



Três décadas de dinâmica das árvores remanescentes após exploração na Floresta Nacional do Tapajós, Brasil

Hirailene Cristina da Cruz Barros Barbosa¹, Ademir Roberto Ruschel², Lucas José Mazzei de Freitas³,
Rodrigo de Souza Barbosa¹, Rodrigo Geroni Mendes Nascimento¹

¹Universidade Federal Rural da Amazônia, Avenida Presidente Tancredo Neves, 2501, Bairro Terra Firme, CEP 66077-830, Belém, PA, Brasil

²Embrapa Florestas, Estrada da Ribeira, Km 111, C.P. 319, CEP 83411-000, Colombo, PR, Brasil

³Embrapa Amazônia Oriental, Campo Experimental de Belterra, rua Mensalista s/n, CEP 68143-000, Belterra, PA, Brasil

***Autor correspondente:**

ademir.ruschel@embrapa.br

Termos para indexação:

Mudanças fitossociológicas
Manejo florestal
Resiliência

Index terms:

Phytosociological changes
Forest management
Resilience

Histórico do artigo:

Recebido em 10/09/2022

Aprovado em 20/08/2024

Publicado em 31/10/2024

Resumo - O objetivo deste estudo foi analisar as árvores remanescentes em uma comunidade arbórea pós-exploração na Floresta Nacional do Tapajós, em Belterra, PA. Os dados analisados foram procedentes do monitoramento das árvores com diâmetro a 1,30 m do solo (DAP) ≥ 5 cm, em 36 parcelas permanentes. As medições foram realizadas em nove ocasiões no período de 31 anos (1981-2012). Todos os indivíduos foram identificados em nível de espécie e classificados por grupo ecológico. A maioria das árvores remanescentes pertencem ao grupo das secundárias tardias. Possivelmente, a estrutura das árvores já estabelecidas, aliada à sua resiliência e elasticidade, favoreceu a recuperação pós-exploração, avançando ao equilíbrio natural. A percentagem da mortalidade das árvores remanescentes (1981 a 2012) concentrou-se nas duas menores classes diamétricas e acumularam mais da metade (52%) da comunidade arbórea (remanescentes de 1981), sendo representada, principalmente, por espécies pioneiras e secundárias iniciais. Considerando que a alta intensidade de exploração refletiu em abertura de grandes clareiras, devido à remoção de praticamente todas as árvores dominantes, houve favorecimento do crescimento das remanescentes e uma recuperação da dinâmica do sub-bosque, inicialmente pelas espécies tolerantes à luz, que foram substituídas com o avançar do tempo por espécies de grupos ecológicos com menor exigência de luz.

Three decades of the dynamic of remnant trees after logging of National Forest of Tapajós, Brazil



Abstract - This study aimed to analyze remnant trees and mortality in a post-harvest community in the Tapajós National Forest in Belterra, State of Pará, Brazil. The analyzed data came from monitoring trees with diameter at 1.3 above ground level (DBH) ≥ 5 cm, in 36 permanent plots. Measurements were carried out on nine occasions over a 31-year period (1981-2012). All individuals were identified at the species level and classified according to the ecological group. Most trees belong to the ecological group of late secondary species. This explains why the structure of the already established trees, combined with their resilience and elasticity, favored post-harvest recovery, advancing towards the natural balance. The percentage of mortality of the remaining trees (1981 to 2012) was concentrated in the two smallest diameter classes and accumulated more than half (52%) of the tree community (remnant from 1981), being represented mainly by pioneers and initial secondary species. Considering that the high intensity of exploitation caused large clearings due to the logging of practically all the dominant trees, the growth of remnant trees was favored and a dynamic recovery of the understory was observed, initially by light-tolerant species and over time by species from ecological groups with lower light requirements.

Parte do trabalho de mestrado de Hirailene Cristina da Cruz Barros Barbosa, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, PA, Brasil, 2018.

Introdução

As florestas brasileiras ocupam cerca de 493 milhões de ha, equivalendo a 59% do território brasileiro, onde 485,8 milhões de ha são compostos por florestas nativas e 7,8 milhões ha por florestas plantadas (Associação Brasileira da Indústria de Madeira Processada Mecanicamente, 2006). A Amazônia é o maior bioma do Brasil, com 4,2 milhões de km², correspondendo a 49% do território nacional, sendo considerada como a maior reserva de diversidade biológica do planeta (Florestas..., 2013). De acordo com o Programa de Áreas Protegidas da Amazônia (2012), o bioma tem relevância mundial por abrigar 600 tipos de habitat (terrestres e de água doce), acumulando uma estimativa de 45 mil espécies de plantas e animais vertebrados.

A Amazônia brasileira é uma das principais regiões produtoras de madeiras tropicais do mundo (Silva & Caixete Filho, 2015; Danielli et al., 2016) e a sua exploração é feita tanto pela indústria madeireira quanto pelas diversas comunidades tradicionais que dependem da floresta (Carvalho et al., 2019). Por isso, manejar estas florestas é de suma importância para a sua conservação, pois ao administrar a floresta têm-se a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema.

Por meio do manejo florestal sustentável, é possível promover a conservação das florestas, a manutenção dos serviços ambientais que elas prestam e ainda estimular o desenvolvimento econômico e social de regiões que muitas vezes carecem de alternativas (Brasil, 2006; Kanashiro, 2014; Veiga, 2014). O monitoramento da dinâmica florestal é importante para o planejamento do manejo florestal e para estimar a capacidade produtiva e a recuperação dos estoques após a exploração. Uma das metodologias aplicadas para o monitoramento é a amostragem com parcelas permanentes de inventário contínuo, onde são realizadas medições ao longo do tempo para a avaliação da dinâmica de crescimento individual de cada árvore da floresta, possibilitando analisar as mudanças ocorridas nesta floresta com a contagem e posterior recontagem de árvores remanescentes, obtendo-se assim as perdas e os ganhos da mesma. Estudos em longo prazo instalados nestas florestas são de grande valia, pois permitem melhor compreensão no seu processo dinâmico, fornecendo ao silvicultor entendimento para poder agir no plano de manejo,

como contribuição para o conhecimento da dinâmica pós-exploração florestal. Ávila et al. (2017) comentam que, para garantir a sustentabilidade, é necessário manter todas as funções da floresta e por final ter volumes contínuos de colheita entre os ciclos de corte.

Após a exploração, a recuperação da biomassa florestal ocorre em ritmos determinantes pela dinâmica sucessional da comunidade remanescente. Segundo Silva et al. (1995), até o final da primeira década após a exploração ocorre um aumento generalizado nas taxas de mortalidade, recrutamento das espécies demandantes de luz e das taxas de crescimento diamétrico das árvores. Porém, esse ritmo após a primeira década se estabiliza e a dinâmica e a diversidade são comparáveis à floresta não explorada. Após 20 anos da exploração florestal, Pinheiro et al. (2020) observaram a recuperação da biomassa volumétrica em escala espacial (volume por área). No entanto, esses autores ressaltaram que o volume para as espécies que foram exploradas não foi recuperado, semelhante ao observado por Reis et al. (2010).

A dinâmica de crescimento é própria para cada espécie. Espécies de diferentes grupos sucessionais têm importância nas funções estruturais da floresta, a exemplificar, espécies de maior longevidade como *Cariniana micranta* Ducke, *Dipteryx odorata* (Aubl.) Forsyth f. e *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach apresentam estágios de crescimento diferenciados, se considerado desde o estágio juvenil até a forma senil podem acumular vários séculos (Chambers et al., 1998; Ferreira et al, 2020), ou como *Minuartia guianensis* Aubl. com registros de acúmulo de até dois séculos (Andrade et al., 2017). Por outro lado, para as espécies demandantes de luz, como *Sinfonia globolifera* L.f., o ciclo de juvenil a adulto ocorre em menos de quatro décadas (Sebbenn et al., 2008), ou até duas décadas para *Ficus insipida* Wild. (Schongart et al., 2007).

No sistema de manejo florestal praticado atualmente na região Amazônica, no primeiro ciclo de corte é realizada, preferencialmente, a exploração das espécies de maior valor, reduzindo drasticamente na floresta as árvores dessas espécies com diâmetros superiores ao limite mínimo de corte. Esse sistema de manejo é consolidado, justificado à sua viabilidade econômica. Porém, alguns autores defendem que a recuperação das classes diamétricas exploradas dessas espécies necessitam de ciclos maiores para recuperar todo o volume explorado no primeiro ciclo (Sebbenn et al., 2008; Reis et al., 2010; Pioniot et al., 2019; Ferreira et al., 2020; Castro et al.,

2021; Sist, et al., 2021). Segundo Dawkins & Philip (1998), após a primeira colheita dos estoques florestais primários (árvores grandes e senescentes), esses acumulados por centenas de anos não estarão presentes nos próximos ciclos de corte de três décadas. Embora ocorra a completa recuperação do volume florestal para um segundo ciclo de corte, a composição e as volumetrias das espécies não será a mesma, aumentando a contribuição das espécies que não foram exploradas no primeiro ciclo, as de menor valor comercial, quando seguido o sistema de manejo atual.

