 2016), diferentes estudos têm mostrado que para uma intensidade moderada de exploração, o uso de técnicas adequadas de manejo florestal pode reduzir em até 50% os danos ao solo e a floresta remanescente (Sist & Ferreira, 2007). Outras pesquisas realizadas em áreas manejadas, nas florestas Amazônicas e Africanas sugerem que os efeitos residuais da exploração madeireira tendem a ser diluídos ao longo da duração do ciclo de corte, e a recuperação rápida da biomassa acima do solo é geralmente observada (D'Oliveira et al., 2017).

A aplicação de qualquer sistema de manejo sustentável em florestas da Amazônia deve ser precedida de inventário minucioso, que forneça estimativas fidedignas dos parâmetros florísticos-estruturais, bem como, da diversidade, além das distribuições diamétrica e espacial (Jardim & Quadros, 2016). Estudos dessa natureza são importantes e fundamentais na quantificação das interações complexas, múltiplas e simultâneas que acontecem em diversos ecossistemas, principalmente nos ecossistemas florestais localizados nas regiões tropicais que têm ganhado grande destaque nas últimas décadas devido as alarmantes taxas de distúrbios (Rees et al., 2001).

Outra informação relevante para um manejo adequado é a classificação das espécies em grupos ecológicos (Lima et al., 2011). De acordo com Rodrigues et al. (1998), um dos subsídios importantes para conservação e recuperação das formações florestais, parte da análise do estágio sucessional desses fragmentos. O agrupamento em características ecológicas é ferramenta essencial para a compreensão da

sucessão ecológica. Definida por Odum (1986), como o processo ou as mudanças que ocorrem antes que a vegetação de um determinado local atinja uma relativa estabilidade em suas características fisiológicas.

Conhecer tais aspectos são de grande relevância, tanto no planejamento e execução do manejo florestal para condução da floresta a uma estrutura balanceada, quanto na escolha de práticas silviculturais adequadas para o seu melhor crescimento. Diante disso, o presente estudo tem como objetivo, avaliar as mudanças na estrutura e caracterização ecológica de uma floresta tropical manejada na Amazônia Brasileira, em Paragominas, Estado do Pará.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido na Área de Manejo Florestal (AMF) da Fazenda Rio Capim, pertencente à Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda, localizada entre as coordenadas 03°30' e 03°45' de latitude Sul e 48°30' e 48°45' de longitude Oeste, no Município de Paragominas, Pará.

O clima da região, segundo Köppen, é classificado como "Aw", isto é, tropical chuvoso com estação seca bem definida. A precipitação média anual está em torno de 1.800 mm com temperatura média anual de 26,3 °C e umidade relativa do ar de 81% (Alvares et al., 2013). A vegetação característica da área é do tipo Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme (IBGE, 2012).

Para este estudo foi selecionada a Unidade de Trabalho Nº 14 (UT 14), com 100 hectares, localizada na Unidade de Produção Anual Nº 07 (UPA 07) do plano de manejo florestal da Fazenda Rio Capim. Em agosto de 2004 foi realizada a primeira colheita florestal nesta UT, sendo retirados 21,3 m³ ha⁻¹ de madeira em tora, correspondentes a 7 árvores. ha⁻¹, em média.

Inventários da vegetação

Para o monitoramento da vegetação, foram instalados, em junho de 2004, antes da extração seletiva, dois transectos no sentido Leste-Oeste, paralelos às estradas secundárias, medindo 100 m x 900 m cada, totalizando uma superfície amostral de 18 hectares. Cada transecto foi dividido em 9 parcelas amostrais permanentes de 100 m x 100 m (1 ha), onde foram mensurados todos os indivíduos arbóreos, considerando os seguintes níveis de inclusão e tamanho de parcelas: Nível 1 de inclusão: DAP ≥ 20 cm, em 18 parcelas de 1 ha (100 m x 100 m), totalizando 18 ha; Nível 2 de inclusão: 10 cm ≤ DAP < 20 cm, em 18 subparcelas aleatorizadas de 25 m x 50 m, totalizando 0,125 ha. As medições nas parcelas permanentes foram realizadas em sete ocasiões distintas. A primeira medição foi realizada em 2004, antes da implantação do manejo florestal. A segunda medição ocorreu em 2005, um ano após a colheita e as subsequentes ocorreram aos 2, 4, 6, 8 e 10 anos após a colheita, ou seja, em 2006, 2008, 2010, 2012 e 2014.

Análise de dados

Foram realizadas análises de variância (ANOVA), com medidas repetidas (Von Ende, 2001), para determinar o efeito dos tratamentos (anos de medição), sobre as variáveis, número de indivíduos, densidade por hectare, área basal, riqueza de espécies, número de gêneros e famílias para ambos os níveis de inclusão. Caso a ANOVA apresentasse um resultado significativo, foi usado o teste de Tukey ao nível de 5% de significância, para determinar quais médias eram diferentes.

A tabulação e o processamento de dados foram realizados por meio dos softwares Microsoft Excel 2013, SPSS versão 20.0 e PAST 2.08. Todas as variáveis analisadas foram submetidas ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk, para averiguar se o conjunto de observações se considera proveniente de uma população com distribuição normal. Quando não houve normalidade aplicou-se transformação logarítmica para o emprego da estatística paramétrica. As variáveis que não atingiram normalidade foram analisadas por meio de estatística não paramétrica pelo Teste de Kruskal-Wallis a 95% de probabilidade.

A diversidade foi determinada, para cada ano inventariado, por meio do índice de Shannon (H' , na base neperiana) e a equabilidade pelo índice de Pielou (J). Os valores de H' foram comparados entre todos os intervalos, aplicando-se o teste t de Hutcheson e calculados no programa PAST 2.08 (Hammer et al., 2001).

De forma adicional, para avaliar e comparar a diversidade de espécies entre os inventários, também foram empregados perfis de diversidade, conforme recomendado por Melo (2008). Os perfis de diversidade foram calculados através da série de Rényi, dada pela fórmula $H_\alpha = (\ln(p_1\alpha + p_2\alpha + p_3\alpha... + p_n\alpha))/(1 - \alpha)$ com o programa PAST 2.15 (Hammer et al., 2001). Em que: H_α é o valor do índice de diversidade para o parâmetro α ($\alpha \geq 0$, $\alpha \neq 1$) e p_1 , p_2 , $p_3...$ e p_n são proporções de indivíduos das espécies 1, 2, 3... S .

As espécies foram agrupadas em categorias sucessionais seguindo os critérios sugeridos por Swaine & Whitmore (1988). O sistema considera duas categorias: espécies pioneiras (PI) e espécies não pioneiras (NP). As espécies não pioneiras são classificadas em função de uma escala dependente da intensidade luminosa exigida para o seu crescimento. Essa escala divide-se em espécies não pioneiras tolerantes à sombra (NP-TS) e não pioneiras demandantes de luz (NP-DL). A classificação das espécies de acordo com o grupo ecológico preferencial foi realizada por pesquisadores da Embrapa Amazônia Oriental (CPATU), através de observações em campo e mediante consultas bibliográficas. As alterações na distribuição das espécies entre os grupos ecológicos ao longo dos sete inventários foram avaliadas pelo teste de Qui-quadrado (χ^2) (Tabela de Contingência) (Zar, 1999).

Para a análise da estrutura diamétrica foi realizado o agrupamento dos diâmetros em classes, com intervalos determinados pela fórmula de Spiegel (1976) (Equação 1).

$$IC = \frac{A}{nc} \quad (1)$$

em que:

- A - amplitude;
- Nc - número de classes, sendo que $nc = 1 + 3,33 \log(N)$; e,
- N - número de indivíduos.

Após a distribuição dos indivíduos nas classes diamétricas determinadas, a frequência dos diâmetros foi ajustada por meio da função de distribuição (Equação 2), empregada por Campos et al. (1983). Os parâmetros da função foram estimados pelo método dos Mínimos Quadrados Ordinários (MQO).

$$\ln y_i = \beta_0 + \beta_1 X_i + \varepsilon_i \quad (2)$$

em que:

- $\ln y_i$ - logaritmo natural da média da frequência por classe de diâmetro, amplitude de 10 cm, por hectare;
- X_i - centro de classe de diâmetro;
- β_0 e β_1 - parâmetros que exprimem a estrutura da vegetação em relação à distribuição dos diâmetros; e,
- ε_i - erro aleatório.

