

Florística e estrutura arbórea de ilhas de mata em áreas de savana do norte da Amazônia brasileira

Floristic and tree structure of forest islands in savanna areas of Northern Brazilian Amazonia

Naiara Marta Conceição dos Santos¹, José Frutuoso do Vale Júnior¹, Reinaldo Imbrozio Barbosa^{II}

^IUniversidade Federal de Roraima. Boa Vista, Roraima, Brasil

^{II}Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia. Boa Vista, Roraima, Brasil

Resumo: Ilhas de mata são fragmentos florestais isolados, encontrados em zonas de contato savana-floresta dos Neotrópicos. Informações sobre a comunidade arbórea dessas formações podem indicar a necessidade de estabelecer políticas de conservação que resguardem esses remanescentes florestais paleoclimáticos. Foi realizado um inventário florestal da comunidade arbórea de quatro ilhas de floresta sazonal dispersas em uma área de savana em Roraima, extremo norte da Amazônia brasileira. Duas ilhas foram definidas como pequenas (5-10 ha), uma como média (10-20 ha) e outra como grande (20-60 ha). Todas perturbadas por extração seletiva e fogo. Foram amostrados 470 indivíduos com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) \geq 5 cm, pertencentes a 52 espécies, 41 gêneros e 25 famílias. As famílias mais ricas em espécies foram Fabaceae (11) e Sapotaceae (6). A maioria das espécies era de pioneiras (55,8%). *Abarema jupunba* (Fabaceae) e *Chrysophyllum argenteum* (Sapotaceae) foram comuns às quatro ilhas. Maior similaridade florística foi detectada entre as ilhas de maior área física. Intensidade e escala de tempo pós-distúrbio foram fatores importantes no impedimento da construção de um forte padrão entre estrutura horizontal (número de indivíduos, DAP e área basal) e dimensão das ilhas, embora riqueza e diversidade tenham indicado dependência do tamanho do fragmento.

Palavras-chave: Diversidade. Lavrado. Roraima. Floresta estacional.

Abstract: Forest islands are isolated forest fragments found in Amazonian savanna-forest transition zone of the Neotropics. Information on tree communities of these formations is necessary to establish conservation policies which protect these paleoclimatic forest remnants. A forest inventory was carried out in tree communities of four seasonal forest islands in the savanna of Roraima, Northern Brazilian Amazon. Two islands were defined as small (5-10 ha), one as medium (10-20 ha) and one as large (20-60 ha). All islands were disturbed by selective logging and fire. We sampled 470 individuals with Diameter at Breast Height (DBH) \geq 5 cm comprising 52 species, 41 genera and 25 families. The most species-rich families were Fabaceae (11) and Sapotaceae (6). Most species were pioneers (55.8%). *Abarema jupunba* (Fabaceae) and *Chrysophyllum argenteum* (Sapotaceae) were common in the four fragments. Greater floristic similarity was detected between the medium and large islands. Intensity and time scale of post-disturbance strongly influence tree community dynamics, and obscure a clear pattern between horizontal structure (number of individuals, DBH and basal area) and size of forest islands, although fragment size significantly affected species richness and diversity.

Keywords: Diversity. Lavrado. Roraima. Seasonal forest.

SANTOS, N. M. C., J. F. VALE JR. & R. I. BARBOSA, 2013. Florística e estrutura arbórea de ilhas de mata em áreas de savana do norte da Amazônia brasileira. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais* 8(2): 205-221.

Autor para correspondência: Reinaldo Imbrozio Barbosa. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Coordenação de Dinâmica Ambiental. Núcleo de Pesquisas de Roraima. Rua Coronel Pinto, 315 – Centro. Boa Vista, RR, Brasil. CEP 69301-150 (reinaldo@inpa.gov.br).

Recebido em 12/12/2012

Aprovado em 30/07/2013

Responsabilidade editorial: Alexander C. Lees



INTRODUÇÃO

Ilhas de mata são fragmentos florestais isolados, encontrados em áreas abertas das zonas de contato savana-floresta dos Neotrópicos (Huber *et al.*, 2006). Na América do Sul, essas formações naturais foram originadas pelo mecanismo de expansão e retração das grandes massas vegetais, ocorrido por ocasião da atuação de climas secos ao longo do Quaternário (Mayle & Power, 2008). Dessa forma, as ilhas de mata são consideradas relíquias paleoclimáticas do maciço florestal pretérito, proporcionando seleção de espécies e adaptação de genótipos devido ao isolamento físico (Turner & Corlett, 1996). Assim, essas fitounidades podem ser definidas como “formações estacionais residuais pleistocênicas” (Prado, 2000), sendo amplamente reconhecido que florística e ecologicamente devam ser consideradas separadamente em uma análise biogeográfica, pois suas espécies componentes reagem diferentemente às trocas ambientais (Pennington *et al.*, 2000). No Brasil, são comuns nas zonas de transição entre os biomas Amazônia, Cerrado, Pantanal e Caatinga (Prado & Gibbs, 1993; Ribeiro & Walter, 2008), enquadrando-se na ampla definição de florestas tropicais estacionais do sistema de classificação de zonas de vida de Holdridge (Murphy & Lugo, 1986). Nos cerrados do Brasil Central e no Pantanal, essas formações florestais podem receber o nome de “capão de mata” (Walter, 2006).

Na Amazônia brasileira, essas formações florestais estacionais historicamente são descritas como dispersas nos grandes encaves de campos e savanas regionais (Myers, 1936), contrastando floristicamente com o contínuo florestal adjacente (Eden, 1970). Diferente das formações florestais estacionais existentes nos cerrados do Brasil Central, reconhecidas por abrigarem uma rica diversidade de plantas (Felfili, 2003; Oliveira-Filho *et al.*, 2006), pouco se sabe a respeito dos remanescentes florestais naturais da Amazônia (Prado, 2000).

Na grande área de savana do nordeste de Roraima (regionalmente denominada por 'lavrado'), essas

formações estão estabelecidas ao longo do limite com a floresta contínua (Barbosa *et al.*, 2007). Topografia, solo e proximidade de cursos d'água são relatados como fontes de variação importantes na alteração dos padrões de composição, riqueza e diversidade de árvores desses remanescentes (Silva, 1993). Por outro lado, há muito, essas formações vêm sendo perturbadas por ação antrópica, do mesmo modo que as bordas da floresta contínua com a savana (Eden & McGregor, 1992). Os fragmentos de maior área física (> 20 ha) são mais utilizados para agricultura de subsistência (desmatamento), mas extração seletiva de madeira (exploração econômica), conforto térmico do gado (pisoteio do sub-bosque) e ação do fogo (susceptibilidade) são perturbações comuns às ilhas de qualquer dimensão. Dessa forma, a associação entre fatores naturais (dimensão dos fragmentos) e antropogênicos (determinísticos) é uma fonte de variação que pode influenciar na riqueza e diversidade de grupos de espécies devido a alterações no microclima, taxas de extinção e aumento da vulnerabilidade a secas e fogos (Turner, 1996; Laurance *et al.*, 2000; Ross *et al.*, 2002). Nesse contexto, grupos de espécies de sub-bosque (oportunistas) ou pioneiras poderiam ser favorecidos em detrimento de outros de maior valor de conservação, por exemplo as espécies florestais raras ou as de estrutura do sistema (Godefroid & Koedam, 2003).

Visando determinar aspectos florísticos e estruturais da comunidade arbórea de ilhas de mata perturbadas em uma área de savana de Roraima, realizamos um inventário florestal e organizamos as questões específicas dessa investigação da seguinte forma: (i) a estrutura horizontal da comunidade arbórea é homogênea entre as formações?; (ii) composição, riqueza e diversidade de espécies estão associadas à dimensão das ilhas de mata?; (iii) qual o grau de similaridade florística entre os fragmentos investigados?; (iv) existem grupos de espécies arbóreas definidos pelo tamanho dos fragmentos?