É de alta importância entender a dinâmica das espécies florestais empiricamente, para assim atender aos princípios da natureza, de forma a adequar os planos de manejo e poder garantir o uso sustentável dos recursos naturais. Ressalta-se que o dinamismo estrutural das comunidades juvenis e adultas das espécies florestais deve ser considerado como elemento para o manejo florestal, possibilitando o planejamento para obtenção de uma maior produtividade da floresta. Com esse olhar, buscou-se no presente estudo monitorar a dinâmica das árvores remanescentes pós-exploração em período de 31 anos na Floresta Nacional do Tapajós, para melhor conhecer o comportamento dessas árvores e inferir sobre o manejo das mesmas.

Material e métodos

Área de estudo

A área experimental compreende 64 ha, localizada na Floresta Nacional do Tapajós (FNT - 54°55'32" W; 2°53'00" S) km-67 da rodovia BR-163 Cuiabá-Santarém, município de Belterra, PA. Segundo Costa Filho et al. (1980), a área experimental foi estabelecida em 1975 pela Embrapa Amazônia Oriental, mesmo ano em que foi realizado o inventário florestal pré-exploratório com $DAP \geq 25$ cm. Em 1979, realizou-se a exploração florestal com a colheita, em média, de 20,6 arv ha⁻¹ e 72,5 m³ ha⁻¹. A exploração foi planejada sob dois tratamentos: T1 - exploração de todas as árvores comerciais com diâmetro ≥ 55 cm em 24 ha; e T2 - exploração de todas as árvores comerciais com diâmetro ≥ 45 cm em 39 ha. Os diferentes tratamentos não foram considerados neste estudo, entendendo que o objetivo foi conhecer a dinâmica das remanescentes, e não testar a dinâmica destas entre tratamentos, aumentando assim a robustez da amostragem de indivíduos.

A FNT é classificada com tipologia de Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme, tipo de vegetação dominante na região Amazônica (IBGE, 2004). A região apresenta precipitação média anual em torno de 1.820 mm e o clima é classificado como Ami no sistema Köppen, do tipo tropical úmido com temperatura média anual de 25,5 °C. O solo predominante é do tipo LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO, com algumas áreas que apresentam também o ARGISSOLO VERMELHO-AMARELO.

Amostragem e monitoramento

A partir de 1981, dois anos após a exploração florestal, iniciou-se o monitoramento pós-exploração da área experimental, em parcelas permanentes (PPs) de inventário contínuo. No mesmo ano, foram instaladas aleatoriamente em cada tratamento de exploração 18 parcelas permanentes de 2.500 m² (50 m x 50 m), totalizando 36 PPs. A área amostral representa, em termos percentuais, 18 e 11,5% da área experimental respectivamente para T1 (25 ha) e T2 (39 ha).

Os dados do monitoramento das PPs considerados compreendem nove medições, em 31 anos (1981, 1982, 1983, 1985, 1987, 1992, 1997, 2007 e 2012). No monitoramento, todas as árvores com $DAP \geq 5$ cm tiveram o diâmetro a 1,30 m do solo (DAP) mensurado, sendo sistematicamente marcado com tinta vermelha na exata posição de medição, para garantir o mesmo ponto de remedição. As árvores foram identificadas conforme nome vernacular e científico e também identificadas numericamente com placas de alumínio, para possibilitar a contínua remedição individual, além de mapeadas com coordenadas cartesianas dentro de cada sub-parcela. Todas as parcelas (50 m x 50 m) foram subdivididas com canos de PVC (1,2 m altura e 25 mm de diâmetro) em 25 sub-parcelas (10 m x 10 m).

Análise dos dados

As espécies foram classificadas (Gandolfi, 1995) em: pioneiras (espécies dependentes de luz que não ocorrem no sub-bosque, de crescimento geralmente rápido, encontradas principalmente em clareiras ou nas bordas da floresta), secundárias iniciais (espécies que ocorrem em condições de sombreamento médio ou de luminosidade não muito intensa, de crescimento geralmente moderado, encontradas em florestas em fase de regeneração), secundárias tardias (espécies que se desenvolvem no sub-bosque em condições de sombra leve ou densa, que podem permanecer toda a vida ou

então crescer até alcançar o dossel ou a condição de emergente) e sem classificação (espécies que, por falta de informações, não puderam ser incluídas em uma das categorias anteriores). Desta forma, foram consultadas literaturas relacionadas para obter o grupo ecológico das espécies do presente estudo (Silva et al., 2003; Oliveira et al., 2005; Carvalho et al., 2006; Amaral et al., 2009; Lima et al., 2011; Paula & Soares, 2011; Condé & Tonini, 2013).

A dinâmica da comunidade arbórea da área estudada foi analisada com base na distribuição do número de indivíduos por hectare por classe de diâmetro, considerando uma amplitude de classe de 10 cm. Foram realizadas três curvas de distribuição diamétrica, sendo uma para toda a população de árvores vivas em 1981 (medição inicial pós-corte), em 2012 (medição final) e uma terceira para as árvores remanescentes de 1981 observadas em 2012. Ressalta-se que todas as ingressantes no percurso avaliado (1981-2012) foram somente consideradas à comparação do estado final da comunidade arbórea (1981 versus 2012). A taxa anual de mortalidade foi calculada pelo modelo algébrico descrito em Primack et al. (1985).

Para cada classe de diâmetro da comunidade, foi calculado para cada intervalo de medição o incremento periódico anual (IPA) (cm ano^{-1}) e o incremento em volume ($\text{m}^3 \text{ano}^{-1}$).

Teste de aderência Qui-quadrado foi utilizado para a comparação da distribuição do número de árvores observados nas combinações dos anos: 1981 e 2012 (1981 x 2012) e 1981 e remanescentes de 1981 (1981 x R1981) observadas em 2012, considerando as repetições de amostragens as classes diamétricas: 10 classes com intervalos diamétricos de 10 cm e uma segunda abordagem avaliada para duas classes de intervalos ($< 45 \text{ cm}$ e $\geq 45 \text{ cm}$).

A similaridade entre as comunidades avaliadas no tempo foi testada pelo teste de Bray-Curtis, que pode ser expresso como uma proporção de similaridade ou dissimilaridade (distância) na abundância das espécies. Em qualquer um dos casos, seus valores podem variar entre zero e um (Magurran, 1988).

Resultados

Dentre as 8.385 árvores ($931,7 \text{ arv ha}^{-1}$) monitoradas em 1981 (medição inicial pós-corte), apenas 3.994 ($443,8 \text{ arv ha}^{-1}$), ou seja, 48% estavam presentes em 2012.

Assim, mais da metade (52%) das árvores morreram nesse período, mantendo-se, ainda, a distribuição diamétrica da comunidade arbórea equilibrada na forma de “J” invertido (Figura 1). Das árvores remanescentes de 1981, observadas em 2012, 91,4% possuíam diâmetro a 1,30 m do solo (DAP) $< 45 \text{ cm}$, e 8,6% ($38,3 \text{ arv ha}^{-1}$) $\text{DAP} \geq 45 \text{ cm}$. A abundância das árvores com $\text{DAP} \geq 45 \text{ cm}$ aumentou em 100%, comparada àquela observada em 1981 (17 arv ha^{-1}), indicando a recuperação pós-exploração (Figura 1).

Na dinâmica da distribuição diamétrica da comunidade arbórea de remanescentes de 1981 que foram registradas (R1981/2012) em 2012 ocorreu uma alta redução nas duas primeiras classes e nas classes superiores houve aumento de indivíduos (Tabela 1). Esta redução está relacionada, principalmente, à mortalidade, sendo que da redução de 71% na primeira classe apenas 5% passaram para outra classe e 66% morreram. De forma semelhante, 13,9% da segunda classe passaram para a classe posterior e apenas 5,1% morreram (Tabela 1). Porém, nas demais classes houve aumento do número de árvores, destacando-se a classe 55 a 65 cm que apresentou aumento de 262% (Tabela 1). Essa resposta também pode ser observada ao compararmos a representatividade percentual da classe no total das árvores, sendo observado em 1981 que a primeira classe acumulava 73,9% das árvores e ao final de 31 anos (2012) as R1981 representaram apenas 44,7% desse total das árvores remanescentes de 1981. Por fim, a análise de toda a comunidade arbórea presente em 2012 indicou que a floresta apresentava nova estrutura, destacando-se maior densidade e árvores acumuladas nas classes 5 a 14,9 cm e 35 a 44,9 cm (Figura 1).