Com base na função de distribuição ajustada, obteve-se o quociente ("q") intrínseco da vegetação, por meio da Equação 3.

$$q = \frac{e^{(\beta_0 + \beta_1 X_i)}}{e^{(\beta_0 + \beta_1 X_{i+1})}} \quad (3)$$

em que se utiliza a razão entre as frequências de uma classe de diâmetro qualquer (X_i) pela frequência imediatamente acima (X_{i+1}).

Foi avaliada a distribuição diamétrica e os quocientes ("q") de De Liocourt para as dez espécies de maior Valor de Importância (VI), para duas medições distintas, antes do manejo florestal (2004) e dez anos após o manejo (2014). Em razão da amplitude do número de indivíduos os dados foram logaritmizados (Alves Júnior et al., 2010). Para o estudo por espécies, foram utilizadas as que apresentaram coeficiente de determinação (R^2) com valor mínimo de 50% e apresentaram indivíduos, no mínimo em quatro classes diamétricas dentre as dez espécies de maior IVI, correspondendo a sete e oito espécies para os anos de 2004 e 2014, respectivamente.

Resultados e Discussão

Composição florística

Durante o período estudado, foram registrados no Nível 1 de inclusão, 3.142 indivíduos distribuídos em 199 espécies, 111 gêneros e 42 famílias botânicas. Do total de espécies registradas, 22% eram representadas por apenas 1 ind. ha⁻¹ e 54% eram representadas por 5 ind. ha⁻¹ no máximo. No Nível 2, foram amostrados 702 indivíduos, distribuídas em 134 espécies, 76 gêneros e 34 famílias botânicas. A maior parte das espécies registradas no Nível 2, também é representada

por poucas árvores, sendo 36% das espécies compostas por apenas 1 ind. ha⁻¹ e 75% por até 5 ind. ha⁻¹ (Tabela 1).

Para o Nível 1, o número de indivíduos variou significativamente, nos intervalos de tempo ($F = 52,92$; $p < 0,01$). Esse mesmo comportamento foi observado para a área basal ($F = 72,158$; $p < 0,01$). Para ambas as variáveis, o teste de Tukey evidenciou que os valores registrados antes do manejo (2004), diferiram significativamente dos demais anos ($p < 0,01$) (Tabela 1). Em relação ao número de famílias botânicas, notou-se diferença significativa entre os dados observados em 2004 e 2005 ($p = 0,011$) e entre os valores de 2004 e 2006 ($p = 0,049$). A partir de 2008 o número de famílias registradas no Nível 1 foi estatisticamente semelhante aos valores observados em 2004.

No Nível 2, constatou-se diferença no número de indivíduos ($F = 8,131$; $p < 0,001$), área basal ($F = 5,926$; $p < 0,01$) e riqueza de espécies ($F = 8,517$; $p < 0,001$) entre os anos avaliados. Para essas variáveis, o teste de Tukey indicou diferenças significativas ($p < 0,01$) entre os valores registrados antes da extração seletiva (2004) e os dados observados em 2005 (Tabela 1).

Essas diferenças são atribuídas à entrada e saída de indivíduos da comunidade em decorrência da extração seletiva, realizada em 2004. Para o Nível 1, levando em consideração todo o período de monitoramento (2004 a 2014), as variáveis, número total de indivíduos, densidade absoluta e área basal da comunidade, ainda apresentam valores inferiores aos registrados antes da extração seletiva, entretanto, estes valores vêm aumentando ao longo do tempo. Já a riqueza de espécies, a partir de 2014, atinge valores estatisticamente semelhantes ($p = 0,094$) aos registrados antes da exploração florestal.

A redução no número de espécies logo após a exploração e posterior aumento ao longo do tempo, são implicações do

manejo já observadas em outros estudos na Amazônia (Vieira et al., 2014; Jardim & Quadros, 2016). Segundo estes autores, as mudanças na composição florística em áreas manejadas, estão relacionadas com o tamanho e número de aberturas de clareiras no dossel da floresta. A abertura de clareiras forma novas ecounidades, ou seja, mudanças das espécies nas diferentes categorias sucessionais ou grupos ecológicos (Dionísio et al., 2018). Neste sentido, Greig-Smith (1983), ressalta ainda que tais alterações podem ser reflexos das inúmeras interações ecológicas que ocorrem dentro e entre populações, podendo envolver fatores bióticos e abióticos, assim como a disponibilidade de recursos, que podem estar aleatoriamente distribuídos ou agregados, determinados pelo próprio ambiente.

Apesar de ter sofrido uma redução de 5,03 m² ha⁻¹, correspondente a 21,7% entre o período de 2004 a 2005, a recuperação da área basal inicial no Nível 1, encontra-se em 82% da original, tendo transcorrido 10 anos, para um ciclo de corte de 30 anos. Segundo Lima et al. (2018), a redução na área basal em florestas manejadas é um evento esperado, causado possivelmente pela colheita de árvores de grande porte e pela mortalidade de outras árvores em decorrência da derruba e arraste das toras.

Vieira et al. (2014), comparando florestas manejada e não manejada no Estado do Pará, encontraram valores de área basal próximos aos do presente estudo, com decréscimo de 20,11% logo após o manejo e posterior recuperação de 80% em seis anos. Em área de manejo florestal em Itacoatiara, Amazonas, Souza et al. (2017), registraram antes da extração, área basal de 26,42 m² ha⁻¹ e dois anos após 22,54 m² ha⁻¹, ou seja, uma taxa de redução de aproximadamente 15%.

Para o Nível 2, verificou-se um balanço positivo na composição florística da área estudada. No último ano de

Tabela 1. Índices de diversidade florística e estrutural da floresta, considerando árvores do Nível 1: árvores com diâmetro DAP ≥ 20 cm e Nível 2: árvores com diâmetro entre 10 cm \geq DAP < 20 amostrados na floresta tropical, Fazenda Rio Capim, Amazônia Oriental, Paragominas, PA. Com os respectivos valores de N- número de indivíduos; DA-densidade absoluta; AB- área basal; S_{obs} - riqueza observada.

| Parâmetros | 2004 | 2005 | 2006 | 2008 | 2010 | 2012 | 2014 |
|----------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|---------------------|
| Nível 1 | | | | | | | |
| N | 3.384 ^a | 2.995 ^d | 2.957 ^d | 2.960 ^d | 3.035 ^{cd} | 3.110 ^{bc} | 3.142 ^b |
| DA (ind ha ⁻¹) | 188,0 ^a | 166,39 ^d | 164,28 ^d | 164,44 ^d | 168,61 ^{cd} | 172,78 ^{bc} | 174,56 ^b |
| AB (m ² ha) | 23,14 ^a | 18,11 ^{cd} | 17,95 ^d | 17,98 ^d | 18,27 ^d | 18,69 ^{bc} | 18,99 ^b |
| S_{obs} | 205 ^a | 193 ^c | 189 ^c | 192 ^c | 192 ^{bc} | 196 ^c | 199 ^{ab} |
| Gêneros | 113 ^a | 106 ^c | 105 ^{bc} | 105 ^{bc} | 107 ^{bc} | 107 ^{bc} | 111 ^{ab} |
| Famílias | 40 ^a | 38 ^b | 38 ^b | 38 ^{ab} | 40 ^{ab} | 40 ^{ab} | 42 ^{ab} |
| H' | 4,01 | 3,97 | 3,97 | 3,99 | 3,99 | 4,00 | 4,03 |
| J' | 0,75 | 0,75 | 0,76 | 0,76 | 0,76 | 0,76 | 0,76 |
| Nível 2 | | | | | | | |
| N | 683 ^a | 568 ^c | 594 ^{bc} | 633 ^{ab} | 654 ^{ab} | 686 ^a | 702 ^a |
| DA (ind ha ⁻¹) | 303,56 ^a | 252 ^a | 264,0 ^a | 281,33 ^{ab} | 290,67 ^{abc} | 304,89 ^{bc} | 312,0 ^c |
| AB (m ² ha) | 4,90 ^a | 4,22 ^c | 4,34 ^{bc} | 4,70 ^{ab} | 4,69 ^{ab} | 4,75 ^{ab} | 4,95 ^a |
| S_{obs} | 113 ^{abc} | 108 ^d | 109 ^{cd} | 111 ^{bcd} | 113 ^{abc} | 128 ^{ab} | 134 ^a |
| Gêneros | 68 ^{abc} | 68 ^c | 67 ^{bc} | 69 ^{abc} | 67 ^{ab} | 70 ^{ab} | 76 ^a |
| Famílias | 33 ^{abc} | 33 ^c | 32 ^{bc} | 33 ^{abc} | 30 ^{ab} | 31 ^a | 34 ^a |
| H' | 3,81 | 3,82 | 3,80 | 3,82 | 3,89 | 3,98 | 4,03 |
| J' | 0,81 | 0,81 | 0,81 | 0,81 | 0,82 | 0,82 | 0,82 |

Médias seguidas de mesma letra, na variável, não diferem entre si pelo Teste de Tukey ($p \geq 0,01$).

monitoramento foram registradas 19 espécies novas em relação ao registrado antes da intervenção. Supõe-se que esse aumento observado, tenha ocorrido em função do ingresso de árvores na comunidade pertencentes a estas espécies, que antes da exploração apresentavam diâmetro menor que 10 cm e que estavam concentradas em estratos inferiores da floresta, aguardando uma oportunidade para ingressarem para classes superiores de diâmetro (espécies oportunistas). Tal oportunidade veio com o manejo florestal.