Informações sobre a comunidade arbórea dessas ilhas de mata são importantes porque podem indicar a

necessidade de estabelecer estratégias de conservação consistentes que apontem afinidades biológicas entre diferentes fragmentos e resguardem esses remanescentes florestais de gênese paleoclimática.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

O 'lavrado' de Roraima é a maior área contínua de savana da Amazônia brasileira (~43.000 km²), estando geograficamente estabelecido na fronteira com a Guiana e a Venezuela (Barbosa & Campos, 2011). A área de estudo está situada no Projeto de Assentamento Nova Amazônia I (03° 04' 14,6" N; 60° 48' 50,0" W), localizado entre as rodovias BR-174 (federal) e RR-342 (estadual), 32 km ao norte da cidade de Boa Vista, capital do estado de Roraima. Essa localidade possui área de 43.993 ha e faz parte de um programa de assentamento rural, iniciado em 2003 pela Superintendência Regional do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. A área é caracterizada por uma matriz de feições típicas de savana, em mosaico com ilhas de mata semidecíduais. Ocasionalmente, são encontradas peças de carvão vegetal, tocos de árvores e resíduos de madeira cortada em diferentes estágios de decomposição dentro dessas formações, indicando que fogo e extração seletiva são fatores recorrentes nesses remanescentes florestais.

Geologicamente, a área de estudo é formada por sedimentos da Formação Boa Vista, parcialmente interrompidos por basaltos da Formação Apoteri do Jurássico Inferior a Médio, estando situada entre as bacias hidrográficas dos rios Cauamé e Murupu. Em geral, o relevo é plano (60-160 m), algumas vezes interrompido por pequenas ondulações, entremeadas por veredas de buritis e lagoas, parcial ou totalmente drenadas por igarapés. As ilhas de mata ocupam a parte mais elevada das ondulações do relevo. As classes de solos predominantes dessa região são latossolo amarelo, latossolo vermelho-amarelo e argissolo em mosaicos com plintossolo, todos

com material de origem dos sedimentos da Formação Boa Vista (Feitosa, 2009; Benedetti *et al.*, 2011).

O clima de todo complexo de savana em Roraima é definido como Aw pela classificação de Köppen. A precipitação média anual é de ~1.650 mm, com a estação seca situada entre dezembro-março e a chuvosa entre maio-agosto (Barbosa, 1997). A temperatura média mensal é praticamente constante ao longo do ano ($27,8 \pm 0,6$ °C), não variando além de 5 °C entre as médias das máximas e mínimas.

SELEÇÃO DOS FRAGMENTOS

Foram mapeados 34 fragmentos florestais (unidades amostrais) em toda a área de estudo: quinze muito pequenos (≤ 5 ha), quatro pequenos (5-10 ha), nove médios (10-20 ha) e seis grandes (20-60 ha). Quatro ilhas (esforço amostral ~12%) foram aproveitadas neste estudo (Tabela 1). Os critérios de seleção das ilhas foram: (i) menor nível visível de perturbação por extração seletiva de madeira; (ii) localização a mais de 50 m de distância de rios e igarapés, para não configurar floresta sazonalmente alagada (proximidade de cursos d'água); (iii) área > 5 ha, para evitar problemas de distribuição das parcelas amostrais; (iv) distância entre ilhas > 2 km, para representar fragmentos isolados floristicamente; e (v) livre acesso. A distância média entre as ilhas foi de 3-4 km, e de todas em relação ao contínuo florestal, ~50 km. Como as ilhas ocupam a mesma posição no relevo e situam-se dentro do mesmo mosaico de solos, consideramos solo, topografia, distância do contínuo florestal e distância dos cursos d'água como fontes de variação constantes. As principais causas da exclusão de ilhas do processo amostral foram o tamanho (≤ 5 ha) e o franco processo de alteração da cobertura florestal, reduzindo o número de unidades amostrais. As medidas da área de estudo e das dimensões das ilhas de mata foram realizadas por meio do programa ArcView 3.2.

DESENHO EXPERIMENTAL

Foram delimitados cinco pontos de referência em cada fragmento para realização do inventário florestal (Figura 1). O primeiro ponto foi estabelecido sempre no centro

Tabela 1. Localização geográfica, dimensão e classe de solo dos fragmentos florestais amostrados em uma área de savana de Roraima, norte da Amazônia brasileira. FG = fragmento grande; FM = fragmento médio; FPa = fragmento pequeno; FPb = fragmento pequeno.

Fragmento florestal	Latitude N	Longitude W	Dimensão (ha)	Classe de solo
FG	03° 05' 50,78"	60° 49' 37,93"	44,68 (Grande)	LAd (Latossolo amarelo distrófico)
FM	03° 04' 41,55"	60° 51' 39,31"	12,80 (Médio)	LVAd-FFc (Latossolo vermelho-amarelo distrófico em mosaico com plintossolo pétrico concrecionário)
FPa	03° 06' 40,39"	60° 49' 39,72"	7,31 (Pequeno)	LAd-FFc (Latossolo amarelo distrófico em mosaico com plintossolo pétrico concrecionário)
FPb	03° 05' 59,22"	60° 53' 57,66"	7,20 (Pequeno)	LAd (Latossolo amarelo distrófico)

geográfico das ilhas de mata e os demais foram articulados nos quatro pontos cardinais (N, S, L, O). Cada um desses pontos foi marcado exatamente na metade da distância entre o ponto central e a borda do contato do fragmento com a área de savana adjacente.

Em cada um dos cinco pontos amostrais, foram estabelecidas quatro parcelas de 4 m x 20 m; todas iniciadas a partir de 3 m de distância do ponto de referência (Figura 1). Dessa forma, cada fragmento foi representado por cinco conglomerados de quatro parcelas cada um (0,16 ha). Esse desenho experimental foi adotado para que o conjunto de conglomerados pudesse ocupar espaços sistematicamente distanciados, presumindo a existência de variações na vegetação, relacionadas ao distanciamento do centro de cada formação com as suas bordas. A área total amostrada para as quatro ilhas de mata foi de 0,64 ha.

INVENTÁRIO FLORESTAL

O inventário florestal de cada fragmento foi realizado entre outubro e novembro de 2009. Foram medidos todos os indivíduos lenhosos arbóreos vivos (exceto palmeiras) com diâmetro à altura do peito (DAP) \geq 5 cm. Todos os indivíduos foram registrados em campo e numerados como morfotipos, seguindo-se a coleta de material botânico para a respectiva identificação taxonômica, aproveitando-se do Registro no Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos

Naturais Renováveis (SISBIO/IBAMA) de nº 11035-1. Ramos não férteis e anotações de campo (filotaxia geral, tipo de casca, exsudados) foram utilizados como base para as identificações taxonômicas realizadas pela primeira autora (N. M. C. dos Santos). As coleções dos Herbários do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA - Manaus, AM) e do Museu Integrado de Roraima (MIRR - Boa Vista, RR) foram utilizadas como referências para comparação taxonômica do material botânico coletado. Não houve tombamento do material coletado. Utilizamos o sistema APG III (APG, 2009) e checamos a grafia dos nomes científicos em dois bancos de dados: The Plant List (2010) e "Flora Brasil: Lista das Espécies 2012" (JBRJ, 2012).