As análises comparativas da abundância de árvores observadas em 1981 e 2012 não comprovou mudanças estatisticamente significativas sobre o número de árvores por classe diamétrica (Tabela 2). Na mesma modalidade de comparação, quando agrupadas em apenas duas classes (árvores com $\text{DAP} < 45 \text{ cm}$ e com $\text{DAP} \geq 45 \text{ cm}$) foram observadas mudanças em 31 anos, tendo os dois grupos apresentado diferenças estatísticas significativas.

No universo de árvores remanescentes de 1981 até o ano de 2012, avaliando a passagem de classe dessas árvores ao longo das medições nos 31 anos de monitoramento (não foram considerados os ingressos), observou-se uma redução de 34,8% na classe 5-14,9 e aumento em todas as classes posteriores, demonstrando o crescimento e passagem entre classes (Tabela 3).

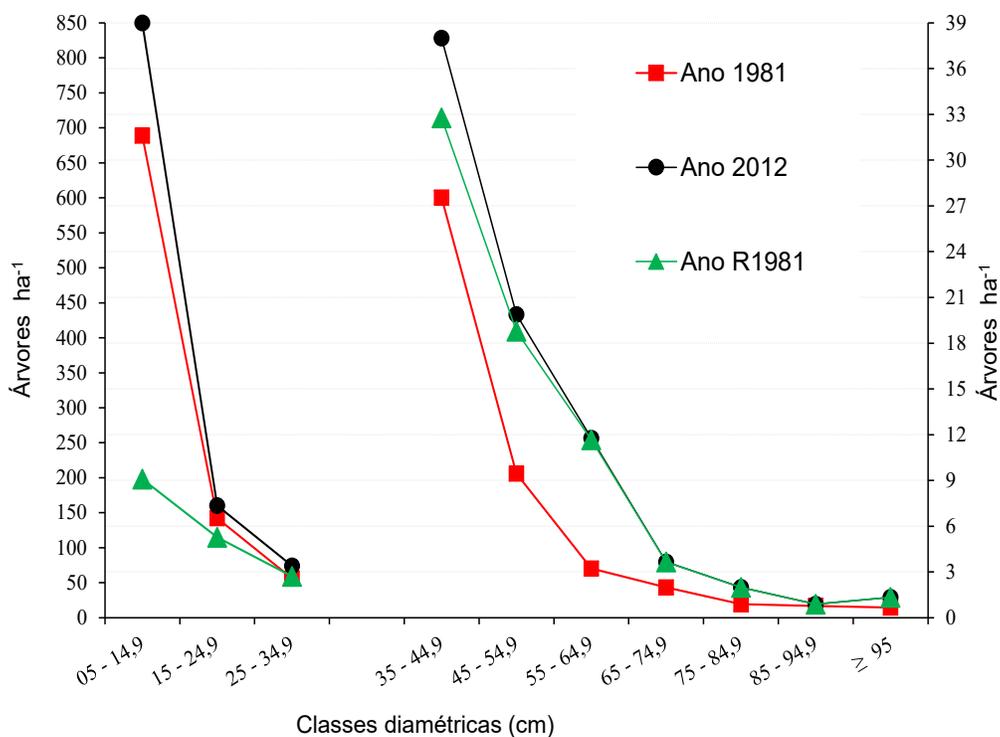


Figura 1. Distribuição diamétrica das espécies arbóreas mensuradas em 1981, 2012 e as remanescentes de 1981 observadas em 2012 (R1981/2012), área experimental km-67 FLONA do Tapajós, Belterra, PA, Brasil.

Figure 1. Diameter distribution of tree species measured in 1981 and 2012 and remnants from 1981 observed in 2012 (R1981/2012), experimental area km-67 FLONA do Tapajós, Belterra, Pará State, Brazil

Tabela 1. Classe diamétrica de toda a comunidade arbórea remanescente de 1981 monitorados ao longo dos nove períodos (31 anos) na Flona do Tapajós, Belterra, PA, Brasil.

Table 1. Diameter class of all remnant trees from 1981 monitored over nine periods (31 years) in Flona do Tapajós, Belterra, Pará State, Brazil.

Classe ano ⁻¹	1981	1982	1983	1985	1987	1992	1997	2007	2012	Balanco 1981 x 2012 (%)
05-14,9	6.199	6.067	5.804	5.365	4.870	4.336	3.471	2.071	1.784	-71
15-24,9	1.281	1.366	1.408	1.548	1.601	1.555	1.405	1.086	1.036	-19
25-34,9	504	515	524	574	629	694	696	553	534	+6
35-44,9	248	271	271	272	283	308	313	311	295	+19
45-54,9	85	96	104	122	131	167	174	170	169	+99
55-64,9	29	30	33	37	42	48	56	94	105	+262
65-74,9	18	19	18	20	23	29	31	25	33	+83
75-84,9	8	8	8	10	8	10	12	20	18	+125
85-94,9	7	7	7	7	5	5	7	8	8	+14
≥ 95	6	6	6	5	8	11	9	10	12	+100
Total	8.385	8.385	8.183	7.960	7.600	7.163	6.174	4.348	3.994	-52,4
Árv ha⁻¹	932	932	909	884	844	796	686	483	444	

Tabela 2. Teste de aderência Qui-quadrado para a comparação da distribuição do número de árvores em 1981 e 2012 (1981 x 2012) e em 1981 e as remanescentes de 1981 observadas em 2012 (1981 x R1891).

Table 2. Chi-square adherence test to compare the distribution of the number of trees observed in 1981 and 2012 (1981 x 2012) and in 1981 and the remnants of 1981 observed in 2012 (1981 x R1891).

DAP inclusão (cm)	Nº classes diamétricas	Períodos comunidade arbórea	Graus Liberdade	Valor Tabela Teste χ^2	Valor calculado χ^2
> 5	10	1981 x 2012	9	16,91	6,66 ^{ns}
< 45 e \geq 45	2	1981 x 2012	1	3,84	4,91*
> 5	10	1981 x R1981	9	21,67	126,62**
< 45 e \geq 45	2	1981 x R1981	1	7,88	36,13**

* probabilidade estatística de diferenças significativas em 95% de confiabilidade; ** 99% de confiabilidade; ^{ns} diferenças estatisticamente não significativas em 95% de confiabilidade. Repetições de amostragens = classes diamétrica: 10 classes de intervalos diamétricos de 10 cm e duas classes de intervalos (< 45cm e \geq 45 cm).

Tabela 3. Passagem entre classes diamétricas das árvores remanescentes de 1981 (R1981) observadas em 2012 na Flona do Tapajós, Belterra, PA, Brasil.

Table 3. Passage between diameter classes of the remnant trees from 1981 (R1981) observed in 2012 in Flona do Tapajós, Belterra, Pará State, Brazil.

Classe ano ⁻¹	1981	1982	1983	1985	1987	1992	1997	2007	2012	Balanco R1981 x 2012
05-14,9	2.737	2.678	2.635	2.532	2.447	2.332	2.224	1.912	1.784	-953
(%)	(-)	(-2,2)	(-1,6)	(-3,9)	(-3,4)	(-4,7)	(-4,6)	(-14,0)	(-6,7)	(-34,8)
15-24,9	737	771	791	838	866	883	910	1.002	1.036	299
(%)	(-)	(4,6)	(2,6)	(5,9)	(3,3)	(2,0)	(3,1)	(10,1)	(3,4)	(40,6)
25-34,9	294	303	320	351	376	418	444	504	534	240
(%)	(-)	(3,1)	(5,6)	(9,7)	(7,1)	(11,2)	(6,2)	(13,5)	(6,0)	(81,6)
35-44,9	148	156,0	151,0	159,0	174,0	190,0	211,0	278,0	295,0	147
(%)	(-)	(5,4)	(-3,2)	(5,3)	(9,4)	(9,2)	(11,1)	(31,8)	(6,1)	(99,3)
45-54,9	48	55	64	78	86	111	126	156	169	121
(%)	(-)	(14,6)	(16,4)	(21,9)	(10,3)	(29,1)	(13,5)	(23,8)	(8,3)	(252,1)
55-64,9	16	17	19	18	24	31	42	85	105	89
(%)	(-)	(6,3)	(11,8)	(-5,3)	(33,3)	(29,2)	(35,5)	(102,4)	(23,5)	(556,3)
65-74,9	8	8	7	9	12	16	23	23	33	25
(%)	(-)	(0,0)	(-12,5)	(28,6)	(33,3)	(33,3)	(43,8)	(0,0)	(43,5)	(312,5)
75-84,9	3	3	4	6	6	7	5	20	18	15
(%)	(-)	(0,0)	(33,3)	(50,0)	(0,0)	(16,7)	(-28,6)	(300,0)	(-10,0)	(500)
85-94,9	3	3	3	3	2	3	6	7	8	5
(%)	(-)	(0,0)	(0,0)	(0,0)	(-33,3)	(50,0)	(100,0)	(16,7)	(14,3)	(166,7)
\geq 95	0,0	0,0	0,0	0,0	1	3	3	7	12	12
(%)	(-)	(0,0)	(0,0)	(0,0)	(100)	(200,0)	(0,0)	(133,3)	(71,4)	(1200)
Total	3.994,0	3.994	0,0							

As menores classes diamétricas concentraram a maior mortalidade (Tabela 4), sendo 66% na primeira classe e 19% na segunda classe (85% das árvores mortas). Quando foram consideradas as três primeiras classes, registrou-se perda de 93%.