O índice de diversidade de Shannon (H'), obtido durante 10 anos de monitoramento, variou entre 3,97 nats ind⁻¹ a 4,03 nats ind⁻¹ para o Nível 1 e 3,80 nats ind⁻¹ a 4,03 nats ind⁻¹ para o Nível 2. Para o Nível 1, nota-se uma tendência da floresta em recuperar a diversidade florística registrada antes da exploração (4,01 nats ind⁻¹). No Nível 2, 10 anos após a extração seletiva, a diversidade da área chega a ser semelhante à diversidade registrada no Nível 1 (4,03 nats ind⁻¹), superando o seu valor obtido antes do manejo (3,81 nats ind⁻¹).

Os valores de diversidade deste estudo estão dentro dos limites esperados para florestas tropicais, que é de 3,83 nats ind⁻¹ a 5,85 nats ind⁻¹, valores considerados altos para qualquer tipo de vegetação de acordo com Knight (1975). Ribeiro et al. (2013), avaliando a estrutura florestal em projeto de assentamento no município de Placas, Pará, considerando árvores em diferentes níveis de inclusão de DAP, encontraram valores de diversidade próximos aos do presente estudo com $H' = 4,41$ nats ind⁻¹. Na FLONA Tapajós no Pará, Lima et al. (2018), também encontraram valores próximos, como 4,30 nats ind⁻¹ antes da colheita e 4,28 nats ind⁻¹ após a colheita. O que permite inferir que esses ambientes florestais apresentam alta diversidade florística.

Para o Nível 1 de inclusão (Figura 1A), as pequenas mudanças nos índices de diversidade não foram significativas em nenhuma das comparações realizadas para todo o período de monitoramento (teste t de Hutcheson; $p \geq 0,05$). Os perfis de diversidade dos inventários também apontaram a ausência de diferenças significativas na diversidade de espécies, evidenciando que as pequenas diferenças entre a diversidade

dos inventários estão mais associadas às diferenças no número de espécies (riqueza) do que em relação à abundância relativa das espécies (equabilidade). Indicando não ter havido nesse período, intervenção antrópica ou natural que comprometesse a diversidade dessa floresta, considerando apenas a classe de árvores com DAP ≥ 20 cm. Ribeiro et al. (2013), avaliando a estrutura de floresta manejada e não manejada, no município de Placa, PA, verificaram que a diversidade da floresta manejada, foi pouco afetada pela colheita seletiva.

No entanto, para o Nível 2 (Figura 1B), foram constatadas diferenças significativas na diversidade de espécies, (teste t de Hutcheson; $p < 0,05$) ao comparar os seguintes levantamentos: 2004 e 2012 ($t = 2,0095$; $p = 0,0359$), 2004 e 2014 ($t = 2,7237$; $p = 0,0065$), 2005 e 2012 ($t = 2,1976$; $p = 0,0281$), 2005 e 2014 ($t = 2,7967$; $p = 0,0052$), 2006 e 2012 ($t = 2,4147$; $p = 0,0158$), 2006 e 2014 ($t = 3,0183$; $p = 0,0025$), 2008 e 2012 ($t = 2,1376$; $p = 0,0327$) e 2008 e 2014 ($t = 2,7541$; $p = 0,0059$).

De uma forma geral, esses resultados podem ter ocorrido devido ao efeito da extração seletiva na área, que causa a abertura do dossel, e conseqüentemente aumenta a entrada de luz no sub-bosque da floresta, favorecendo o crescimento da regeneração natural, e o estabelecimento de novas espécies, aumentando a diversidade (Jardim & Quadros, 2016). Salles & Schiavini, (2007), citam como fatores que influenciam na diversidade das espécies, o tamanho da área amostrada, critérios ou nível de inclusão dos indivíduos, grau de antropização da área e estágio sucessional em que se encontra a floresta, porque alteram a riqueza e a abundância das espécies. Guimarães et al. (2016), ressaltam ainda, que ao longo da sucessão, a floresta tende a aumentar sua riqueza e diversidade, uma vez que o processo sucessional impõe condições necessárias para o estabelecimento de novas espécies, culminando com o equilíbrio necessário para a manutenção da alta diversidade de florestas tropicais.

Mudanças por grupo ecológico

O padrão de distribuição das espécies entre os grupos ecológicos para o período estudado, revelou no Nível 1,

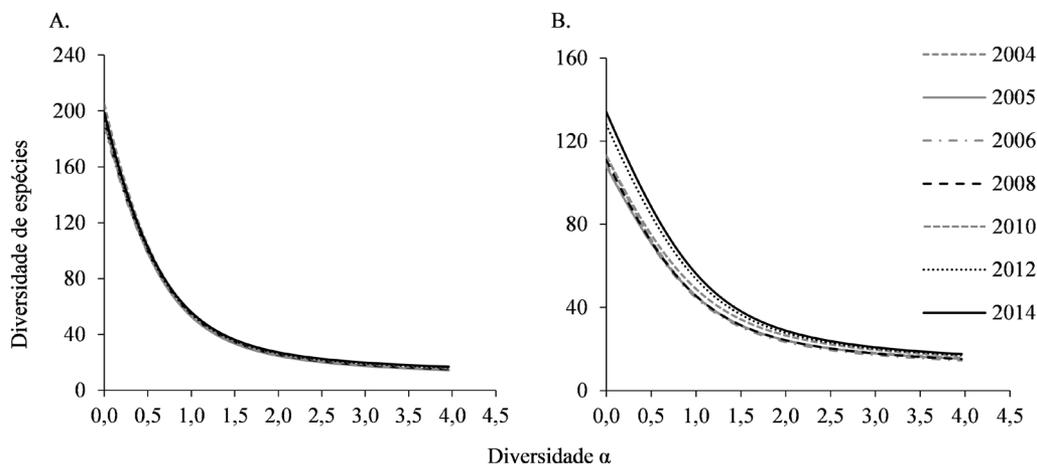


Figura 1. Perfis de diversidade da vegetação do Nível 1: árvores com DAP ≥ 20 cm (A) e Nível 2: árvores com diâmetro entre 10 cm \leq DAP < 20 cm (B) calculados para as medições realizadas no período de 10 anos (2004 a 2014) na floresta tropical, Fazenda Rio Capim, Amazônia Oriental, Paragominas.

maior riqueza de espécies para o grupo NP-DL (40,70%), em detrimento aos grupos NP-TS (37,69%) e PI (11,56%). Quando analisamos o percentual de indivíduos, o grupo das NP-TS apresentou maior densidade (72,20%), seguido das NP-DL (17,20%) e PI (6,73%). Para o Nível 2 de inclusão (10 cm \leq DAP < 20 cm), a maior riqueza de espécies e densidade de indivíduos ocorreu para o grupo das NP-TS (45,52% esp., 68,69% ind.), seguido das NP-DL (27,61% esp., 14,27% ind.) e por fim o grupo das PI (14,18% esp., 6,13% ind.) (Tabela 2).