ANÁLISE DOS DADOS

As características da estrutura horizontal de cada fragmento foram determinadas a partir de descritores fitossociológicos: Densidade (Den = número total de indivíduos por unidade de área), Frequência (Fre = número de pontos em que a espécie ocorreu) e Dominância (Dom = área basal por unidade de área), servindo como base para a determinação do índice de valor de importância (IVI = %Den + %Fre + %Dom) de cada espécie por fragmento (Kent & Coker, 1994). Foi realizada uma análise de variância (ANOVA; $\alpha = 0,05$) para verificar a existência de diferenças estatísticas entre os DAP de cada ilha de mata. Teste de Bonferroni foi utilizado para avaliar quais médias diferiam entre si. Para

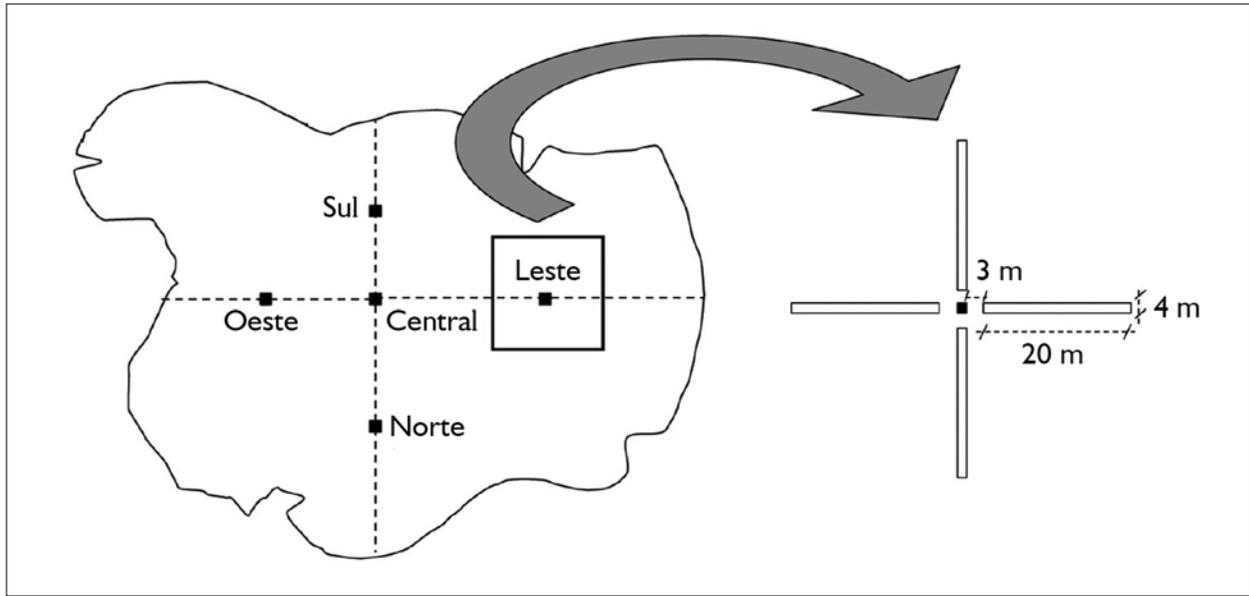


Figura 1. Desenho experimental para a realização do inventário florestal em ilhas de mata, situadas em uma área de savana de Roraima, norte da Amazônia brasileira.

densidade e área basal, foi utilizado o qui-quadrado ($\chi^2_{0,05}$), considerando cada fragmento como uma única amostra (k). Todos os indivíduos foram distribuídos por classes de diâmetro em intervalos fixos de 10 cm. Com o objetivo de entender o padrão geral de sucessão das formações estudadas, todas as espécies foram classificadas por grupos ecológicos, seguindo as definições de Swaine & Whitmore (1988): (i) pioneiras (espécies de crescimento rápido, intolerantes ao sombreamento, sementes geralmente pequenas e produzidas em grandes quantidades) e (ii) não pioneiras (espécies de crescimento lento, tolerantes ao sombreamento no estágio juvenil, sementes médias ou grandes na maioria das vezes). A distribuição das espécies em cada grupo ecológico foi baseada em observações de campo, além dos relatos e descrições de van Roosmalen (1985), Ribeiro *et al.* (1999), Amaral *et al.* (2009) e a coleção organizada por Steyermark *et al.* (1995).

Com base no inventário, nós caracterizamos floristicamente cada fragmento amostrado por meio da composição de espécies, riqueza (S), diversidade (Índice de Shannon – H' ; logaritmo natural) e equabilidade de Pielou

(J') (Kent & Coker, 1994). Pressupondo uma análise com variável de escala nominal, foi utilizado o qui-quadrado ($\chi^2_{0,05}$) para testar se a maior riqueza de árvores estava associada à maior dimensão dos fragmentos. Para testar a homogeneidade da diversidade de espécies entre as ilhas de diferentes tamanhos, aplicamos o Teste t de Hutcheson, utilizado para comparações da variância de diferentes índices, tomados dois a dois (Zar, 1999).

Foi realizada uma abordagem fitossociológica com o objetivo de determinar a existência de relações entre as espécies e os fragmentos inventariados. Utilizamos o Índice de Similaridade de Sørensen (S_p) que avalia esse relacionamento florístico a partir das espécies comuns entre as ilhas. Mesmo com o reduzido número de unidades amostrais, procedemos a uma análise de agrupamentos (*Cluster Analysis*) com o objetivo de representar tendências de presença/ausência de grupos de espécies entre os fragmentos por meio de um dendrograma de dissimilaridade (hierárquico e aglomerativo). Essa análise foi realizada com base no algoritmo de agrupamento de Ward, utilizando a medida de distância Euclidiana. Esses métodos são efetivos

para análise de comunidades (McCune & Grace, 2002). A análise foi realizada pelo aplicativo PC-Ord 5.10 a partir da construção de uma matriz de presença/ausência das espécies (variável dependente) dispersas nos fragmentos de diferentes tamanhos (variável independente).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

CARACTERIZAÇÃO ESTRUTURAL

Foram inventariados 470 indivíduos (734 ind ha⁻¹) nas quatro ilhas de mata (Tabela 2). A maior densidade foi estatisticamente determinada no fragmento pequeno FPb (944 ind ha⁻¹; $\chi^2_{0,05} = 90,852$; GL – grau de liberdade = 3), enquanto a menor área basal foi analogamente observada no outro fragmento de menor dimensão FPa (12,16 m² ha⁻¹; $\chi^2_{0,05} = 3,334$; GL = 3). O maior DAP foi detectado na ilha média (FM = 17,49 ± 10,60 cm; ANOVA; F = 3,2603; P < 0,021). Os resultados da estrutura horizontal (DAP, área basal e densidade) não apresentaram uma clara relação de grau e direção com a dimensão dos fragmentos florestais avaliados. Embora não tenha sido possível verificar o início dos distúrbios, fatores como intensidade e tempo transcorrido entre a perturbação (e.g. extração seletiva) e a nossa avaliação são importantes e podem ter interferido na construção de um padrão estrutural entre as diferentes dimensões. Historicamente, a intervenção humana geralmente resulta em distúrbios na estrutura da comunidade arbórea,

refletindo-se também em modificações na composição das espécies (Oliveira-Filho *et al.*, 1997).

A área basal calculada para os quatro fragmentos (12,1-22,5 m² ha⁻¹) pode ser considerada abaixo da média, se comparada à maioria dos estudos realizados em formações de florestas estacionais que ocorrem no cerrado do Brasil Central e que estão apresentados nas revisões de Araújo *et al.* (2011) e Pereira *et al.* (2011). Mesmo considerando a não amostragem de palmeiras, esses valores não seriam muito maiores, visto que os indivíduos da família Arecaceae observados com DAP ≥ 5 cm foram apenas de inajá (*Attalea maripa* (Aubl.) Mart.), que, em levantamentos anteriores, não ultrapassavam os 4% de dominância em ambientes similares (Silva, 1993).

Menor área basal por unidade de área pode indicar dois processos ecossistêmicos nesses fragmentos: natural e antropogênico. No primeiro caso, as ilhas de mata investigadas em Roraima seriam naturalmente menos complexas devido à menor dominância de árvores de maior porte em relação às florestas contínuas. Nesse caso, quanto menor o fragmento, maior a chance de processos de extinção de espécies por fatores dependentes da densidade (Honnay *et al.*, 1999). De fato, isso poderia explicar a baixa concentração de indivíduos com DAP ≥ 30 cm (a maioria não pioneira) em relação à alta concentração de indivíduos (> 94%) nas classes de DAP < 30 cm (a maioria pioneira). Essa observação é muito comum em formações sob

Tabela 2. Caracterização estrutural dos fragmentos florestais amostrados em uma área de savana de Roraima, tomando como base os indivíduos arbóreos com DAP ≥ 5 cm. FG = fragmento grande (44,68 ha); FM = fragmento médio (12,80 ha); FPa = fragmento pequeno (7,31 ha); FPb = fragmento pequeno (7,20 ha). Letras maiúsculas sobrescritas aos valores das colunas indicam diferenças significativas entre os fragmentos: qui-quadrado ($\chi^2_{0,05}$) para densidade e área basal; ANOVA (P < 0,05)/Teste de Bonferroni para DAP.

