



GABRIELA APARECIDA DE OLIVEIRA COELHO

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE
TRANSIÇÕES FLORESTA DE GALERIA-
CAMPO LIMPO E AS RELAÇÕES
FLORÍSTICAS E ESTRUTURAIS ENTRE
BORDA E INTERIOR**

LAVRAS – MG

2015

GABRIELA APARECIDA DE OLIVEIRA COELHO

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE TRANSIÇÕES FLORESTA DE
GALERIA-CAMPO LIMPO E AS RELAÇÕES FLORÍSTICAS E
ESTRUTURAIS ENTRE BORDA E INTERIOR**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Eduardo van den Berg

LAVRAS – MG

2015

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca
Universitária da UFLA, com dados informados pelo (a) próprio(a) autor(a).**

Coelho, Gabriela Aparecida de Oliveira.

Dinâmica espaço-temporal de transições floresta de galeria-campo limpo e as relações florísticas e estruturais entre borda e interior / Gabriela Aparecida de Oliveira Coelho. – Lavras : UFLA, 2015.

125 p. : il.

Tese(doutorado)–Universidade Federal de Lavras, 2015.

Orientador(a): Eduardo van den Berg.

Bibliografia.

1. Efeito borda. 2. Bordas naturais. 3. Fragmentação florestal. 4. Ecótonos. 5. Dinâmica florestal. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

GABRIELA APARECIDA DE OLIVEIRA COELHO

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE TRANSIÇÕES FLORESTA DE
GALERIA-CAMPO LIMPO E AS RELAÇÕES FLORÍSTICAS E
ESTRUTURAIS ENTRE BORDA E INTERIOR**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ecologia Florestal, para obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 05 de agosto de 2015.

Dra. Grazielle Sales Teodoro	UFLA
Dr. Rubens Manoel dos Santos	UFLA
Dra. Vilany Matilla Colares Carneiro	INPA
Dr. Vinícius de Lima Dantas	UNICAMP

Dr. Eduardo van den Berg

Orientador

LAVRAS – MG

2015

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, minha força e amparo em todos os momentos;

À Universidade Federal de Lavras e ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal pela oportunidade de realização do doutorado;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos;

À minha amada filha Ana Clara, luz da minha vida, que com seu sorriso lindo e alegria de viver faz meus dias mais felizes e me dá forças para sempre seguir em frente;

Ao meu esposo Gilberto, por todo o amor, carinho, paciência, apoio e pela valiosa ajuda com os trabalhos de campo;

À minha família, pelo amor, carinho e incentivo. Especialmente à minha mãe, que cuidou da minha filha Ana com tanto amor e dedicação para que eu pudesse realizar minhas atividades do doutorado;

A todos os meus amigos e amigas, pela amizade e incentivo.

Ao meu orientador, Prof. Eduardo van den Berg, pela orientação, amizade e confiança;

À Dra. Grazielle Sales Teodoro, Dra. Vilany Matilla Colares Carneiro, Dr. Rubens Manoel dos Santos e Dr. Vinícius de Lima Dantas pela participação na banca examinadora e pelas valiosas contribuições;

A todos que me ajudaram nos trabalhos de campo. A ajuda de vocês foi essencial para a realização desse trabalho!

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia Vegetal pela amizade e excelente convívio.

MUITO OBRIGADA!