O estágio sucessional de uma floresta é dado pelo grupo sucessional que apresentar mais de 50% dos indivíduos (Budowski, 1970). Dessa forma, os resultados sugerem que a floresta estudada se encontra em estágio avançado de sucessão, assim como, em bom estado de conservação. Segundo Toniato & Oliveira-Filho (2004), áreas mais preservadas apresentam maior densidade de espécies tolerantes à sombra e secundárias tardias, que são encontradas em sub-bosque fechado. Estas espécies investem maior biomassa em volume de copa e por consequência, em diâmetro, provavelmente devido a menor luminosidade do local. A maior abundância de

espécies e indivíduos não pioneiros, aliada à baixa densidade de espécies pioneiras, obtidas neste estudo, está de acordo com observações em outras florestas tropicais manejadas (Lima et al., 2011; Nascimento et al., 2013). Com base no alto valor aferido para a diversidade e predominância de espécies pertencentes aos grupos sucessionais tardios (NP-TS e NP-DL) supõe-se que com a utilização de técnicas adequadas de manejo, a floresta deve continuar com suas características bem semelhantes às observadas antes da extração seletiva.

Para o Nível 1, a alteração temporal no número de espécies ($\chi^2 = 0,58$; $p = 1,0$) e número de indivíduos ($\chi^2 = 6,30$; $p = 0,90$) entre os grupos ecológicos foi baixa e não refletiu em diferenças significativas. No entanto, apesar de pequenas, as mudanças na composição florística indicaram redução no grupo das NP-DL (2,4% esp., 8,17% ind.), assim como nas NP-TS (1,3% esp., 8,70% ind.) e aumento nas PI (9,5% esp., 8,68% ind.) (Tabela 2).

A redução no percentual de espécies e indivíduos tolerantes a sombra, constatada para o Nível 1, cerca de dez anos após a exploração, onde, possivelmente o dossel encontra-se

Tabela 2. Mudanças na riqueza de espécies e número de indivíduos do Nível 1: árvores com diâmetro DAP \geq 20 cm e Nível 2: árvores com diâmetro entre 10 cm \geq DAP < 20 registradas na floresta tropical, Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA, por intervalo de medição, por grupos ecológicos (GE).

| | 2004-2005 | 2005-2006 | 2006-2008 | 2008-2010 | 2010-2012 | 2012-2014 | 2004-2014 |
|---------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Nível 1 | | | | | | | |
| NP-DL | | | | | | | |
| NI Inicial | 600 | 507 | 503 | 505 | 515 | 531 | 600 |
| Ganho de Indivíduos | 0 | 0 | 2 | 10 | 16 | 20 | 48 |
| Perda de Indivíduos | 93 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 97 |
| NI Final | 507 | 503 | 505 | 515 | 531 | 551 | 551 |
| Mudança Líquida (%) | -15,50 | -0,79 | 0,40 | 1,98 | 3,11 | 3,77 | -8,17 |
| Riqueza Inicial | 83 | 76 | 74 | 76 | 76 | 79 | 83 |
| Ganho de Espécies | 0 | 0 | 2 | 2 | 4 | 2 | 8 |
| Perda de Espécies | 7 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 10 |
| Riqueza Final | 76 | 74 | 76 | 76 | 79 | 81 | 81 |
| Mudança Líquida (%) | -8,4 | -2,6 | 2,7 | - | 3,9 | 2,5 | -2,4 |
| NP-TS | | | | | | | |
| NI Inicial | 2.437 | 2.175 | 2.137 | 2.134 | 2.200 | 2.240 | 2.437 |
| Ganho de Indivíduos | 0 | 0 | 0 | 66 | 40 | 0 | 106 |
| Perda de Indivíduos | 262 | 38 | 3 | 0 | 0 | 15 | 318 |
| NI Final | 2.175 | 2.137 | 2.134 | 2.200 | 2.240 | 2.225 | 2.225 |
| Mudança Líquida (%) | -10,75 | -1,75 | -0,14 | 3,09 | 1,82 | -0,67 | -8,70 |
| Riqueza Inicial | 76 | 73 | 71 | 71 | 74 | 75 | 76 |
| Ganho de espécies | 0 | 1 | 0 | 3 | 3 | 1 | 8 |
| Perda de espécies | 3 | 3 | 0 | 0 | 2 | 1 | 9 |
| Riqueza Final | 73 | 71 | 71 | 74 | 75 | 75 | 75 |
| Mudança Líquida (%) | -3,9 | -2,7 | - | 4,2 | 1,3 | - | -1,3 |
| PI | | | | | | | |
| NI Inicial | 219 | 197 | 199 | 196 | 194 | 210 | 219 |
| Ganho de Indivíduos | 0 | 2 | 0 | 0 | 16 | 28 | 46 |
| Perda de Indivíduos | 22 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 27 |
| NI Final | 197 | 199 | 196 | 194 | 210 | 238 | 238 |
| Mudança Líquida (%) | -10,05 | 1,02 | -1,51 | -1,02 | 8,25 | 13,33 | 8,68 |
| Riqueza Inicial | 21 | 21 | 22 | 22 | 23 | 22 | 21 |
| Ganho de espécies | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 1 | 3 |
| Perda de espécies | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 |
| Riqueza Final | 21 | 22 | 22 | 23 | 22 | 23 | 23 |
| Mudança Líquida (%) | - | 4,8 | - | 4,5 | -4,3 | 4,5 | 9,5 |

Continua na próxima página

Continuação da Tabela 2

| | 2004-2005 | 2005-2006 | 2006-2008 | 2008-2010 | 2010-2012 | 2012-2014 | 2004-2014 |
|---------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| Nível 2 | | | | | | | |
| NP-DL | | | | | | | |
| NI Inicial | 94 | 76 | 82 | 85 | 92 | 102 | 94 |
| Ganho de Indivíduos | 0 | 6 | 3 | 7 | 10 | 12 | 38 |
| Perda de Indivíduos | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 |
| NI Final | 76 | 82 | 85 | 92 | 102 | 114 | 114 |
| Mudança Líquida (%) | -19,15 | 7,89 | 3,66 | 8,24 | 10,87 | 11,76 | 21,28 |
| Riqueza Inicial | 29 | 27 | 28 | 30 | 31 | 34 | 29 |
| Ganho de Espécies | 0 | 2 | 2 | 1 | 7 | 7 | 13 |
| Perda de Espécies | 2 | 1 | 0 | 0 | 2 | 4 | 5 |
| Riqueza Final | 27 | 28 | 30 | 31 | 34 | 37 | 37 |
| Mudança Líquida (%) | -6,9 | 3,7 | 7,14 | 3,33 | 9,68 | 8,82 | 27,59 |
| NP-TS | | | | | | | |
| NI Inicial | 475 | 397 | 418 | 447 | 452 | 460 | 475 |
| Ganho de Indivíduos | 0 | 21 | 29 | 5 | 8 | 0 | 63 |
| Perda de Indivíduos | 78 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 82 |
| NI Final | 397 | 418 | 447 | 452 | 460 | 456 | 456 |
| Mudança Líquida (%) | -16,42 | 5,29 | 6,94 | 1,12 | 1,77 | -0,87 | -4,00 |
| Riqueza Inicial | 54 | 54 | 53 | 52 | 53 | 60 | 54 |
| Ganho de espécies | 1 | 1 | 1 | 3 | 8 | 2 | 12 |
| Perda de espécies | 1 | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 6 |
| Riqueza Final | 54 | 53 | 52 | 53 | 60 | 60 | 60 |
| Mudança Líquida (%) | - | -1,85 | -1,89 | 1,92 | 13,21 | - | 11,11 |
| PI | | | | | | | |
| NI Inicial | 34 | 27 | 29 | 33 | 41 | 52 | 34 |
| Ganho de Indivíduos | 0 | 2 | 4 | 8 | 11 | 9 | 34 |
| Perda de Indivíduos | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| NI Final | 27 | 29 | 33 | 41 | 52 | 61 | 61 |
| Mudança Líquida (%) | -20,59 | 7,41 | 13,79 | 24,24 | 26,83 | 17,31 | 79,41 |
| Riqueza Inicial | 13 | 12 | 12 | 13 | 14 | 16 | 13 |
| Ganho de espécies | 0 | 1 | 1 | 2 | 2 | 3 | 6 |
| Perda de espécies | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Riqueza Final | 12 | 12 | 13 | 14 | 16 | 19 | 19 |
| Mudança Líquida (%) | -7,69 | - | 8,33 | 7,69 | 14,29 | 18,75 | 46,15 |

mais fechado, pode ser em decorrência da competição por nutrientes, herbivoria e principalmente pela competição intra e interespecífica da vegetação.