Fragmento florestal	Densidade parcial (ind. 1.600 m ⁻²)	Densidade total (ind ha ⁻¹)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	DAP (± DP) (cm)
FG	109	681 ^A	20,16 ^B	14,82 ± 12,59 ^A
FM	110	688 ^A	22,53 ^B	17,49 ± 10,60 ^B
FPa	100	625 ^A	12,16 ^A	13,73 ± 7,73 ^A
FPb	151	944 ^B	20,53 ^B	13,98 ± 9,06 ^A

processo de sucessão contínua (Botrel *et al.*, 2002). No segundo processo, a ausência de grandes árvores estaria relacionada à alta recorrência de extração seletiva. Nesse caso, mesmo depois de anos pós-perturbação, o processo de sucessão secundária não conseguiria alcançar plenamente a fase adulta, pois a extração seletiva se concentraria preferencialmente em indivíduos de maior porte (Siqueira *et al.*, 2009). Esse parece ser o caso das ilhas de mata amostradas em Roraima, com os resultados ainda refletindo um viés do critério amostral, que acaba privilegiando a amostragem de indivíduos e espécies pioneiras, as quais naturalmente povoam o ambiente alterado e possuem menor DAP, principalmente dentro da classe de diâmetro entre 5-10 cm.

O desequilíbrio entre mortalidade e recrutamento foi observado entre todas as classes de diâmetro dos quatro fragmentos, embora essa constatação nas ilhas de menor dimensão tenha sido mais acentuada. A distribuição de diâmetros foi representada por um modelo de sucessão do tipo J-invertido, irregular para todas as ilhas de mata inventariadas, não inferindo em um padrão geral entre dimensão e classes de diâmetros (Figura 2). O desequilíbrio entre as classes de todos os fragmentos sugere bruscas mudanças estruturais não relacionadas a processos naturais (Nascimento *et al.*, 2004). Nesse caso, a falta de indivíduos de maior porte torna as formações mais abertas (copas mais baixas e esparsas) e suscetíveis a fogo recorrente, podendo produzir um efeito de retroalimentação positiva que empobrece e reduz a estrutura do ambiente florestal atingido (Cochrane & Schulze, 1999; Ray *et al.*, 2005).

FLORÍSTICA E FITOSSOCIOLOGIA

Foram identificadas 52 espécies de plantas arbóreas, distribuídas por 41 gêneros e 25 famílias botânicas nos quatro fragmentos investigados (Tabela 3). As famílias mais abundantes e ricas em espécies foram Fabaceae (11 espécies; 94 indivíduos) e Sapotaceae (6; 110). As espécies de maior IVI foram *Protium guianense* (FG = 9,47%), *Pouteria petiolata* (FM = 33,57%), *Abarema jupunba* (FPa = 35,02%) e

Pouteria macrophylla (FPb = 19,45%). As espécies pioneiras representaram 55,8% (29) da composição florística arbórea total e 50,6% (238) dos indivíduos amostrados. Os fragmentos de menor dimensão mostram maior proporção de espécies pioneiras (FPa = 75,0% e FPb = 60,9%), enquanto os de maior área física apresentaram a maior concentração de espécies não pioneiras (FG = 53,2% e FM = 82,7%). Do total de espécies inventariadas, nove (17,3%) foram representadas por apenas um indivíduo, enquanto 13 (25%) possuíam mais de dez indivíduos, ou 75,1% do total de indivíduos inventariados (353).

O baixo número de espécies inventariadas pode indicar que as perturbações ocorridas por extração seletiva (abertura de clareiras) e fogo possuem um papel tão importante quanto o tamanho do fragmento. Nós não temos como comparar nossos resultados atuais com a densidade e a riqueza de famílias e espécies pretéritas (antes do distúrbio). Contudo, em um inventário fitossociológico realizado em cinco áreas de florestas sazonais situadas ao redor da cidade de Boa Vista, foi observado que as formações menos comprometidas e de maior dimensão comportavam entre 46 e 56 espécies arbóreas (DAP \geq 6 cm), sendo várias delas típicas de florestas contínuas (Silva, 1993). Esses valores são superiores à riqueza encontrada no maior fragmento avaliado (37), embora seja ressaltado que as áreas amostrais da autora supracitada tenham variado de 0,08-0,40 ha, distintas dos 0,16 ha padronizados para cada fragmento do estudo em tela. Assim sendo, é sugerido que distúrbios antropogênicos venham produzindo efeitos negativos sobre a complexidade florística dessas formações sazonais, da mesma forma como observado por Kennard *et al.* (2002) e Ross *et al.* (2002) em situações semelhantes.

A pouca quantidade de espécies localmente raras (< 18%) está diretamente relacionada à baixa riqueza observada na comunidade arbórea das quatro ilhas de mata. Esse resultado é semelhante ao observado por Kunz *et al.* (2010) em um trecho de floresta estacional situado em Querência (MT), uma zona de transição entre o cerrado e a floresta amazônica. Esta parece ser uma situação comum

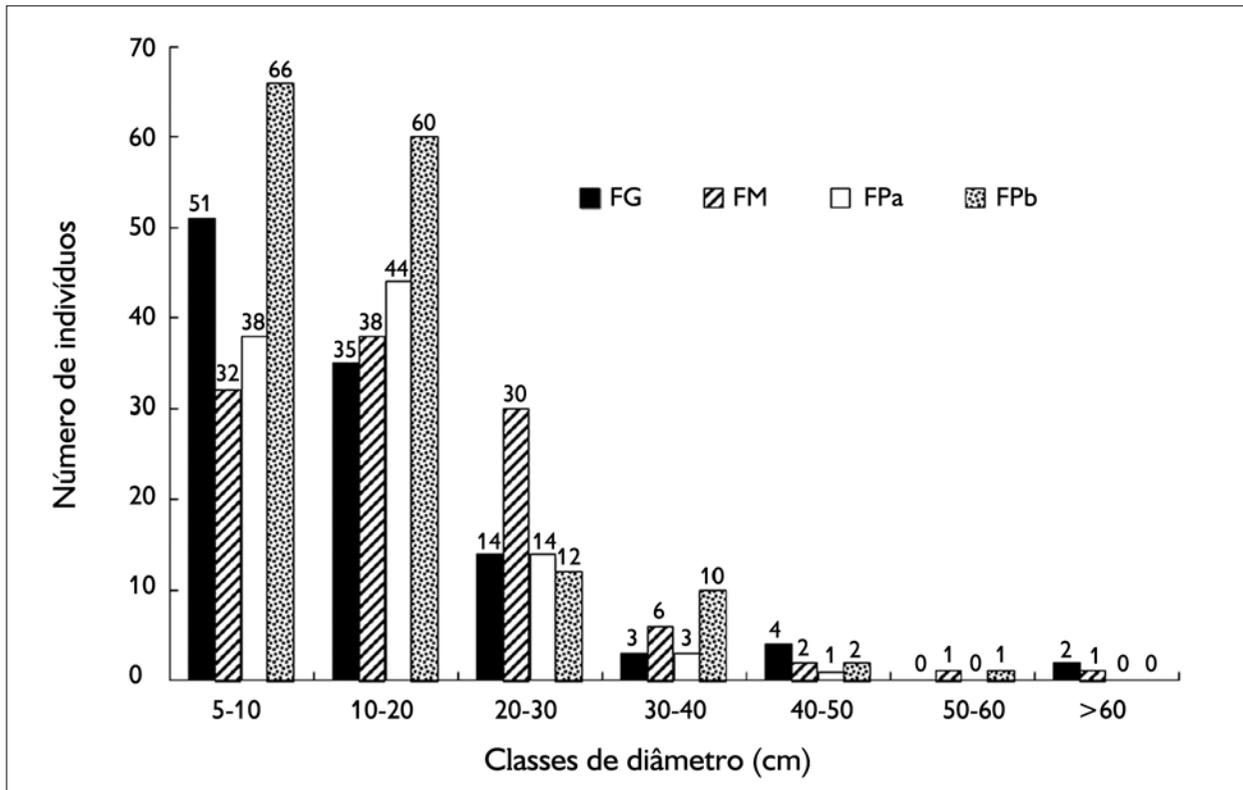


Figura 2. Número de indivíduos por classe de diâmetro nos fragmentos florestais inventariados em uma área de savana de Roraima, norte da Amazônia brasileira. FG = fragmento grande (44,68 ha), FM = fragmento médio (12,80 ha), FPa = fragmento pequeno (7,31 ha), FPb = fragmento pequeno (7,20 ha).

em ambientes pobres floristicamente, visto que as espécies localmente raras geralmente representam 40-60% da riqueza em inventários realizados em sistemas florestais amazônicos (Oliveira & Amaral, 2004).