Para toda comunidade arbórea R1981, de 1981 a 2012, houve uma perda de 4.391 árvores (52,4%, Tabelas 3, 4 e 5). Importante salientar que a perda anual de indivíduos foi praticamente em ritmo constante, variando entre períodos de 0,8 a 2,4%, com período de 31 anos com média de 1,7%.

Dentre as árvores mortas, 23% são pioneiras, 41% secundárias iniciais, 19% secundárias tardias e 17% sem grupo ecológico definido. A taxa de mortalidade anual no período de 31 anos não foi muito diferente ao se comparar em intervalos sucessionais periódicos, sendo notável a elevação nos períodos de 1992 a 2007 (Figura 2). Ao se considerar os agrupamentos ecológicos, observa-se maior mortalidade das espécies pioneiras seguidas pelas secundárias iniciais.

Tabela 4. Mortalidade das remanescentes de 1981 por classe diamétrica, nos nove levantamentos realizados na Flona do Tapajós, Belterra, PA, Brasil.

Table 4. Mortality of the survivor trees from 1981 by diameter class in the nine surveys carried out in the Flona do Tapajós, Belterra, Pará State, Brazil.

Classe (cm) / Ano	1981	1982	1983	1985	1987	1992	1997	2007	2012	Total	%
05-14,9	0	0	158	178	292	327	716	1071	159	2.901	66
(%)	-	0	78,2	79,8	81,1	74,8	72,4	58,7	44,9		
15-24,9	0	0	27	30	38	69	165	408	84	821	19
(%)	-	0	13,4	13,5	10,6	15,8	16,7	22,3	23,7		
25-34,9	0	0	10	8	11	20	53	207	49	358	8
(%)	-	0	5,0	3,6	3,1	4,6	5,4	11,3	13,8		
35-44,9	0	0	6	4	9	12	32	79	33	175	4
(%)	-	0	3,0	1,8	2,5	2,7	3,2	4,3	9,3		
45-54,9	0	0	0	2	5	5	11	35	14	72	2
(%)	-	0	0	0,9	1,4	1,1	1,1	1,9	4,0		
55-64,9	0	0	0	0	1	3	6	10	9	29	1
(%)	-	0	0	0	0,3	0,7	0,6	0,5	2,5		
65-74,9	0	0	0	0	2	1	2	6	2	13	0,3
(%)	-	0	0	0	0,6	0,2	0,2	0,3	0,6		
75-84,9	0	0	1	0	2	0	0	6	0	9	0,2
(%)	-	0	0,5	0	0,6	0,0	0	0,3	0		
85-94,9	0	0	0	0	0	0	2	1	1	4	0,1
(%)	-	0	0	0	0	0	0,2	0,1	0,3		
≥ 95	0	0	0	1	0	0	2	3	3	9	0,2
(%)	-	0	0	0,4	0	0	0,2	0,2	0,8		
N total	-	0	202	223	360	437	989	1.826	354	4.391	100
(% acumulada)	-	(-)	(4,6)	(9,7)	(17,9)	(27,9)	(50,4)	(92)	(100)	-	
Arv ha⁻¹	-	0	22,4	24,8	40,0	48,6	109,9	202,9	39,3	487,9	
% periódica			2,4	2,7	4,3	5,2	11,8	21,8	4,2	52,4	
(% anual)			(1,2)	(1,3)	(2,1)	(1,0)	(2,4)	(2,2)	(0,8)	(1,7)	

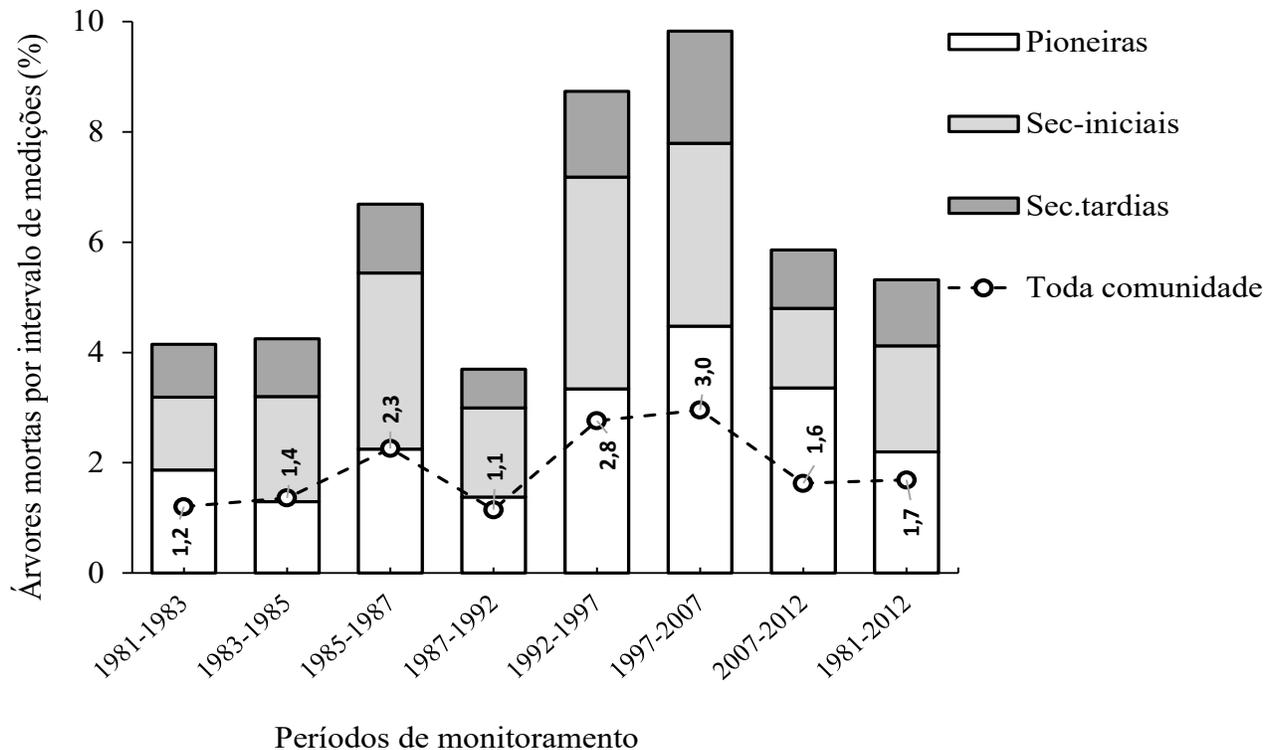


Figura 2. Percentagem de mortalidade anual entre intervalos de medição da comunidade arbórea remanescente de 1981 a 2012, conforme sua distribuição nos grupos ecológicos na área experimental km-67 Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, PA, Brasil. Números inseridos sobre as colunas representam as médias das taxas percentuais de mortalidade anual.

Figure 2. Percentage of annual mortality between measuring intervals of the remnant tree community from 1981 until 2012, according to its distribution in the ecological groups in the km-67 experimental area of the Tapajós National Forest, Belterra, PA, Brazil. Numbers inserted over the columns represent the averages of the percentage annual mortality rates.

Tabela 5. Percentagem de mortalidade anual conforme a classificação das espécies arbóreas remanescentes de 1981 monitoradas até 2012 nos grupos ecológicos da área experimental km-67 FLONA do Tapajós, Belterra, PA, Brasil.

Table 5. Percentage of annual mortality according to the classification of the remnant tree species from 1981 monitored until 2012 in the ecological groups in the experimental area km-67 FLONA do Tapajós, Belterra, Pará State, Brazil.