Hirai et al. (2012), avaliando o efeito da exploração florestal de impacto reduzido sobre a regeneração natural da floresta manejada na Fazenda Rio Capim, verificaram que, quatro anos após exploração, as espécies pioneiras eram predominantes e mais abundantes, mas, sete anos após a exploração, detectaram a ocorrência de competição na área, uma vez que espécies pioneiras e tolerantes à sombra encontravam-se entre as mais abundantes. Para Hirai et al. (2012), espécies tolerantes à sombra se caracterizam pelo contínuo recrutamento, devido a grande disponibilidade de sementes com rápida germinação, que não permite acúmulo no banco de sementes. Entretanto, estas espécies apresentam alta mortalidade, principalmente de indivíduos mais jovens que têm menor chance de competir com os indivíduos adultos.

No Nível 2, as mudanças entre os grupos ecológicos, evidenciaram aumento das NP-DL (27,59% esp., 21,28% ind.), aumento de 11,11% na riqueza de espécies e redução de 4% no número de indivíduos das NP-TS, e aumento das PI (46,15% esp., 79,41% ind.). Apesar dessas mudanças,

não foram constatadas diferenças significativas tanto para a riqueza de espécies ($\chi^2 = 0,55$; $p = 1,0$), quanto para o número de indivíduos ($\chi^2 = 20,65$; $p = 0,06$).

Esse comportamento pode ser explicado pela abertura do dossel da floresta após a exploração madeireira, que proporciona maior incidência de luz e redução na competição entre os indivíduos, influenciando positivamente o crescimento das árvores remanescentes (Souza et al., 2015). Principalmente para as espécies pioneiras, que necessitam de plena luz para se desenvolverem (Dionísio et al., 2018). Corroborando os resultados obtidos neste estudo, em que, o aumento percentual na riqueza de espécies e número de indivíduos, foi maior para o grupo das pioneiras.

Distribuição diamétrica

A curva de distribuição dos indivíduos, considerando toda a comunidade, para os dois períodos avaliados (Figura 2), seguiu o padrão típico de florestas tropicais inequidâneas, ou seja, com distribuição exponencial na forma de J-invertido (Reis et al., 2014). Sugerindo que as populações que compõem esta comunidade são estáveis e autorregenerativas, pois existe um balanço equilibrado entre mortalidade e recrutamento dos

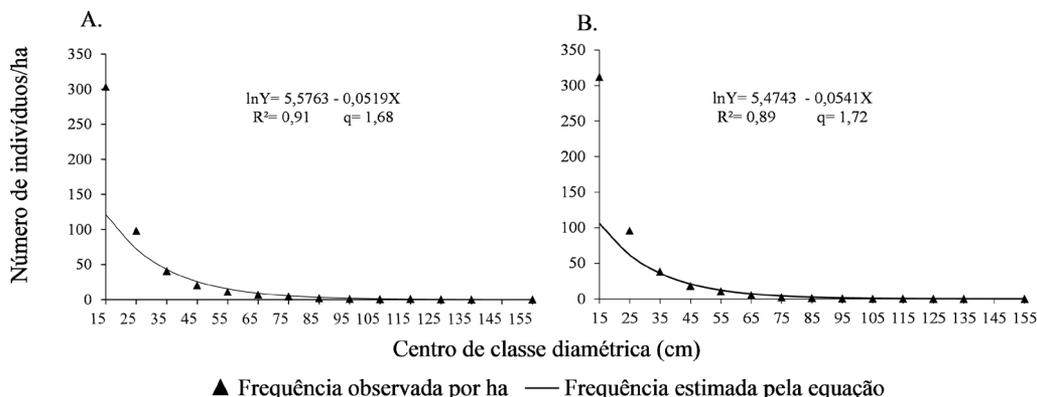


Figura 2. Curvas de distribuição diamétrica, observada e estimada do componente arbóreo da floresta tropical, para os anos de 2004 (A), antes da extração seletiva e 2014 (B), 10 anos após a extração seletiva, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.

indivíduos (Elias et al., 2013). A amplitude total dos diâmetros variou de 10 a 160 cm antes da exploração (2004) (Figura 2A) e aos 10 anos após a extração seletiva em 2014 (Figura 2B), onde se observa indivíduos em quase todas as classes diamétricas, exceto para a classe de 140 a 150 cm, ausente nos dois períodos avaliados.

Todos os parâmetros dos modelos foram significativos pelo teste t à 95% de probabilidade. Os valores do quociente (“q”) de De Liocourt estimado para toda a comunidade, apresentaram leves alterações, passando de $q = 1,68$ antes do corte, para $q = 1,72$ em 2014. Esta leve discrepância pode estar relacionada às alterações na densidade de indivíduos provocada pela exploração florestal, entretanto apesar deste acréscimo, os valores de “q” para as nove classes de diâmetro avaliadas, foram constantes para os dois levantamentos, indicando que a área estudada apresenta características de floresta balanceada, quanto à distribuição diamétrica dos seus indivíduos. De acordo com De Liocourt (1898), floresta balanceada é aquela onde o

número de árvores em sucessivas classes diamétricas decresce numa progressão geométrica constante, isto é, a razão (“q”) ou Quociente de Liocourt (“q”) é constante.

Os valores de (“q”), obtidos neste estudo estão dentro dos esperados para florestas tropicais. Para uma Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme, no Estado do Amazonas, Braz et al. (2012), encontraram um $q = 1,58$ e $q = 1,77$, antes e após corte, respectivamente. Reis et al. (2016), em área manejada de Floresta Ombrófila Densa, na FLONA Tapajós, encontraram $q = 1,85$ antes da exploração e $q = 1,98$ após 13 anos do corte. Os autores chamaram a atenção para o fato de que no Brasil, existem poucos estudos em florestas tropicais que tratam da distribuição de De Liocourt.

Algumas mudanças na hierarquia das espécies ocorreram ao longo dos 10 anos de monitoramento. Dentre as dez espécies de maior VI registradas antes da extração, nove mantiveram-se neste grupo 10 anos após a colheita (Tabela 3). *Lecythis idatimon*, foi a principal espécie dentro da avaliação

Tabela 3. Parâmetros analisados das espécies de maior VI, registradas na floresta tropical de terra firme da Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA, para os anos de 2004 e 2014 por grupos ecológicos, em que: NP-DL = não pioneira demandante de luz; NP-TS = não pioneira tolerante à sombra; PI = pioneira.

| Ano | Espécies | NI | VI | GE |
|---|---|------|-------|-------|
| 2004 | <i>Lecythis idatimon</i> Aubl. | 502 | 7,55 | NP-TS |
| | <i>Rinorea guianensis</i> Aubl. (*) | 264 | 5,90 | NP-TS |
| | <i>Poecilanthe effusa</i> (Huber) Ducke (*) | 37 | 4,68 | SC |
| | <i>Brosimum paraense</i> Huber | 236 | 4,47 | NP-TS |
| | <i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze (*) | 43 | 4,46 | NP-TS |
| | <i>Pouteria guianensis</i> Aubl. | 217 | 4,28 | NP-TS |
| | <i>Manilkara huberi</i> (Ducke) Chevalier | 83 | 4,00 | NP-TS |
| | <i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori | 229 | 3,82 | NP-TS |
| | <i>Inga alba</i> (Sw.) Willd. | 138 | 3,47 | NP-DL |
| <i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith | 212 | 3,43 | NP-TS | |
| 2014 | <i>Lecythis idatimon</i> Aubl. | 399 | 6,94 | NP-TS |
| | <i>Rinorea guianensis</i> Aubl. | 284 | 5,90 | NP-TS |
| | <i>Brosimum paraense</i> Huber | 238 | 4,66 | NP-TS |
| | <i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori | 232 | 4,01 | NP-TS |
| | <i>Poecilanthe effusa</i> (Huber) Ducke (*) | 31 | 3,98 | SC |
| | <i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith | 212 | 3,89 | NP-TS |
| | <i>Pouteria guianensis</i> Aubl. | 189 | 3,70 | NP-TS |
| | <i>Rinorea flavescens</i> (Aubl.) Kuntze (*) | 32 | 3,32 | NP-TS |
| | <i>Inga alba</i> (Sw.) Willd. | 125 | 3,08 | NP-DL |
| <i>Protium altsonii</i> Sandwith | 63 | 3,04 | NP-TS | |

* As espécies não foram utilizadas por apresentarem indivíduos em menos de quatro classes diamétricas.

do VI, ou seja, apresentou o maior domínio do habitat, nos dois períodos analisados. O que permite concluir que a estrutura da floresta foi pouco alterada pela extração seletiva.