Todas as espécies de maior IVI não possuem valor comercial para a indústria madeireira local. Em todo o levantamento, apenas *Dinizia excelsa* (representada por um único indivíduo) pode ser considerada tipicamente comercial, sendo uma espécie não pioneira que também se faz presente no contexto da floresta contínua. As demais não pioneiras e com algum valor comercial local (e.g. *Handroanthus serratifolius* e *Centrolobium paraense*) ocorreram em baixa densidade, embora sejam espécies comuns nas zonas do contato savana-floresta de Roraima. Contudo, independente da dimensão do fragmento, sugere-

se que essas espécies tendam a manter baixa densidade ou desaparecer dessas formações sazonais, porque necessitam de tempo e condições físicas para alcançarem equilíbrio entre mortalidade e recrutamento (Felfili, 1997). A tendência é o empobrecimento gradual dessas formações, refletindo o incremento de condições abióticas não propícias à germinação e estabelecimento de plântulas características do interior da floresta, como dessecamento, aumento da temperatura, diminuição da umidade do solo e maior taxa de danos mecânicos (Alves & Metzger, 2006).

A alta proporção de espécies e indivíduos do grupo das pioneiras foi marcante em relação a outros estudos. Por exemplo, em ambientes mais estáveis de floresta sazonal semidecidual do norte de Mato Grosso, as espécies pioneiras com DAP ≥ 5 cm não ultrapassaram 25% do

Tabela 3. Composição, densidade, índice de valor de importância (IVI%) e grupo ecológico das espécies arbóreas (DAP \geq 5 cm) inventariadas nos quatro fragmentos florestais de uma área de savana de Roraima. FG = fragmento grande (44,68 ha); FM = fragmento médio (12,80 ha); FPa = fragmento pequeno (7,31 ha); FPb = fragmento pequeno (7,20 ha). Números destacados em negrito representam as três espécies de maior IVI (%) em cada fragmento florestal.

(Continua)

Família	Espécie	FG		FM		FPa		FPb		Grupo ecológico
		Densidade (ind. 1.600 m ²)	IVI	Densidade (ind. 1.600 m ²)	IVI	Densidade (ind. 1.600 m ²)	IVI	Densidade (ind. 1.600 m ²)	IVI	
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl. (*)							3	3,94	Não pioneira
	<i>Bignonia aequinoctialis</i> L.	1	0,97							Pioneira
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. O. Grose							3	1,78	Não pioneira
	<i>Handroanthus uleanus</i> (Kraenzl.) S. O. Grose	3	2,25							Não pioneira
Boraginaceae	<i>Cordia goeldiana</i> Huber					7	7,10			Não pioneira
Bursaceae	<i>Protium guianense</i> (Aubl.) Marchand	8	9,47	27	16,03					Não pioneira
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand			15	10,09			1	1,14	Não pioneira
Celastraceae	<i>Maytenus oblongata</i> Reissek	4	8,79	6	8,65					Pioneira
Chrysobalanaceae	<i>Licania kunthiana</i> Hook. f.	5	3,89	2	1,67					Não pioneira
Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	1	1,07							Pioneira
Euphorbiaceae	<i>Mabea</i> sp.	6	3,86	3	3,47	1	1,49			Pioneira
	<i>Abarema jupunba</i> (Willd.) Britton & Killip	10	8,35	2	5,14	44	35,02	4	4,42	Pioneira
Fabaceae	<i>Abarema laeta</i> (Benth.) Barneby & J.W. Grimes	2	1,35	1	1,38					Pioneira
	<i>Centrobium paraense</i> Tul.			1	1,66					Não pioneira
	<i>Dimorphandra cf. conjugata</i> (Splitg.) Sandwith	1	0,99	1	1,37					Não pioneira
	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	1	1,15							Não pioneira

(*) Indicada como 'pioneira' por Amaral et al. (2009), mas definida como 'não pioneira' neste estudo, por possuir características semelhantes às das espécies de *Protium* e *Pouteria* observadas nas ilhas de mata.



(Continua)

Tabela 3.

Família	Espécie	FG		FM		FPa		FPb		Grupo ecológico
		Densidade (ind. 1.600 m ²)	MI	Densidade (ind. 1.600 m ²)	MI	Densidade (ind. 1.600 m ²)	MI	Densidade (ind. 1.600 m ²)	MI	
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.							8	5,68	Não pioneira
	<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi			1	1,42					Pioneira
	<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S. Irwin & Barneby					6	8,66	4	6,11	Pioneira
Malvaceae	<i>Senna</i> sp.					2	3,02			Pioneira
	<i>Swartzia arborescens</i> (Aubl.) Pittier	1	0,97			1	1,45			Pioneira
	<i>Swartzia</i> sp.	4	2,81							Pioneira
	<i>Apeliba petoumo</i> Aubl.	4	2,09			14	12,96	8	7,40	Pioneira
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	2	1,45	1	1,30			2	2,81	Pioneira
Moraceae	<i>Luehea paniculata</i> Mart.	1	0,95	1	1,34					Pioneira
	<i>Sterculia cf. pruriens</i> (Aubl.) K. Schum.	12	9,14	2	2,50			1	1,11	Não pioneira
	<i>Brosimum guianense</i> (Aubl.) Huber ex Ducke	2	1,63							Não pioneira
Myrtaceae	<i>Naucleopsis</i> sp.	2	1,95	2	1,75					Não pioneira
	<i>Sorocea muriculata</i> Miq.							18	10,17	Pioneira
Nyctaginaceae	<i>Eugenia</i> sp.	1	0,96							Pioneira
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	1	1,02	1	1,48					Pioneira
Ochnaceae	<i>Neea</i> sp.	1	1,01					7	5,47	Pioneira
	<i>Ouratea cf. guianensis</i> Aubl.							1	1,21	Pioneira
Olacaceae	<i>Heisteria densifrons</i> Engl.	2	1,34	1	1,36			2	2,48	Pioneira
	<i>Heisteria</i> sp.	1	1,02			1	1,54	1	1,11	Pioneira
Opiliaceae	<i>Agonandra silvatica</i> Ducke					9	11,60			Não pioneira
	<i>Coccoloba excelsa</i> Benth.	1	1,05			5	4,71	43	17,82	Pioneira
Rubiaceae	<i>Coccoloba</i> sp.	1	0,96	1	1,33					Pioneira
	<i>Duroia</i> sp.	4	4,09							Não pioneira



Tabela 3. (Conclusão)

Família	Espécie	FG		FM		FPa		FPb		Grupo ecológico
		Densidade (ind. 1.600 m ²)	MI	Densidade (ind. 1.600 m ²)	MI	Densidade (ind. 1.600 m ²)	MI	Densidade (ind. 1.600 m ²)	MI	
Salicaceae	<i>Casearia cf. arborea</i> (Rich.) Urb.	1	0,97	1	1,35					Pioneira
	<i>Laetia cupulata</i> Spruce ex Benth.					1	1,47	1	1,10	Pioneira
Sapindaceae	<i>Cupania rubiginosa</i> (Poir.) Radlk.	2	2,89							Pioneira
	<i>Chrysophyllum argenteum</i> Jacq.	9	8,30	1	1,39	3	4,38	5	4,59	Não pioneira
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum ucuquirana-branca</i> (Aubrév. & Pellegr.) T.D. Penn.	2	2,05							Não pioneira
	<i>Pouteria hispida</i> Eyma							1	1,11	Não pioneira
	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma					6	6,57	37	19,45	Não pioneira
	<i>Pouteria petiolata</i> T.D. Penn.	4	2,30	39	33,57					Não pioneira
	<i>Pouteria venosa</i> (Mart.) Baehni	3	2,73							Não pioneira
Schlegeliaceae	<i>Schlegelia spruceana</i> Bureau & K. Schum.	1	0,96					1	1,09	Pioneira
Styracaceae	<i>Styrax guianensis</i> Aubl.	3	3,10							Pioneira
Ulmaceae	<i>Ampelocera edentula</i> Kuhlms.	1	1,05	1	1,75					Não pioneira
Violaceae	<i>Amphirrhox longifolia</i> (A. St.-Hil.) Spreng.	1	1,09							Pioneira
Total		109	100,0	110	100,0	100	100,0	151	100,0	-



total inventariado (Mews *et al.*, 2012). Não é esperado que formações não perturbadas por longos períodos (independente de sua dimensão) possuam densidade de indivíduos e espécies pioneiras superiores às de não pioneiras (Toniato & Oliveira-Filho, 2004; Araujo *et al.*, 2009).