Grupos ecológicos	Pioneiras	Secundárias iniciais	Secundárias tardias	Sem classificação	Total
Nº indivíduos remanescentes 1981 (% dentro da população)	1.487 (17,7%)	3.078 (36,7%)	2.241 (26,7%)	1.579 (18,8%)	8.385 (100%)
Nº indivíduos remanescentes 2012 (% dentro da população)	482 (12,1%)	1.272 (31,8%)	1.409 (35,3%)	831 (20,8%)	3.994 (100%)
Nº indivíduos mortos até 2012 (% dentro do grupo)	1.005 (67,6%)	1.806 (58,7%)	832 (37,1%)	748 (47,4%)	4.391 (52,4%)
Nº indivíduos mortos ano ⁻¹ (ha ano ⁻¹)	32,4 (3,6)	58,5 (6,5)	27 (3,0)	24,3 (2,7)	141,3 (15,7)
Taxa mortalidade média anual (%)	2,2	1,9	1,2	1,5	1,7

Ao se verificar a mortalidade de indivíduos dentro dos grupos ecológicos, a maior perda ocorreu para as pioneiras (67,6%, Tabela 5), tais como: *Bixa arborea* Huber, *Aparistimum cordatum* (A. Juss.) Baill e as espécies do gênero *Cecropia* Loefl. As espécies de grupos ecológicos secundárias tardias apresentaram menores perdas de indivíduos (37,1%). A evidência dos grupos ecológicos pode ser ainda observado pelas taxas de mortalidade de espécies das famílias com representatividade nos grupos de pioneiras e secundárias iniciais, tais como: Solanaceae (100%, representada por apenas uma árvore), seguida por Melastomataceae (96%), Euphorbiaceae (95%), Urticaceae (94%) e Caricaceae (92%). As famílias que apresentaram baixas taxas de mortalidade, as de estádios sucessionais mais avançados (secundárias tardias) foram Aquifoliaceae e Rosaceae (0%), Olacaceae (12%) e Achariaceae (14%).

Quando analisamos o grupo de espécies remanescentes de 1981 (R1981), observamos que a grande maioria pertence ao grupo ecológico das secundárias tardias (Tabela 6)

Em 31 anos de monitoramento e recuperação da floresta, observou-se pequenas mudanças na representatividade dos grupos ecológicos, sendo que o grupo das espécies pioneiras e secundárias iniciais no agrupamento R1981 em 31 anos reduziram 6,6% e 5%,

respectivamente, enquanto que as secundárias tardias aumentaram em 11,7%. É importante ressaltar que, quando considerada as remanescentes observadas em 2012 (R1981) durante os 31 anos, houve uma pequena redução (5%), enquanto que no mesmo período quando considerada toda a comunidade arbórea (remanescentes e ingressantes) a diminuição foi superior (13,1%). É notável a redução das espécies secundárias iniciais, enquanto que as do grupo de secundárias tardias aumentaram (Figura 3).

Por meio do índice de similaridade Bray-Curtis, foi observado forte dinamismo florestal após a colheita da madeira, indicando as mudanças na estrutura florística com valores de dissimilaridade de 35% em 31 anos (Tabela 7).

Em 31 anos de monitoramento (1981 x 2012), a comunidade arbórea (R1981) apresentou incremento diamétrico médio de 0,24 cm ano⁻¹, com desvio padrão de 0,28 cm ano⁻¹, variando entre -0,35 a 2,45 cm ano⁻¹ (Tabela 6). Contudo, avaliando o incremento periódico em intervalos entre medições, é possível observar que no início da recuperação pós-exploração o incremento diamétrico atingiu valores máximos e na cronossequência ocorreu o decréscimo, tendendo à estabilidade após a primeira década (Figura 4). É interessante observar que o crescimento de toda a comunidade se manteve superior àqueles das árvores remanescentes de 1981 (R1981).

Tabela 6. Classificação por grupo ecológico do número de árvores por hectare das remanescentes (R1981), em diferentes períodos de monitoramentos de parcelas permanentes (monitoradas de 1981 a 2012), na área experimental km-67 FLONA do Tapajós, Belterra, PA, Brasil.

Table 6. Classification by ecological group of the number of trees per hectare of the remnant trees (R1981) in different monitoring periods of permanent plots (monitored from 1981 to 2012), in the experimental area km-67 FLONA do Tapajós, Belterra, Pará State, Brazil.

Grupo ecológico	Nº de árvores remanescentes (R1981) ha ⁻¹									% remanescente R1981
	1981	1982	1983	1985	1987	1992	1997	2007	2012	
Pioneira	165,2	165,2	159,1	155,1	148,1	138,2	115,4	64,2	53,6	32,4
Secundária inicial	342,0	342,0	333,3	321,0	301,1	277,4	225,8	152,4	141,3	41,3
Secundária tardia	249,0	249,0	244,0	238,8	232,8	224,6	207,0	165,0	156,6	62,9
Sem classificação	175,4	175,4	172,8	169,6	162,4	155,7	137,8	101,4	92,3	52,6
Total	8.385	8.385	8.183	7.960	7.600	7.163	6.174	4.348	3.994	47,6
% acumulada	-	100	97,6	94,9	90,6	85,4	73,6	51,9	47,6	

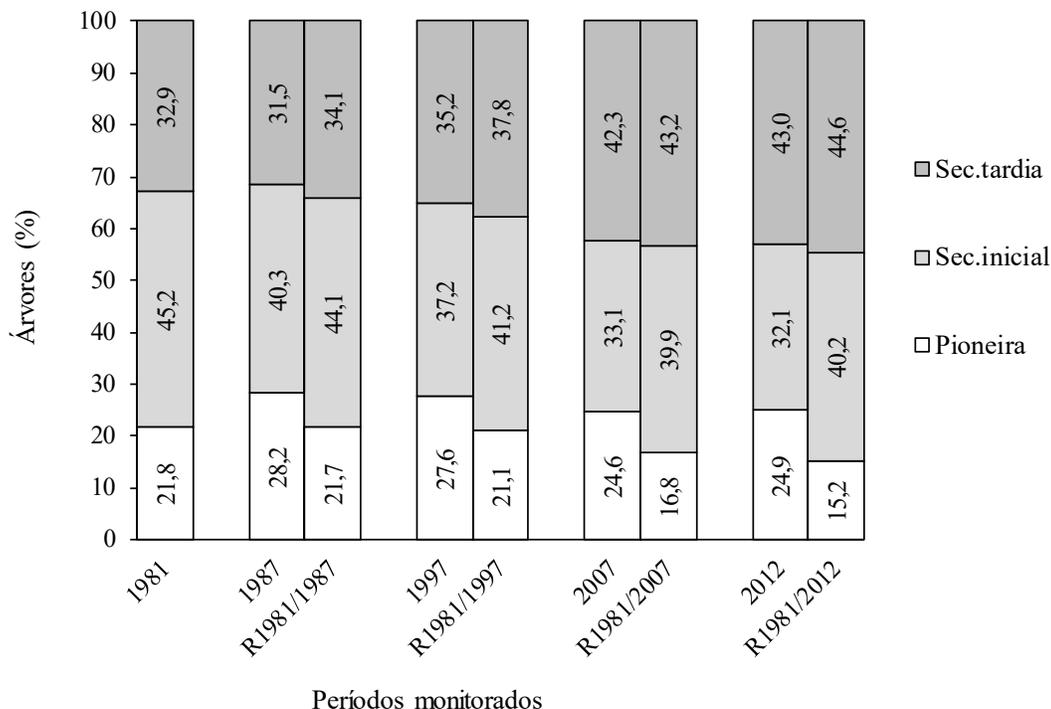


Figura 3. Dinâmica das árvores remanescentes pós-exploração monitoradas em um período de 31 anos e classificadas conforme os grupos ecológicos na área experimental de manejo florestal do Km-67 na FLONA do Tapajós, Belterra, Pará, Brasil.

Figure 3. Dynamics of post-harvest remnant trees monitored over a period of 31 years and classified according to ecological groups in the experimental forest management area of Km-67 at FLONA do Tapajós, Belterra, Pará State, Brazil.

Tabela 7. Dinâmica da similaridade da diversidade florística temporal após a exploração florestal detectada pelo índice de similaridade Bray-Curtis na área experimental de manejo florestal no km-67 da FLONA do Tapajós, Belterra, PA, Brasil.

Table 7. Dynamics of temporal floristic diversity similarity after logging detected by the Bray-Curtis similarity index in the experimental forest management area at km-67 of FLONA do Tapajós, Belterra, Pará State, Brazil.