Dentre as dez espécies de maior VI registradas antes e dez anos após a colheita, 80% pertencem ao grupo NP-TS, que, baseando-se nas definições de Swaine & Whitmore (1988), são espécies que têm a capacidade de germinar e se estabelecer sob o dossel, podendo persistir em um mesmo local e crescer após a formação de uma clareira.

Na análise da distribuição diamétrica das espécies de maior VI, separadamente (Figuras 4 e 5), constatou-se que as espécies *Manilkara huberi* ($R^2 = 0,58$; $q = 1,15$) e *Protium altsonii* ($R^2 = 0,73$; $q = 1,25$), não seguiram o padrão de J- invertido (Figura 3D; Figura 3H), em função dessas, apresentarem nas menores classes, menor número de indivíduos que as classes seguintes. No entanto, apesar da descontinuidade entre as classes diamétricas, os valores obtidos para o quociente “q”, foram constantes entre as diferentes classes de diâmetro avaliadas.

Quando a espécie não apresenta distribuição diamétrica típica de J-invertido caracteriza-se como falta de capacidade de regeneração e manutenção, bem como, problemas de recrutamento e extração, pois existe um desbalanceamento entre as classes (Nascimento et al., 2013). No entanto, Felfili (1997) ressaltou que, geralmente, essas variações são relacionadas à ecologia populacional de cada espécie e, na maioria dos casos, o que se observa é a existência de grandes descontinuidades ou achatamentos nas distribuições chegando, por vezes, à ausência quase que total de indivíduos jovens em algumas espécies.

Manilkara huberi é uma espécie de grande interesse comercial, pois são inúmeros os usos de sua madeira. A espécie figurou entre as 10 de maior VI somente antes da colheita florestal (2004) e esta mudança em sua posição hierárquica pode ser atribuída à redução de quase 82% na sua área basal e de aproximadamente 66% na sua densidade. Entretanto, analisando a distribuição de diâmetros da espécie (Figura 3D), notou-se descontinuidade na estrutura diamétrica desde antes da exploração. Comportamento semelhante foi registrado por Reis et al. (2014), avaliando a dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na FLONA Tapajós, os autores constataram que algumas espécies do gênero *Manilkara*, demonstraram descontinuidade na distribuição diamétrica desde antes da exploração.

Desta maneira, torna-se imprescindível a elaboração de estudos sobre o crescimento diamétrico da espécie para melhor entender essa dinâmica e possibilitar fazer prognóstico quanto ao tempo necessário para essas classes serem representadas.

Lecythis idatimon, espécie de maior VI, apresentou diferentes valores de “q” para as duas medições avaliadas, sendo $q = 3,81$ antes da extração e $q = 4,05$, aos 10 anos após o corte (2014). Indicando elevada taxa de recrutamento, devido a grande concentração de indivíduos na classe inicial (10 cm) e nas intermediárias (20 e 30 cm), (Figura 3A; Figura 3A). Como o valor de “q” é influenciado pelas frequências de todas as classes diamétricas e, não apenas das classes menores,

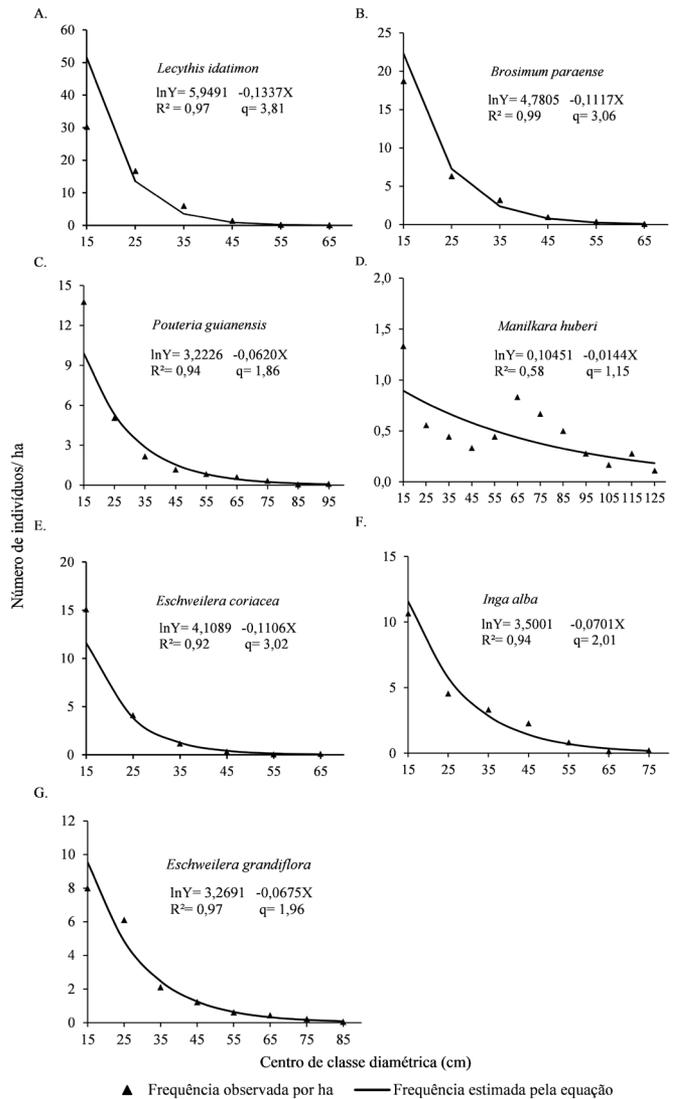


Figura 3. Curvas de distribuição diamétrica, observada e estimada, das espécies de maior VI, antes da extração seletiva (2004), na floresta tropical da Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.

a densidade menor nas maiores classes, pode explicar essa discrepância entre os valores de “q”. O aumento na densidade de árvores nas menores classes diamétricas é esperado para florestas manejadas, como forma de tamponar os efeitos da perturbação e permitir a continuidade da sucessão. Essa espécie apresenta alta abundância na Amazônia, com características físicas e químicas da madeira para uso energético (Moutinho et al., 2011) e apesar de não fazer parte da lista de espécies comerciais da Fazenda Rio Capim, possui potencial para serraria e laminação (Souza et al., 2006).

A espécie *Rinorea guianensis*, a segunda no ranking de VI em 2014, apresentou distribuição diamétrica balanceada ($R^2 = 0,97$) e valor de $q = 8,86$ (Figura 4B). Foi observada elevada concentração de indivíduos na menor classe diamétrica (71,6%), com queda gradativa nas classes seguintes. O comportamento da distribuição diamétrica apresentado pela espécie, pode estar relacionado à sua estratégia de vida, pois espécies tolerantes à sombra, de acordo com Gandolfi

et al. (1995), completam o seu ciclo de vida no sub-dossel da floresta e por tal motivo a maioria dos indivíduos pode apresentar pequeno porte.

Padrão de distribuição diamétrica balanceada também foi observado nas espécies *Brosimum paraense* ($R^2 = 0,99$; $q = 2,75$) e *Eschweilera coriacea* ($R^2 = 0,95$; $q = 2,04$), ambas com elevada concentração de indivíduos nas primeiras classes diamétricas (Figura 4C; Figura 4D). Assim como observado em *Inga alba* ($R^2 = 0,92$; $q = 2,93$) (Figura 4G). Esses resultados sugerem a ausência de problemas de regeneração e alta capacidade de resiliência dessas espécies na floresta.

Espécies como *Rinorea guianensis* e algumas dos gêneros *Eschweilera*, *Protium*, *Gutteria* e *Inga*, podem não ter uso madeireiro no momento, porém têm contribuição ecológica (Almeida et al., 2012). Essas espécies desempenham papéis importantes do ponto de vista da conservação na área, pois, as primeiras posições em VI que ocupam, indicam funções-chave que podem estar desempenhando nos ecossistemas que ocupam (Pinheiro et al., 2007).