Em nosso estudo, espécies tipicamente pioneiras e de maior densidade, como *Abarema jupunba* e *Coccoloba excelsa*, dominaram as formações de menor dimensão. Além disso, *Curatella americana* e *Casearia arborea*, espécies heliófilas típicas da savana adjacente, foram observadas nas maiores formações, indicando que perturbações podem facilitar a introdução dessas espécies em ambientes que deveriam ser sombreados. Por outro lado, espécies não pioneiras, como *Protium guianense* e *P. heptaphyllum*, são de rápido crescimento, possuem alto IMI e os indivíduos estão representados em todas as classes de diâmetro; essas características são adequadas, por exemplo, à restauração de áreas degradadas por mineração (Salomão *et al.*, 2012). Essas espécies fazem parte de um grupo ecológico oportunista, que possui regularidade de frutificação/dispersão e um grande banco de plântulas capaz de suportar o sombreamento por longo tempo (Ferraz *et al.*, 2004). Dessa forma, é destacado que (i) os quatro fragmentos investigados em Roraima, independente da dimensão, são ambientes em processo constante de sucessão secundária, moldados principalmente pela extração seletiva e (ii) esse fato acarreta a redução de espécies não pioneiras de valor econômico local, favorecendo o aumento do número de espécies pioneiras e oportunistas (não pioneiras de rápido crescimento).

No caso das relações dimensionais, foi verificado que o maior fragmento também foi o de maior riqueza ($S = 37$; $\chi^2_{0,05} = 12,485$; GL = 3; $P = 0,006$), diversidade ($H' = 3,167$; Teste t de Hutcheson; $P < 0,001$) e equabilidade ($J' = 0,877$) (Tabela 4). Para FM, FPa e FPb, a baixa equabilidade em relação a FG representa o resultado do maior desequilíbrio entre o número de indivíduos presentes em cada espécie da comunidade arbórea, com alta concentração de indivíduos em poucas espécies (dominância ecológica). Baixa riqueza e

diversidade não são incomuns em formações florestais estacionais sob diferentes intensidades de impacto do cerrado do Brasil Central (Silva & Scariot, 2003; Salis *et al.*, 2004; Felfili *et al.*, 2007), com a menor expressão de ambos os parâmetros podendo estar relacionada à seletividade do ambiente (Brito *et al.*, 2008). Contudo, em Roraima, as ilhas de mata amostradas não estão assentadas em áreas com alta seletividade (e.g. não alagam), inferindo que, nesse caso, a maior dimensão de FG, mesmo associada aos distúrbios antropogênicos, foi uma fonte de variação nas métricas de riqueza.

A dominância de grupos ecológicos, em função da dimensão das ilhas de mata, foi relacionada com a maior similaridade observada entre os maiores (FG x FM) e menores (FPa x FPb) fragmentos, indicando alto compartilhamento de espécies entre os fragmentos de dimensões similares (Tabela 5). Por exemplo, quase todas as espécies do fragmento de porte médio (18 das 21) foram compartilhadas com a ilha de maior dimensão, indicando uma alta reciprocidade de elementos florísticos (dez pioneiras e oito não pioneiras). Isso sugere dois caminhos hipotéticos: (i) em um cenário sem perturbação por extração seletiva e fogo, as ilhas de média e grande dimensão possuiriam mais afinidades estruturais e de composição arbórea do que as de menor porte, inferindo processos de sucessão homogêneos, mais fechados e com maior capacidade de retenção de umidade (menor estresse hídrico); ou; (ii) as formações de menor porte poderiam estar sofrendo degradação florística continuada, com estrutura e flora menos complexas produzindo, por exemplo, maior quantidade de material combustível (*litter*) em ambientes mais abertos devido à menor cobertura de copa (mais suscetível ao fogo).

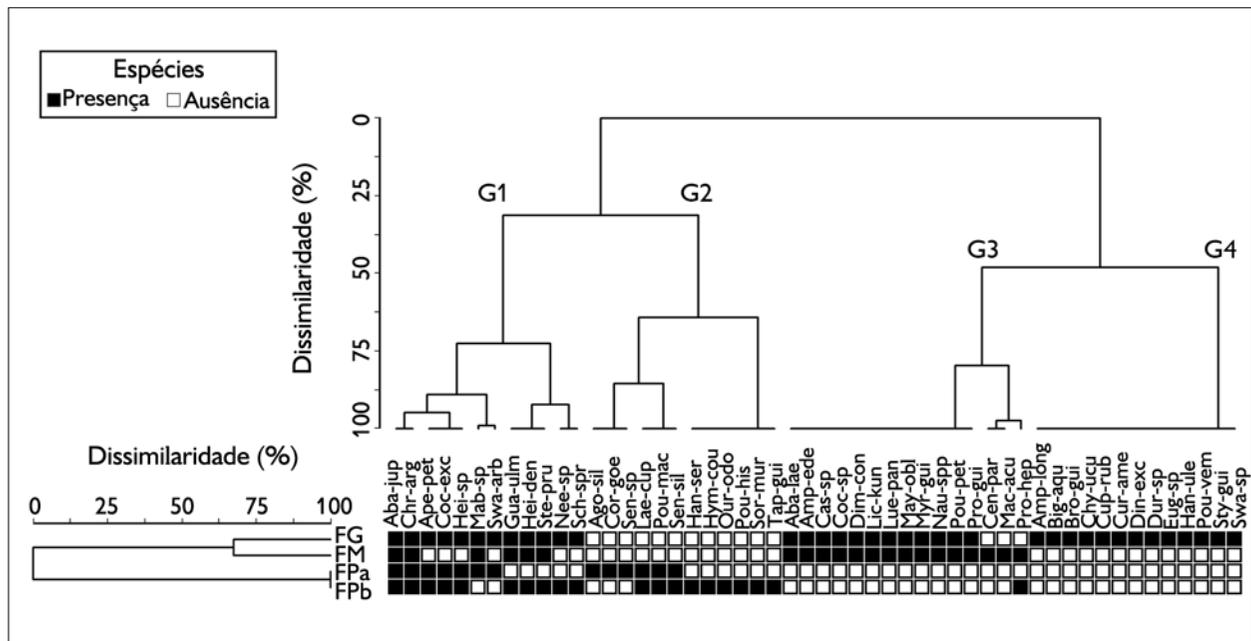
Nos dois caminhos supracitados, as distinções são parcialmente explicadas pela conjugação de dois grupos de fragmentos e quatro de espécies, determinados pela análise de agrupamento (Figura 3). Embora a amostragem tenha ocorrido em apenas quatro ilhas de mata, os resultados fornecem indícios da existência de espécies

Tabela 4. Riqueza (S), equabilidade de Pielou (J') e diversidade de Shannon (H' – base natural) de espécies arbóreas inventariadas em fragmentos florestais de uma área de savana de Roraima. Letras maiúsculas sobrescritas aos valores das colunas indicam discrepâncias significativas para riqueza (qui-quadrado; $\chi^2_{0,05}$) e diversidade (Teste t de Hutcheson; $P < 0,05$). FG = fragmento grande (44,68 ha); FM = fragmento médio (12,80 ha); FPa = fragmento pequeno (7,31 ha); FPb = fragmento pequeno (7,20 ha).