Período de monitoramento	0 anos (1981)	2 anos (1983)	6 anos (1987)	11 anos (1992)	16 anos (1997)	26 anos (2007)	31 anos (2012)
0 anos (1981)	1						
2 anos (1983)	0,99	1					
6 anos (1987)	0,95	0,96	1				
11 anos (1992)	0,92	0,93	0,97	1			
16 anos (1997)	0,85	0,86	0,90	0,93	1		
26 anos (2007)	0,68	0,69	0,73	0,76	0,83	1	
31 anos (2012)	0,65	0,66	0,69	0,69	0,79	0,96	1

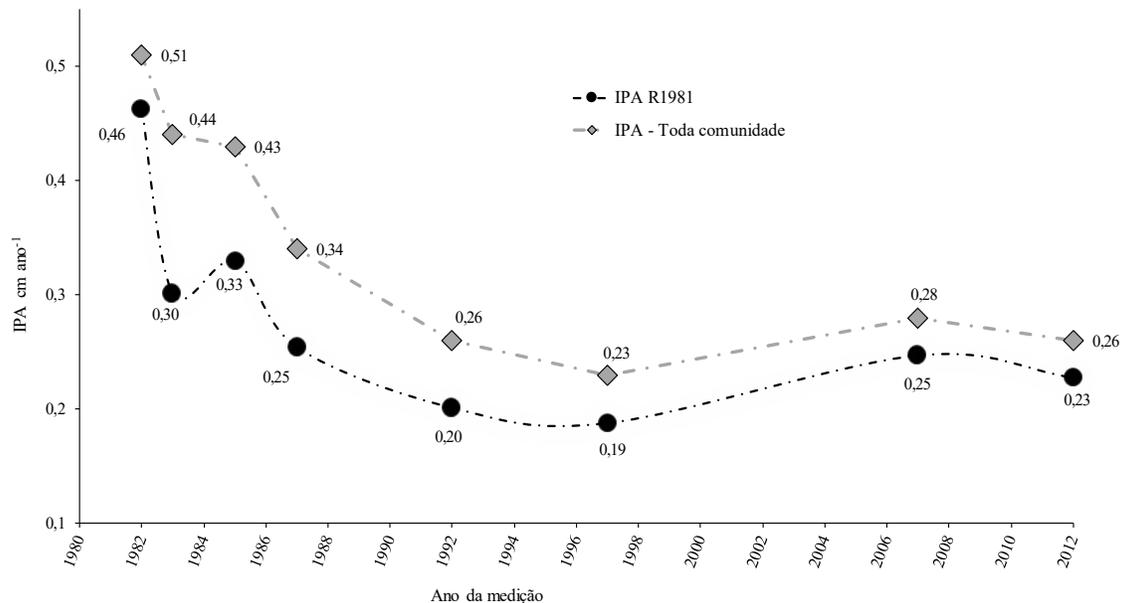


Figura 4. Dinâmica do incremento periódico anual (IPA) das árvores remanescentes de 1981 a 2012 (R1981), e de toda a comunidade arbórea durante os períodos de monitoramento da área experimental km 67 da Flona Tapajós, Belterra, PA, Brasil.

Figure 4. Dynamics of the periodic annual increment (PAI) of the survivor trees from 1981 to 2012 (R1981) and the entire tree community during the monitoring periods, Belterra, Para State, Brazil.

A espécie *Tachigali eriopetala* (Ducke) L. G. Silva & H. C. Lima foi a que apresentou o maior incremento (média = 1,17 cm ano⁻¹), seguidas por *Enterolobium maximum* Ducke (1,11 cm ano⁻¹), *Swartzia polyphylla* DC. (1,10 cm ano⁻¹) e *Parkia multijuga* Benth. (0,98 cm ano⁻¹). As espécies *Micropholis venulosa* (Mart. & Eichler) Pierre, *Rinorea neglecta* Sandwith e *Mouriri nigra* (DC.) Morley foram as que apresentaram menor incremento com médias de -0,20; 0,01 e 0,01 cm ano⁻¹, respectivamente.

As 15 espécies com maior valor de importância (VI), que acumularam 29,7% do VI da floresta em estudo, apresentaram incremento periódico anual (IPA) médio de 0,28 cm ano⁻¹, superior à média de toda a comunidade, que foi 0,24 cm ano⁻¹ (Tabela 8).

As árvores remanescentes de 1981 (R1981) ocupavam 10,81 m² ha⁻¹, tendo acumulado ao longo de 31 anos (incremento em área basal) 13,39 m² ha⁻¹. Em 2012 ocupavam 24,20 m² ha⁻¹, representando incremento 0,43 m² ano⁻¹ (Figura 5). Quando considerada a inclusão da dinâmica das árvores ingressantes, ao final de 31 anos ocorreu aumento suplementar de 10,12 m² ha⁻¹ na área basal total do povoamento, representando incremento 0,33 m² ano⁻¹. Essa diferença, menor taxa de crescimento é devido ao crescimento inferior das árvores ingressantes. Em termos de crescimento, é notável que as tendências de taxas periódicas de incremento diamétrico apresentaram comportamento similar, com picos logo após a exploração, seguida de queda e posterior recuperação, mas com maior uniformidade temporal.

Tabela 8. Média do incremento periódico para as 15 espécies com maior índice de valor de importância (VI) das remanescentes de 1981 (R1981), área km 67 da Flona Tapajós, Belterra, PA, Brasil.

Table 8. Average of the periodic increment for the 15 species with the highest importance value index (IV) of the 1981 remnant trees (R1981), area km 67 of the Tapajós Flona, Belterra, Para State, Brazil.

Espécies	Nº árvores	VI (%)	IPA	± sd
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	131	3,31	0,39	0,27
<i>Bixa arborea</i> Huber	130	2,87	0,66	0,33
<i>Rinorea guianensis</i> Aubl.	296	2,57	0,12	0,09
<i>Tachigali eriopetala</i> (Ducke) L. G. Silva & H. C. Lima	38	2,35	1,17	0,65
<i>Eschweilera grandiflora</i> (Aubl.) Sandwith	151	2,17	0,09	0,07
<i>Couratari stellata</i> A. C. Sm.	115	2,09	0,18	0,20
<i>Protium apiculatum</i> Swart.	146	1,92	0,28	0,18
<i>Protium altsonii</i> Sandwith	122	1,82	0,23	0,14
<i>Virola michellii</i> Heckel	64	1,75	0,38	0,26
<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	142	1,63	0,18	0,13
<i>Hevea brasiliensis</i> Müll. Arg.	44	1,60	0,33	0,19
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S. A. Mori	111	1,59	0,09	0,13
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	36	1,43	0,75	0,40
<i>Ocotea neesiana</i> (Miq.) Kosterm.	50	1,32	0,21	0,15
<i>Pouteria</i> ssp.	48	1,31	0,22	0,15
Subtotal	1.624	29,73	5,28	3,34
Média ponderada			0,28	0,18
Total	3.994	100	0,24	0,28

IPA – incremento periódico anual; sd – desvio padrão.

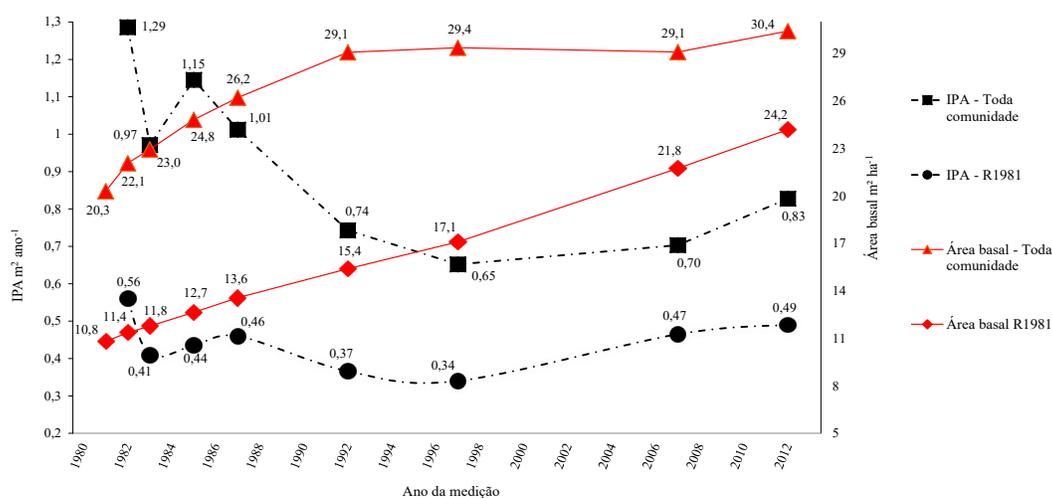


Figura 5. Dinâmica da área basal ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ e incremento de $\text{m}^2 \text{ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) dos indivíduos remanescentes de 1981 a 2012 (R1981), e de toda a comunidade arbórea durante os períodos de monitoramento da área experimental km 67 da Flona Tapajós, Belterra, PA, Brasil. IPA – incremento periódico anual.

Figure 5. Dynamics of the basal area ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$ and increment of $\text{m}^2 \text{ha}^{-1} \text{year}^{-1}$) of the remnant trees from 1981 to 2012 (R1981) and the entire tree community during the monitoring periods, Belterra, Para State, Brazil. IPA – periodic annual increment.