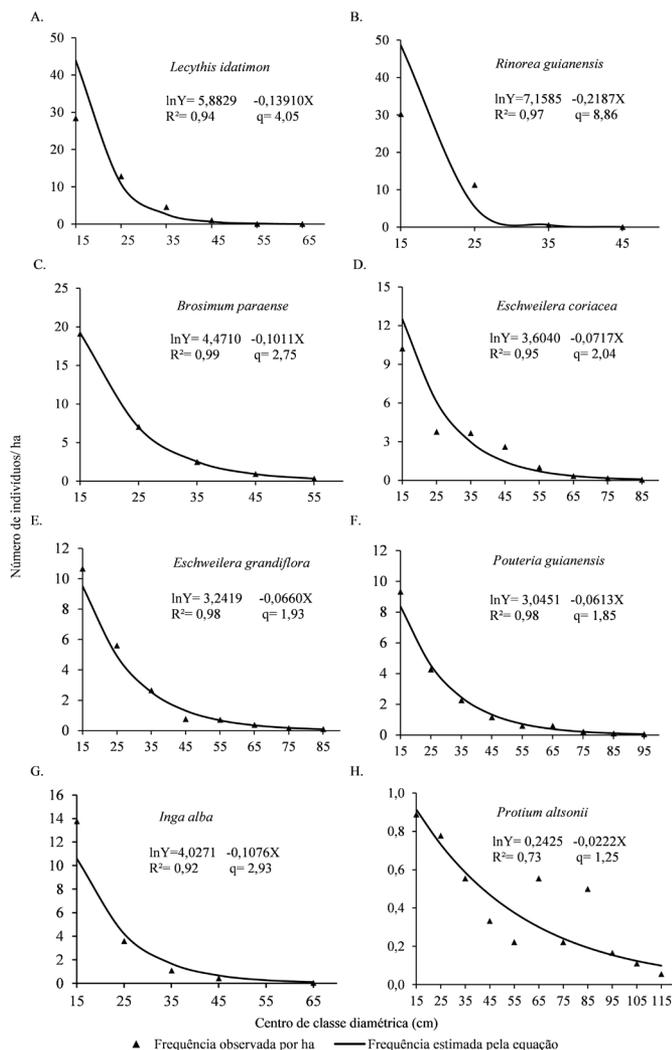


Figura 4. Curvas de distribuição diamétrica, observada e estimada, para as espécies de maior VI, dez anos após a extração seletiva (2014), na floresta tropical de terra firme da Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.

As distribuições diamétricas das espécies para as duas medições avaliadas, apresentaram classes de distribuições ininterruptas. Tal condição pode indicar que o ciclo de vida da maioria das espécies está se completando (Felfili & Silva Júnior, 1988), fato geralmente relacionado com a ausência de perturbações ambientais. Sugerindo que com a realização do manejo adequado, a floresta deve continuar com suas características bem semelhantes as observadas antes da extração seletiva.

Conclusões

O manejo não causou alterações significativas nos parâmetros florísticos e estruturais, na floresta manejada da Fazenda Rio Capim;

A presença do maior número de espécies pertencentes aos grupos não pioneiros demonstra que a floresta se encontra em estágio avançado no processo de sucessão florestal;

A contribuição das populações mais representativas em termos de valor de importância apresentou pouca variação, ao longo do período estudado. Sugerindo que com a realização do manejo adequado, a floresta deve continuar com suas características bem semelhantes às observadas antes da extração seletiva;

A Exploração de Impacto Reduzido (EIR) garantiu a conservação das espécies do Nível II, que são responsáveis pela recomposição do estoque madeireiro, florístico e fitossociológico, além de manter os índices de diversidade em padrões elevados.

Literatura Citada

- Almeida, L. S.; Gama, J. R. V.; Oliveira, F. A.; Carvalho, J. O. P.; Gonçalves, D. C. M.; Araújo, G. C. Fitossociologia e uso múltiplo de espécies arbóreas em floresta manejada, Comunidade Santo Antônio, Município de Santarém, Estado do Pará. Acta Amazônica, v.42, n.2, p.185- 194, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000200002>.
- Alvares, C. A.; Stape, J. L.; Sentelhas, P. C.; Gonçalves, J. L. M.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n.6, p.711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Alves Junior, F. T.; Ferreira, R. L. C.; Silva, J. A. A. da; Marangon, L. C.; Costa Junior, R. F.; Silva, S. de. O. Utilização do Quociente de de Liocourt na avaliação da distribuição diamétrica em fragmentos de Floresta Ombrófila Aberta em Pernambuco. Ciência Florestal, v. 20, n.2, p. 307-319, 2010. <https://doi.org/10.5902/198050981854>.
- Bennett, L. Deforestation and Climate Change. Washington: Climate Institute, 2017, 16p. http://climate.org/wpcontent/uploads/2017/04/deforestation-final_r1.pdf. 13 Mai. 2019.
- Braz E. M.; Schneider, P.R.; Mattos, P.P.; Thaines, F.; Selle, G.L.; Oliveira, M.F.; Oliveira, T.C. Manejo da estrutura diamétrica remanescente de florestas tropicais. Ciência Florestal, v.22, n.4, p.787-794, 2012. <https://doi.org/10.5902/198050987559>.