Fragmento florestal	Riqueza (S)	Diversidade (H')	Equabilidade (J')
FG	37 ^c	3,167 ^c	0,877
FM	21 ^b	2,045 ^{b,A}	0,672
FPa	13 ^a	1,894 ^A	0,739
FPb	20 ^b	2,218 ^b	0,740

Tabela 5. Matriz de similaridade entre diferentes fragmentos florestais. Parte superior da matriz corresponde ao número de espécies comuns entre os pares de fragmentos; parte inferior indica o Índice de Similaridade de Sørensen. FG = fragmento grande (44,68 ha); FM = fragmento médio (12,80 ha); FPa = fragmento pequeno (7,31 ha); FPb = fragmento pequeno (7,20 ha).

Índice de Sørensen (S _{ij})	FG	FM	FPa	FPb
FG	-	18	7	10
FM	0,621	-	3	6
FPa	0,280	0,176	-	8
FPb	0,351	0,293	0,485	-



preferenciais que determinam a formação da flora arbórea dos fragmentos de maior (FG e FM) e menor (FPa e FPb) dimensão, ou seja, nesse estudo de caso de Roraima, o tamanho do fragmento e a composição das espécies indicam relacionamento próximo, embora uma análise histórica da intensidade do distúrbio nos quatro fragmentos investigados pudesse aprofundar essa resposta (Santos *et al.*, 2007). Contudo, é importante indicar que tanto as maiores quanto as menores ilhas de mata são fragmentações naturais que representam parte da diversidade arbórea ainda persistente no contato savana-floresta de Roraima. É impossível determinar a composição pré-distúrbio, mas essas formações possuem relevância biológica por resguardarem parte da história e do processo de fragmentação climática ocorrida no limite savana-floresta de Roraima. Portanto, apesar dessas formações amazônicas estarem em processo de franca perturbação, ainda resguardam uma flora arbórea que deve ser contextualizada em um sistema de conservação nessa zona de transição entre a savana e a floresta contínua.

CONCLUSÕES

De forma geral, concluímos que: (i) diferentes níveis de perturbação antrópica podem propiciar discrepâncias na estrutura horizontal dos fragmentos florestais, não permitindo a observação de um firme padrão entre as diferentes dimensões; (ii) apesar de maior riqueza e diversidade da comunidade arbórea estarem relacionadas com a ilha de mata de maior dimensão, ambas foram métricas que também não apresentaram uma marcante dependência com o tamanho dos fragmentos; (iii) fragmentos de maior dimensão possuem maior similaridade florística entre si quando comparados com os remanescentes de menor área; e (iv) a dimensão das ilhas de mata apresentou indícios que determinam grupos de espécies arbóreas exclusivas ou que ocorrem de forma preferencial, mas se ressalta a necessidade de amostragem em um maior número

de ilhas para o estabelecimento de um padrão. De forma geral, número de amostras, intensidade e escala de tempo pós-distúrbio foram fatores importantes no impedimento da construção de um firme padrão entre composição florística, estrutura e dimensão dessas formações florestais sazonais do norte amazônico.

AGRADECIMENTOS

Ao Dr. C. A. Cid Ferreira (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Manaus-AM) e à Dr.^a A. S. Flores (Museu Integrado de Roraima/Boa Vista-RR). O estudo foi financiado pelo Programa de Pós-Graduação em Recursos Naturais da Universidade Federal de Roraima e pelo projeto institucional "Ecologia e manejo dos recursos naturais das savanas de Roraima" (Projeto de Pesquisa Institucional/INPA 012/18). N. M. C. dos Santos recebeu bolsa de mestrado da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e R. I. Barbosa, bolsa produtividade do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Processo CNPq 306286/2008-4).

REFERÊNCIAS

- ALVES, L. F. & J. P. METZGER, 2006. Forest regeneration in secondary forest areas at Morro Grande Forest Reserve, Cotia, SP. **Biota Neotropica** 6(2). Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n2/pt/abstract?article+bn00406022006>>. Acesso em: setembro 2010.
- AMARAL, D. D., I. C. G. VIEIRA, S. S. ALMEIDA, R. P. SALOMÃO, A. S. L. SILVA & M. A. G. JARDIM, 2009. 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** 4(3): 231-289.
- ARAÚJO, G. M., A. R. T. NASCIMENTO, S. F. LOPES, R. F. RODRIGUES & J. A. RATTER, 2011. Structure and floristics of the arboreal component of a dystrophic cerradão and comparison with other cerradões in Central Brazil. **Edinburgh Journal of Botany** 68(3): 401-418.
- ARAÚJO, R. A., R. B. COSTA, J. M. FELFILI, I. KUNTZ, R. A. T. MELO E SOUSA & A. DORVAL, 2009. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. **Acta Amazonica** 39(4): 865-878.
- BARBOSA, R. I., 1997. Distribuição das chuvas em Roraima. In: R. I. BARBOSA, E. J. G. FERREIRA & É. G. CASTELLON (Eds.): **Homem, ambiente e ecologia no estado de Roraima**: 325-335. INPA, Manaus.

- BARBOSA, R. I. & C. CAMPOS, 2011. Detection and geographical distribution of clearing areas in the savannas (*lavrado*) of Roraima using Google Earth web tool. **Journal of Geography and Regional Planning** 4(3): 122-136.
- BARBOSA, R. I., C. CAMPOS, F. PINTO & P. M. FEARNSTIDE, 2007. The "Lavrados" of Roraima: biodiversity and conservation of Brazil's Amazonian savannas. **Functional Ecosystems and Communities** 1(1): 29-41.
- BENEDETTI, U. G., J. F. VALE JR., C. E. G. R. SCHAEFER, V. F. MELO & S. C. P. UCHÔA, 2011. Gênese, química e mineralogia de solos derivados de sedimentos plioleostocênicos e de rochas vulcânicas básicas em Roraima, Norte Amazônico. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 35(2): 299-312.
- BOTREL, R. T., A. T. OLIVEIRA-FILHO, L. A. RODRIGUES & N. CURI, 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica** 25(2): 195-213.
- BRITO, E. R., S. V. MARTINS, A. T. OLIVEIRA-FILHO, E. SILVA & A. F. SILVA, 2008. Estrutura fitossociológica de um fragmento natural de floresta inundável em área de Campo Sujo, Lagoa da Confusão, Tocantins. **Acta Amazonica** 38(3): 379-386.
- COCHRANE, M. A. & M. D. SCHULZE, 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the Eastern Amazon: effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica** 31(1): 2-16.
- EDEN, M., 1970. Savanna vegetation in the northern Rupununi, Guyana. **Journal of Tropical Geography** 30: 17-28.
- EDEN, M. J. & D. F. M. MCGREGOR, 1992. Dynamics of the forest-savanna boundary in the rio Branco-Rupununi region of northern Amazonia. In: P. A. FURLEY, J. PROCTOR & J. A. RATTER (Eds.): **Nature and dynamics of forest-savanna boundaries**: 77-89. Chapman & Hall, London.
- FEITOSA, K. K. A., 2009. **Caracterização e classificação de solos em "ilhas" florestais e savanas associadas, no nordeste de Roraima**: 1-75. Dissertação (Mestrado em Recursos Naturais) – Universidade Federal de Roraima, Boa Vista. Disponível em: <http://www.bdtf.ufrr.br/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=66>. Acesso em: setembro 2010.
- FELFILI, J. M., 1997. 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** 20(2): 155-162.
- FELFILI, J. M., 2003. Formações de florestas estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos. In: R. B. C. COSTA (Org.): **Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste**: 139-160. UCDB, Campo Grande.
- FELFILI, J. M., A. R. T. NASCIMENTO, C. W. FAGG & E. M. MEIRELLES, 2007. Floristic composition and community structure of a seasonally deciduous forest on limestone outcrops in Central Brazil. **Revista Brasileira de Botânica** 30(4): 611-621.
- FERRAZ, I. D. K., N. LEAL FILHO, A. M. IMAKAWA, V. P. VARELA & F. C. M. PIÑA-RODRIGUES, 2004. Características básicas para um agrupamento ecológico preliminar de espécies madeireiras da floresta de terra firme da Amazônia Central. **Acta Amazonica** 34(4): 621-633.
- GODEFROID, S. & N. KOEDAM, 2003. How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? **Global Ecology and Biogeography** 12(4): 287-298.
- HONNAY, O., P. ENDELS, H. VEREECKEN & M. HERMY, 1999. The role of patch area and habitat diversity in explaining native plant species richness in disturbed suburban forest patches in northern Belgium. **Diversity and Distributions** 5(4): 129-141.
- HUBER, O., R. D. STEFANO, G. AYMARD & R. RIINA, 2006. Flora and vegetation of the Venezuelan Llanos: a review. In: R. T. PENNINGTON, G. P. LEWIS & J. A. RATTER (Eds.): **Neotropical Savannas and seasonally dry forests**: plant diversity, biogeography, and conservation: 95-120. Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- INSTITUTO DE PESQUISA DO JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO (JBRJ), 2012. **Lista de espécies da Flora do Brasil 2012**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: novembro 2012.
- KENNARD, D. K., K. GOULD, F. E. PUTZ, T. S. FREDERICKSEN & F. MORALES, 2002. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management** 162(2-3): 197-208.
- KENT, M. & P. COKER, 1994. **Vegetation description and analysis**: a practical approach: 1-363. John Wiley & Sons, New York.
- KUNZ, S. H., S. V. MARTINS, N. M. IVANAUSKAS, D. STEFANELLO & E. SILVA, 2010. Fitossociologia de uma área de floresta estacional perenifolia na Fazenda Amoreiras, Querência, MT. **Revista Árvore** 34(4): 713-721.
- LAURANCE, W. F., H. L. VASCONCELOS & T. E. LOVEJOY, 2000. Forest loss and fragmentation in the Amazon: implications for wildlife conservation. **Oryx** 34(1): 39-45.
- MAYLE, F. E. & M. J. POWER, 2008. Impact of a drier Early-Mid-Holocene climate upon Amazonian forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society B (Biological Sciences)** 363(1498): 1829-1838.
- MCCUNE, B. & J. B. GRACE, 2002. **Analysis of ecological communities**: 1-300. MjM Software Design, Gleneden Beach.