Discussão

Passados 33 anos após a exploração, a comunidade florestal possui maioria de árvores remanescentes pertencentes ao grupo das secundárias tardias, evidenciando neste estudo que a evolução sucessional da floresta após 31 anos de dinâmica aumentou a dominância dos grupos ecológicos mais avançados. A diminuição das taxas de mortalidade indicam que o estágio sucessional da comunidade está tendendo ao equilíbrio natural. Whitmore (1991) considera que todos os estágios que antecedem ao clímax são estágios de crescimento, onde as plântulas e indivíduos apresentam a mesma relação com a estrutura estável final, a qual é determinada unicamente pelo clima. Várias pesquisas identificaram que as florestas amazônicas apresentaram alta resiliência florestal após a exploração florestal, com maior dinâmica inicial no crescimento (Silva et al., 1995; Carneiro et al., 2019) e recuperação da biomassa e reestruturação florística (Reis et al., 2010; Ávila et al., 2018; Pinheiro et al., 2020; Castro et al., 2021). A alta resiliência também foi evidenciada após eventos da incidência de incêndios florestais, onde os efeitos recaíram sobre a comunidade arbórea juvenil que apresentou altas taxas de mortalidade e recrutamento e estabilização comparáveis à floresta sem incêndio após 15 anos (Andrade et al., 2019, 2020, 2021).

Trinta anos após a exploração florestal, mais da metade da comunidade florestal arbórea foi renovada, sendo que a porção substituída (dinâmica de mortalidade e recrutamento) foram as pequenas árvores (DAP > 25cm). É importante destacar que os efeitos da exploração florestal influenciam e promovem mudanças na estrutura e diversidade florística na regeneração natural em longo prazo (Bezerra et al., 2021) e na estrutura florística de toda a comunidade florestal (Reis et al., 2010; Pinheiro et al., 2020; Castro et al., 2021).

O maior dinamismo ocorre nas fases de reconstrução e/ou fases iniciais da sucessão florestal e perdura até que a floresta atinja o estado de maturidade (estabilidade estrutural nos estratos da floresta- clímax). Mesmo na floresta madura (clímax) a morte de árvores por causas naturais implicarão em mudanças na floresta, ainda que em menor proporção. Neste estágio as árvores possuem, em geral, crescimento mais lento, com uma maior densidade e dureza da sua madeira (Van Der Sande et al., 2016), fato de que no presente estudo as espécies de menores taxas de mortalidade foram as secundárias

tardias, assim como também comprovado decréscimo nas taxas de crescimento no avanço da sucessão. Ressaltando também que a dinâmica do crescimento por espécie depende das condições do microsítio ou ambiente (exposição à luz, disponibilidade hídrica, competição e fertilidade) e da fase de vida de cada árvore. Cada espécie apresenta taxas de crescimento máximas, que decrescem após atingirem os limites diamétricos da espécie (Canetti et al., 2021).

Árvores remanescentes estagnadas, ou seja, aquelas que não passarão para classes diamétricas superiores são as mais suscetíveis à mortalidade (Martins et al., 2011). Segundo Carvalho (1992), as árvores de porte pequeno, localizadas no sub-bosque, sofrem maior competição e apresentam menores taxas de crescimento. Por outro lado, a competição é menor e o crescimento é maior em árvores maiores, por estarem no estrato superior das florestas (Cunha et al., 2013).

É importante destacar que a recuperação da área basal da floresta foi em grande parte alcançada com as árvores remanescentes. Embora tenham sido reduzidas à metade da população inicial, apresentaram forte incremento de área basal. Por outro lado, árvores ingressantes contribuíram para reestabelecer a abundância equilibrada de árvores na floresta.

A mortalidade de árvores é um processo natural da floresta e pode estar relacionada ao processo da evolução sucessional, onde os grupos de espécies de estágios iniciais são substituídos por árvores de espécies com tolerância à sombra, menos exigentes em luz (Chazdon, 2008; Ruschel et al., 2009). Normalmente, os valores das taxas médias de mortalidade de árvores em florestas tropicais não perturbadas variam entre 1% e 3,2% ao ano, com taxa maior para as espécies pioneiras (Kohler et al., 2001). Phillips et al. (1994) reuniram dados sobre taxas anuais de mortalidade de florestas tropicais em 25 sítios localizados em quatro continentes, encontrando taxas que variaram de 0,67% a 2,85%. Segundo esses autores, as mais baixas foram registradas em Kibale (Uganda) e em Queensland (Austrália) e as mais altas na Amazônia peruana.

Existem grandes variações no crescimento em florestas tropicais, tanto em diâmetro quanto em altura (Castro et al., 2014). Scolforo et al. (2008) afirmaram que a alta densidade de indivíduos nas menores classes de diâmetro está propensa a fornecer parte de seus representantes para as classes de diâmetro superiores durante períodos futuros, o que garante o contínuo

equilíbrio estrutural (plântulas, árvores jovens e matrizes), fluxo entre gerações e a diversidade genética populacional de cada espécie florestal.

Nesse estudo, o crescimento diamétrico das árvores foi decrescente até uma década pós-exploração, atingindo valores tendendo a estabilidade ($0,24 \text{ cm ano}^{-1}$) com o avanço da sucessão, o que também foi registrado por Brito et al. (2017). Os valores começaram a se aproximar aos de uma floresta não explorada, onde é observado crescimento médio de $0,1$ a $0,2 \text{ cm ano}^{-1}$, conforme Silva et al. (1995). Costa et al. (2008) comentam que se não houver qualquer tratamento pós-exploratório para estimular o crescimento, é natural que, à medida que o tempo passe, a taxa de crescimento diminua até atingir o nível de uma floresta não explorada.

Conclusões

A comunidade arbórea monitorada a partir de 1981, resultante da exploração realizada em 1979 mostrou forte dinamismo estrutural da floresta, altas taxas de mortalidade, recrutamento e de crescimento da comunidade florestal. A distribuição dos diâmetros em classes segue o padrão básico de florestas nativas (J invertido), mesmo havendo contínua substituição das árvores pela mortalidade que em três décadas superou 50% das árvores remanescentes do início de monitoramento. A alta mortalidade foi compensada pela entrada de novos indivíduos, de modo que após três décadas as comunidades arbóreas apresentavam densidade similares, com renovação de árvores superior a 50% da comunidade.

As percentagens da mortalidade dos indivíduos monitorados na primeira medição (1981) concentrou-se nas classes diamétricas menores, e no grupo ecológico das pioneiras, seguidas pelas secundárias iniciais, apresentando mortalidade significativamente maior que as espécies secundárias tardias. Estas últimas apresentaram taxa de mortalidade anual equivalente à média de mortalidade de árvores em florestas tropicais não perturbadas. A alta intensidade de exploração como tratamento removeu praticamente todas as árvores dominantes, o que acarretou a formação de grandes clareiras, favorecendo o crescimento das remanescentes e a recuperação dinâmica do sub-bosque, inicialmente pelas espécies tolerantes à luz e ao avançar do tempo por espécies de grupos ecológicos com menor exigência de luz.

A análise do crescimento em diâmetro da floresta indicou grande variabilidade no padrão de crescimento entre as espécies arbóreas, indicando maior crescimento nos primeiros períodos pós-exploração e reduzindo posteriormente até atingir estabilidade.

Conflito de interesses

Os autores não têm conflito de interesse a declarar.

Contribuição de Autoria

Hirailene Cristina da Cruz Barros Barbosa: Conceituação; Investigação; Escrita – primeira redação. **Ademir Roberto Ruschel:** Conceituação; Análise formal; Investigação; Metodologia, Supervisão; Escrita-revisão e edição. **Lucas José Mazzei de Freitas:** Escrita-revisão. **Rodrigo de Souza Barbosa:** Escrita-revisão. **Rodrigo Geroni Mendes Nascimento:** Escrita-revisão e edição

Referências

- Amaral, D. D. et al. Checklist da flora arbórea de remanescentes florestais da região metropolitana de Belém e valor histórico dos fragmentos, Pará, Brasil. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, v. 4, n. 3, p. 231-289, 2009.
- Andrade, C. G. C. et al. Crescimento diamétrico e tempo de passagem de *Minuartia guianensis* após manejo na Floresta Nacional do Tapajós. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, p. 299-309, 2017. <https://doi.org/10.4336/2017.pfb.37.91.1406>.
- Andrade, D. F. C. et al. Forest resilience to fire in eastern Amazon depends on the intensity of pre-fire disturbance. **Forest Ecology and Management**, v. 472, p. 118258, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118258>.
- Andrade, D. F. C. et al. Post-fire recovery of a dense ombrophylous forest in Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, p. 1-11, 2019. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201920170840>.
- Andrade, D. F. C. et al. Persistent fire effect on forest dynamics and species composition of an old-growth tropical forest. **Forest Systems**, v. 30, n. 3, e009, 2021. <https://doi.org/10.5424/fs/2021303-16791>.
- Associação Brasileira da Indústria de Madeira Processada Mecanicamente. **Estudo Setorial: ano base 2015**. Curitiba, 2016. 123 p.
- Ávila, A. L. de et al. Disturbance intensity is a stronger driver of biomass recovery than remaining tree-community attributes in a managed Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 55, n. 4, p. 1647-1657, 2018. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13134>.
- Ávila, 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**, v. 385, p. 225-235, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.11.039>.