- Budowski, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American Lowland Forests. *Tropical Ecology* v. 11, n. 1, p. 44- 48, 1970.
- Buongiorno, J.; Gilles, J.K. *Forest management and economics. A primer in quantitative methods.* New York; London: Macmillan Publishing Company; Collier Macmillan Publishers, 1987. 285p. <https://doi.org/10.1002/bimj.4710310712>.
- Campos, J. C. C.; Ribeiro, J. C.; Couto, L. Emprego da distribuição diamétrica na determinação da intensidade de corte em matas naturais submetidas ao sistema de seleção. *Revista Árvore*, v. 7, n.2, p. 110-122, 1983.
- D'Oliveira, M. V. N.; Oliveira, L. C.; Acuña, M. H. A.; Braz, E. M. Twenty years monitoring growth dynamics of a logged tropical forest in Western Amazon. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v.37, n. 92, p. 493-502, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.92.1398>.
- De Liocourt, F. De l'amenagement des sapinières. *Bulletin trimestriel - Société Forestière de Franche-Comté & Belfort*, v.4, n.6, p.396-409, 1898. https://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=181924. 29 Mar. 2019.
- Dionísio, L. F. S.; Schwartz, G.; Lopes, J. do C.; Oliveira, F. de A. Growth, mortality, and recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. *Forest Ecology and Management*, v. 430, p. 150-156, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.024>.
- Elias, F.; Marimon, B. S.; Gomes, L.; Forsthofer, M.; Abreu, M. F.; Reis, S. A.; Lenza, E.; Franczak, D.D.; Marimon Junior, B. H. Resiliência de um cerrado submetido a perturbações intermediárias na transição Cerrado-Amazônia. *Biotemas*, v.26, n.3, p.49-62, 2013. <https://doi.org/10.5007/2175-7925.2013v26n3p49>.
- Felfili, J.M. Diameter and height distributions in a gallery forest community and some of its main species in central Brazil over a six-year period (1985-1991). *Revista Brasileira de Botânica*, v. 20, n.2, p.155-162, 1997. <https://doi.org/10.1590/S0100-840419970002>.
- Felfili, J.M.; Silva Júnior, M.C. Distribuição dos diâmetros numa faixa de cerrado na Fazenda Água Limpa (FAL) em Brasília, DF. *Acta Botanica Brasílica*, v.2, n.1-2, p.85-104, 1988. <https://doi.org/10.1590/S0102-33061988000100005>.
- Gandolfi, S.; Leitão Filho, H. F.; Bezerra, C.L.E. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no Município de Guarulhos, SP. *Revista Brasileira de Biologia*, v.55, n. 4, p. 753-767, 1995. <http://www.lcb.esalq.usp.br/publications/articles/1995/1995rbbv55n4p753-767.pdf>. 03 Mar. 2019.
- Guimarães, J. R. da S. G.; Carim, M. de J. V.; Neto, S. V. da C.; Tostes, L. de C. L. Floristic diversity of secondary forest in the eastern Amazon, State of Amapá, *Floresta*, v. 46, n. 3, p. 343 - 351, 2016. <https://doi.org/10.5380/rf.v46i3.40161>.
- Hammer, Ø.; Harper, D.A.T.; Ryan, P.D. PAST: Paleontological statistical software package for education and data analysis. *Palaentologia Electronica*, v. 4, n.1, p.1-9, 2001. https://palaeo-electronica.org/2001_1/past/past.pdf. 13 Mai. 2019.
- Hirai, E.H.; Carvalho, C.J.R.; Silva, J.N.M.; Carvalho, J.O.P.; Queiroz, W.T. Efeito da exploração florestal de impacto reduzido sobre a regeneração natural em uma floresta densa de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. *Scientia Forestalis*, v. 40, n. 95, p. 306-315, 2012. <https://doi.org/10.18671/scifor.v44n109.25>.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. Manual técnico da vegetação brasileira. 2.ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 275p. (IBGE. Manuais Técnicos em Geociências, 1). <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. 19 Ago. 2019.
- Jardim, F.C.S.; Quadros, L.C.L. Estrutura de uma floresta tropical dez anos após exploração de madeira em Moju, Pará. *Revista Ceres*, v.63, n.4, p.427-435, 2016. <https://doi.org/10.1590/0034-737X201663040001>.
- Knight, D.H. A phytosociological analysis of species-rich tropical forest on Barro Colorado Island, Panama. *Ecological Monographs*, v. 45, n. 3, p. 259-28, 1975. <https://doi.org/10.2307/1942424>.
- Leitão, R. P.; Zuanon, J.; Mouillot, D.; Leal, C.G.; Hughes, R. M.; Kaufmann, P. R.; Villéger, S.; Pompeu, P. S.; Kasper, D.; De Paula, F. R.; Ferraz, F. B.; Gardner, T. A. Disentangling the pathways of land use impacts on the functional structure of fish assemblages in Amazon streams. *Ecography*, v.41, n.1, p. 219-232, 2018. <https://doi.org/10.1111/ecog.02845>.
- Lima, R. B. D. A.; Silva, J. A. A. da; Marangon, L. C.; Ferreira, R. L. C.; Silva, R. K. S. da. Sucessão ecológica de um trecho de floresta ombrófila densa de terras baixas, Carauari, Amazonas. *Pesquisa Florestal Brasileira*, v.31, n.67, 161-172, 2011. <https://doi.org/10.4336/2011.pfb.31.67.161>.
- Lima, B. de A.; Almeida, B. R. S. de.; Sousa, E. A. B. de.; Cruz, G. da S.; Melo Marcelle, B.; Melo, L. de O.; Melo, D. L. da C.; Santos, M. F. dos. Estrutura e dinâmica florestal sob efeito do manejo madeireiro na FLONA Tapajós. *Advances in Forestry Science* <http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/afor/article/view/5984/pdf>. 09 Abr. 2019.
- Melo, A.S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade num índice de diversidade? *Biota Neotropica*, v. 8, n. 3, p. 21-27, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300001>.
- Moutinho, V. H. P.; Couto, A. M.; Lima, J. T.; Aguiar, O. J. R.; Nogueira, M. O. G. Energetic characterization of Matá-Matá wood from the brazilian rainforest (*Eschweilera* Mart Ex Dc). *Scientia Forestalis*, v. 39, n. 92, p. 457-461, 2011. <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr92/cap08.pdf>. 09 Abr. 2019.
- Nascimento, R. G. M.; Machado, A.S.; Figueiredo Filho, A.; Higuchi, N. Modelagem da sobrevivência, mortalidade e recrutamento de uma floresta na Amazônia Central. *Scientia Forestalis*, v. 41, n. 99, p. 319-330, 2013. <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr99/cap03.pdf>. 09 Abr. 2019.
- Odum, E.P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara, 1986. 434 p.
- Pinheiro, K. A. O.; Carvalho, J. O. P. de.; Quanz, B.; Francez, L. M. de B.; Schwartz, G. Fitossociologia de uma área de preservação permanente no leste na Amazônia: indicação de espécies para recuperação de áreas alteradas. *Floresta*, v.37, n.2, p.175-187, 2007. <https://doi.org/10.5380/rf.v37i2.8648>.
- Rees, M.; Condit, R.; Crawley, M.; Pacala, S.; Tilman, D. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, v. 293, n. 5530, p. 650-655, 2001. <https://doi.org/10.1126/science.1062586>.
- Reis, L. P.; Souza, A. L.; Mazzei, L.; Reis, P. C. M.; Leite, H. G.; Soares, C. P. B.; Torres, C. M. M. E.; Silva, L. F.; Ruschel, A. R. Prognosis on the diameter of individual trees on the eastern region of the amazon using artificial neural networks. *Forest Ecology and Management*, v. 382, p.161-167, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.022>.

- Reis, L. P.; Ruschel, A. R.; Silva, J. N. M.; Reis, P. C. M. dos; Carvalho, J. O. P. de; Soares, M. H. M. Dinâmica da distribuição diamétrica de algumas espécies de Sapotaceae após exploração florestal na Amazônia Oriental. *Revista de Ciências Agrárias*, v.57, n.3, p. 234-243, 2014. <https://doi.org/10.4322/rca.ao1401>.
- Ribeiro, R. B. da S.; Gama, J. R. V.; Martins, S. V.; Moraes, A.; Santos, C. A. A. dos; Carvalho, A. N. de. Estrutura florestal em projeto de assentamento, comunidade São Mateus, Município de Placas, Pará, Brasil. *Revista Ceres*, v. 60, n.5, p. 610-620, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0034-737X2013000500003>.
- Richardson, V. A.; Peres, C. A. Temporal Decay in Timber Species Composition and Value in Amazonian Logging Concessions. *PLOS ONE*, v. 11, n. 7, p. 1-22, 2016. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0159035>.
- Rodrigues, R.; Gandolfi, S.; Dias, L.; Mello, J. Restauração de florestas tropicais: subsídios para uma definição metodológica e indicadores de avaliação e monitoramento. In: Dias, L. E.; Mello, J. W. (Eds.). *Recuperação de áreas degradadas*. Viçosa: UFV; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p.203-215.
- Salles, J. C.; Schiavini, I. Estrutura e composição do estrato de regeneração em um fragmento florestal urbano: implicações para a dinâmica e a conservação da comunidade arbórea. *Acta Botânica Brasílica*, v.21, n.1, p.223-233, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000100021>.
- Sist, P.; Ferreira, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Easter Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 243, n.2-3, p. 199-209, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.02.014>.
- Souza, D. R.; Souza, A. L.; Leite, H. G.; Yared, J. A. G. Análise estrutural em floresta ombrófila densa de terra firme não explorada, Amazônia oriental. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 30, n. 1, p. 75-87, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622006000100010>.
- Souza, D. V.; Carvalho, J. O. P.; Mendes, F. S.; Melo, L. O.; Silva, J. N. M., Jardim, F. C. S. 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*, v. 25, n. 4, p. 873-883, 2015. <https://doi.org/10.5902/1980509820585>.
- Souza, M.A.S.; Azevedo, C.P.; Souza, C.R., França, M.; Neto, M. Dinâmica e produção de uma floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia Central. *Floresta*, v.47, p.55-63, 2017. <https://doi.org/10.5380/rf.v47i1.43312>.
- Spiegel, M. R. *Estatística*. São Paulo: Makron Books, 1993. 643p.
- Swaine, M.D.; Whitmore, T.C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, v.75, n. 1-2, p. 81-86, 1988. <https://doi.org/10.1007/BF00044629>.
- Toniato, M.T.Z.; Oliveira Filho, A.T. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. *Forest Ecology and Management*, v. 198, n.1-3, p. 319-339, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.05.029>.
- Tonini, H.; Morales, M. M.; Silva, V. P. da.; Lulu, J. F. N.; Austeclinio, L. de. Efeito do sistema de plantio e da exposição solar sobre a alocação da biomassa no desenvolvimento inicial do eucalipto. *Ciência Florestal*, v. 29, n.1, p. 86-95, 2019. <http://doi.org/10.5902/1980509817808>.
- Vieira, D.S.; Gama, J.R.V.; Ribeiro, R.B.S.; Ximenes, L.C.; Corrêa, V.V.; Alves, A.F. Comparação estrutural entre floresta manejada e não manejada na Comunidade Santo Antônio, Estado do Pará. *Ciência Florestal*, v. 24, n.4, p. 1067-1074, 2014. <https://doi.org/10.5902/1980509816619>.
- Von Ende, C.N. Repetead-measures analysis: growth and other time-dependent measures. In: Scheiner, S. M.; Vincent, J. F. (Eds.). *Design and analysis of ecological experiments*. 2.ed. New York: Oxford University Press, 2001. 415p.
- Zar, J. H. *Biostatistical analysis*. 4.ed. Upper Saddle River: Prentice Hall, 1999. 663p.