- MEWS, H. A., B. S. MARIMON & J. A. RATTER, 2012. Observations on the vegetation of Mato Grosso, Brazil. V. Changes in the woody species diversity of a forest in the Cerrado-Amazonian forest transition zone and notes on the forests of the region. **Edinburgh Journal of Botany** 69(2): 239-253.
- MURPHY, P. G. & A. E. LUGO, 1986. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** 17(1): 67-88.
- MYERS, J. G., 1936. Savannah and forest vegetation of the interior Guiana Plateau. **Journal of Ecology** 24(1): 162-184.
- NASCIMENTO, A. R. T., J. M. FELFILI & E. M. MEIRELLES, 2004. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de Floresta Estacional Decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 18(3): 659-669.
- OLIVEIRA, A. N. & I. L. AMARAL, 2004. Florística e fitossociologia de uma floresta de vertente na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica** 34(1): 21-34.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., J. M. MELLO & J. R. S. SCOLFORO, 1997. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest on South-Eastern Brazil over a five year period (1987-1992). **Plant Ecology** 131(1): 45-66.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T., J. A. JARENKOW & M. J. N. RODAL, 2006. Floristic relationships of seasonally dry forests of Eastern South America based on tree species distribution patterns. In: R. T. PENNINGTON, G. P. LEWIS & J. A. RATTER (Eds.): **Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography, and conservation**: 159-192. Taylor & Francis Group, Boca Raton.
- PENNINGTON, R. T., D. E. PRADO & C. A. PENDRY, 2000. Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography** 27(2): 261-273.
- PEREIRA, B. A. S., F. VENTUROLI & F. A. CARVALHO, 2011. Florestas estacionais no cerrado: uma visão geral. **Pesquisa Agropecuária Tropical** 41(3): 446-455.
- PRADO, D. E., 2000. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. **Edinburgh Journal of Botany** 57(3): 437-461.
- PRADO, D. E. & P. E. GIBBS, 1993. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. **Annals of the Missouri Botanical Garden** 80(4): 902-927.
- RAY, D., D. NEPSTAD & P. MOUTINHO, 2005. Micrometeorological and canopy controls of fire susceptibility in a forested Amazon landscape. **Ecological Application** 15(5): 1664-1678.
- RIBEIRO, J. F. & B. M. T. WALTER, 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: S. M. SANO, S. P. ALMEIDA & J. F. RIBEIRO (Eds.): **Cerrado: ecologia e flora**: 1: 152-212. Embrapa Cerrados, Brasília.
- RIBEIRO, J. E. L., M. J. G. HOPKINS, A. VICENTINI, C. A. SOTHERS, M. A. S. COSTA, J. M. BRITO, M. A. D. SOUZA, L. H. P. MARTINS, L. G. LOHMANN, P. A. C. L. ASSUNÇÃO, E. C. PEREIRA, C. F. SILVA, M. R. MESQUITA & L. C. PROCÓPIO, 1999. **Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central**: 1-799. INPA/DFID, Manaus.
- ROSS, K. A., B. J. FOX. & M. D. FOX, 2002. Changes to plant species richness in forest fragments: fragment age, disturbance and fire history may be as important as area. **Journal of Biogeography** 29(5-6): 749-765.
- SALIS, S. M., M. P. SILVA, P. P. MATTOS, J. S. VILA DA SILVA, V. J. POTT & A. POTT, 2004. Fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Corumbá, Estado do Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica** 27(4): 671-684.
- SALOMÃO, R. P., A. C. SANTANA, S. BRIENZA JÚNIOR. & V. H. F. GOMES, 2012. Análise fitossociológica de floresta ombrófila densa e determinação de espécies-chave para recuperação de área degradada através da adequação do índice de valor de importância. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais** 7(1): 57-102.
- SANTOS, K., L. S. KINOSHITA & F. A. M. SANTOS, 2007. Tree species composition and similarity in semideciduous forest fragments of southeastern Brazil. **Biological Conservation** 135(2): 268-277.
- SILVA, E. L. S., 1993. **Inventário preliminar das espécies arbóreas das florestas dos arredores de Boa Vista (Roraima): uma abordagem fitossociológica**. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Universidade do Amazonas, Manaus.
- SILVA, L. A. & A. SCARIOT, 2003. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos, GO, Bacia do Rio Paranã). **Acta Botanica Brasílica** 17(2): 305-313.
- SIQUEIRA, A. S., G. M. ARAÚJO & I. SCHIAVINI, 2009. Estrutura do componente arbóreo e características edáficas de dois fragmentos de floresta estacional decidual no vale do rio Araguari, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasílica** 23(1): 10-21.
- STEYERMARK, J. A., P. E. BERRY & B. K. HOLST, 1995. **Flora of the Venezuelan Guayana**. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis.
- SWAINE, M. D. & T. C. WHITMORE, 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio** 75(1-2): 81-86.
- THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP (APG), 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society** 161(2): 105-121.
- THE PLANT LIST, 2010. Version 1. Disponível em: <<http://www.theplantlist.org/>>. Acesso em: novembro 2012.

TONIATO, M. T. Z. & A. T. OLIVEIRA-FILHO, 2004. 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** 198: 319-339.

TURNER, I. M., 1996. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. **Journal of Applied Ecology** 33(2): 200-209.

TURNER, I. M. & R. T. CORLETT, 1996. The conservation value of small, isolated fragments of lowland tropical rain forest. **Trends in Ecology & Evolution** 11(8): 330-333.

VAN ROOSMALEN, M. G. M., 1985. **Fruits of the Guianan flora:** 1-483. Utrecht University/Wageningen Agricultural University, Utrecht/Wageningen.

WALTER, B. M. T., 2006. **Fitofisionomias do bioma Cerrado:** síntese terminológica e relações florísticas: Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília. Disponível em: <http://repositorio.bce.unb.br/bitstream/10482/3086/1/2006_BrunoMachadoTelesWalter.pdf>. Acesso em: setembro 2010.

ZAR, J. H., 1999. **Biostatistical analysis:** 4th ed.: 1-663. Prentice-Hall International, London.