- Bezerra, T. G. et al. Changes caused by forest logging in structure and floristic diversity of natural regeneration: relationship between climate variables and forest dynamics in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 482, p. 1, 2021.
- Brasil. **Lei nº 11.284, de 02 de março de 2006**. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável. Brasília, DF: Casa Civil, 2006.
- Brito, K. R. et al. Incremento diamétrico e volumétrico de uma floresta manejada na Amazônia Oriental após colheita da madeira. In: Congresso Nacional de Botânica, 68; Jornada Fluminense de Botânica, 36., 2017. Rio de Janeiro. **Anais [...]**. [Brasília, DF]: Sociedade Botânica do Brasil, 2017.
- Canetti, A. et al. A new approach to maximize the wood production in the sustainable management of Amazon forest. **Annals of Forest Science**, v. 78, n. 67, p. 1-21, 2021.
- Carneiro, F. S. et al. Resiliência do volume de madeira de espécies comerciais em diferentes áreas experimentais na Amazônia Oriental. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, p. 15-31, 2019.
- Carvalho, A. N. et al. Impactos ambientais do manejo florestal comunitário na floresta nacional do tapajós. **Revista Agroecossistemas**, v. 11, n. 1, p. 169-182, 2019.
- Carvalho, F. A. et al. Composição e riqueza florística do componente arbóreo da Floresta Atlântica submontana na região de Imbaú, Município de Silva Jardim, RJ. **Acta Botânica**, v. 20, n. 3, p. 727-740, 2006.
- Carvalho, J. O. P. **Structure and dynamics of logged over Brazilian Amazonian rain forest**. 1992. 215 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – University of Oxford, Oxford.
- Castro, T. C. et al. The continuous timber production over cutting cycles in the Brazilian Amazon depends on volumes of species not harvested in previous cuts. **Forest Ecology And Management**, v. 490, p. 119124, 2021.
- Castro, R. V. O. et al. Competição em Nível de Árvore Individual em uma Floresta Estacional Semidecidual. **Silva Lusitana**, v. 22, n. 1, p. 43-66, 2014.
- Chambers, J. Q. et al. Ancient trees in Amazonia. **Nature**, v. 391, p. 135-136, 1998. <https://doi.org/10.1038/34325>.
- Chazdon, R. L. Chance and determinism in tropical forest succession. In: Carson, W. P. & Schnitzer, S. A. (ed.). **Tropical forest community ecology**. Chichester: Blackwell Publishing, 2008. p. 384-408.
- Condé, T. M. & Tonini, H. Fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Densa na Amazônia Setentrional, Roraima, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 43, n. 3, p. 247-260, 2013.
- Costa, D. H. M. et al. Crescimento de árvores em uma área de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós após a colheita de madeira. **Revista Ciências Agrárias**, Belém, n. 50, p. 63-76, 2008.
- Costa Filho, P. P. et al. **Exploração mecanizada da floresta tropical, úmida sem babaçu**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 1980. 29 p. 29. (Embrapa-CPATU. Circular técnico 9).
- Cunha, T. A. da. et al. Modelo linear misto para o incremento em área basal de árvores individuais de cedro (*Cedrela odorata* L.) na Amazônia Ocidental, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 3, p. 461-470, 2013. <https://doi.org/10.5902/1980509810557>.
- Danielli, F. E. et al. Modelagem do rendimento no desdobro de toras de *Manilkara* spp. (Sapotaceae) em serraria do estado de Roraima, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 44, n. 111, p. 641-651, 2016.
- Dawkins, H. C. & Philip, M. S. **Tropical moist forest silviculture and management: a history of success and failure**. Wallingford: CAB International, 1998. 358 p.
- Ferreira, T. M. C. et al. How long does the Amazon rainforest take to grow commercially sized trees? An estimation methodology for *Manilkara elata* (Allemão ex Miq.) Monach. **Forest Ecology and Management**, v. 473, p. 118333, 2020.
- FLORESTAS do Brasil em resumo: dados de 2007-2012. Brasília, DF: Serviço Florestal Brasileiro, 2013. 186 p.
- Gandolfi, S. et al. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecidual no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.
- IBGE. **Mapa de Biomas do Brasil** (1: 5.000.000). Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente; Rio de Janeiro: IBGE, 2004.
- Kanashiro, M. O manejo florestal e a promoção da gestão dos recursos florestais em áreas de uso comunitário e familiar na Amazônia. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 31, n. 2, p. 421-427, 2014.
- Kohler, P. et al. Comparison of measured and modelled growth on permanent plots in Sabahs rain forests. **Forest Ecology and Management**, v. 144, n. 1-3, p. 101-111, 2001.
- Lima, R. B. A. et al. Sucessão ecológica de um trecho de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Carauari, Amazonas. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 31, n. 67, p. 161-172, 2011.
- Magurran, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. New Jersey: Princeton University Press, 1988.
- Martins, P. J. et al. Dinâmica da Vegetação Arbórea em Floresta Ombrófila Mista Montana Antropizada. **Floresta e Ambiente**, v. 24, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.097014>.
- Oliveira, L. C. et al. Efeito da exploração de madeira e tratamentos silviculturais na composição florística e diversidade de espécies em uma área de 136ha na Floresta Nacional do Tapajós, Belterra, Pará. **Scientia Forestalis**, n. 69, p. 62, 2005.
- Paula, A. & Soares, J. J. Estrutura horizontal de um trecho de floresta ombrófila densa das terras baixas na reserva biológica de Sooretama, Linhares, ES. **Floresta**, v. 41, n. 2, p. 321-334, 2011
- Phillips, O. L. et al. Dynamics and species richness of tropical forests. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of American**, n. 91, p. 2805-2809, 1994.
- Pinheiro, K. A. O. et al. Volumetric space distribution of wood as a tool in sustainable forest. **African Journal of Agricultural Research**, v. 15, p. 312-322, 2020.
- Piponiot, C. et al. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable?. **Environmental Research Letters**, v. 14, p. 64014, 2019.
- Primack, R. B. et al. Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. **Ecology**, v. 66, p. 577-588, 1985.

- Programa Áreas Protegidas da Amazônia. **Arpa biodiversidade**. Brasília, DF, [2012]. Disponível em: <http://arpa.mma.gov.br/wp-content/uploads/2012/10/arpaBiodiversidade.pdf>. Acesso em: 4 ago.2021.
- Reis, L. P. et al. Avaliação do potencial madeireiro na Floresta Nacional do Tapajós após 28 anos da exploração florestal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, p. 265-281, 2010.
- Ruschel, A. R. et al. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da mata atlântica. **Revista Árvore**, v. 33, p. 101-115, 2009.
- Schongart, J. et al. Management criteria for *Ficus insipida* Willd. (Moraceae) in Amazonian white-water floodplain forests defined by tree-ring analysis. **Annals of Forest Science**, v. 64, p. 657-664, 2007.
- Scolforo, J. S. R. et al. Diversidade, equabilidade e similaridade no domínio da caatinga. In: Mello, J. M. et al. (ed.). **Inventário florestal de Minas Gerais: floresta estacional decidual: florística, estrutura, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e manejo florestal**. Lavras: UFLA, 2008. cap. 6, p. 118-133.
- Sebbenn, A. M. et al. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. **Forest Ecology and Management**, v. 254, p. 335-349, 2008.
- Silva, A. F. et al. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da Fazenda São Geraldo, Viscosa-MG. **Revista Árvore**, v. 27, n. 3, p. 311-319, 2003.
- Silva, J. N. M. et al. Growth and yield of a tropical rain forest of the Brazilian Amazon 13 years after logging. **Forest Ecology and Management**, n. 71, p. 267-274, 1995.
- Silva, R. P. da & Caixeta Filho, J. V. Minimização dos custos de transportes para exportação de madeira da Amazônia Legal. **Revista de Administração e Negócios da Amazônia**, v. 7, n. 1, p. 103-125, Jan./Abr. 2015.
- Sist, P. et al. Sustainability of Brazilian forest concessions. **Forest Ecology and Management**, v. 496, p. 1, 2021.
- Van Der Sande, M. T. et al. Old-growth Neotropical forests are shifting in species and trait composition. **Ecological Monographs**, v. 86, p. 228-243, 2016. <https://doi.org/10.1890/15-1815.1>.
- Veiga, J. E. da. O âmago da sustentabilidade. **Estudos Avançados**, v. 28, n. 82, p. 7- 24, 2014.
- Whitmore, T. C. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: Gomez-Pompa, A. et al. (ed.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 67-89.