RESUMO GERAL

O objetivo com este estudo foi identificar padrões espaciais e temporais na dinâmica de arbustos e árvores em bordas naturais de florestas de galeria e as relações florístico-estruturais entre a borda e o interior dessas florestas. No estudo da dinâmica, foram avaliadas anualmente (2009-2013) nove comunidades de borda, em parcelas de 15×20 m, sendo 3 parcelas em cada local de estudo. Todos os indivíduos vivos com DAP \geq 1 cm foram identificados, mapeados, medidos (DAP) e sua altura total estimada. Nos inventários anuais, os sobreviventes foram remeidos, os mortos computados e os recrutas incluídos na amostragem. No geral, o recrutamento superou a mortalidade, refletindo uma expansão das florestas para o campo limpo, assim como um adensamento da vegetação nas bordas, exceto onde ocorreu fogo. As taxas de dinâmica variaram pouco entre os locais de estudo, mas houve grande variação entre os intervalos, o que foi fortemente influenciado pelo clima, que combinado com eventos de fogo, parece governar a dinâmica dessas transições. Para avaliar as relações entre a composição de espécies e estrutura da vegetação das bordas com relação ao interior, foram avaliadas oito florestas de galeria, onde foram alocadas três parcelas de 10×20 m, 30 metros a partir da borda, no sentido do interior, em cada local de estudo. Os critérios de inclusão e de amostragem foram os mesmos utilizados para a bordas. A riqueza de espécies diferiu entre os ambientes para a amostra total, mas dentro de cada comunidade isso foi confirmado somente em dois locais de estudo. Os valores de Shannon (H') não diferiram entre a borda e o interior, nem para amostra total nem dentro de cada floresta. A densidade de indivíduos não diferiu entre a borda e o interior e embora a área basal tenha se mostrado diferente na amostra total, somente em dois locais de estudo houve diferenças significativas. Avaliando as florestas separadamente, as bordas se mostraram mais heterogêneas que o interior, pois foram encontradas diferenças significativas tanto na densidade quanto na área basal da borda, enquanto no interior somente a densidade diferiu. Borda e interior diferiram quanto à frequência de indivíduos nas classes de tamanho, sendo que a borda possui mais indivíduos pequenos que o interior, onde a frequência nas demais classes de tamanho é maior. As parcelas tenderam a se agrupar por ambiente, indicando baixa similaridade florística entre a borda e o interior. Nas bordas, as variáveis edáficas foram mais importantes e no interior as variáveis topográficas explicaram mais a variação florística.

Palavras-chave: Efeito borda. Bordas naturais. Fragmentação florestal. Ecótonos. Dinâmica florestal.

GENERAL ABSTRACT

The goal with this research was to identify spatial and temporal patterns in the dynamics of shrubs and trees in natural edges of gallery forests as well as floristic-structural relationships between the edge and interior communities of these forests. In the dynamics research were evaluated annually (2009-2013) nine edge communities in 15×20 m plots, 3 plots in each study area. All individuals with $DBH \geq 1$ cm were identified, mapped, measured (DBH) and their total height estimated. In annual inventories, the survivors were re-measured, the dead were computed and the recruits included in the sampling. Most sites (except the ones where fire occurred) had higher recruitment than mortality, resulting in density increase inside the edge and reflecting an expansion of forests on surrounding grassland. The rates of dynamics had little variation among the study sites and large variation among the intervals, showing strong influence of the climate that, combined with fire events, seems to control the dynamics of these transitions. For the evaluation of the relationship between species composition and community structure comparing forest edges and interior, were allocated in 2013 three plots of 10 × 20 m, 30 meters away from the edge, towards the interior, in eight of the sites previously sampled for the study of edge dynamics. The inclusion criteria and sampling were the same as those used for the edge. The species richness differed between edge and interior environments for the total sample, but within each community were found differences only for two sites. The values of Shannon (H') did not differ between the edge and the interior, neither for the total sample nor within each forest. There were no differences in the density of individuals between the edge and the interior and, although the basal area has been shown to be different in the total sample, were found only for two study sites significant differences for basal area. Evaluating forests separately, the edges were more heterogeneous than the interior because were found significant differences for both density and the basal area for the edge, while in the interior only the density differed. Edge and interior area differed in the frequency of the individuals at size classes, wherein the edge had more small individuals than interior, where the frequency in the remaining size classes was larger. The plots tended to cluster by environment, indicating a low floristic similarity between edges and interior. Edaphic variables were more important in the edges and in the interior, topographical variables explained more floristic variation.

Keywords: Edge effect. Natural edges. Forest fragmentation. Ecotones. Forest dynamics.

LISTAS DE ILUSTRAÇÕES

ARTIGO 1

- Figura 1 Localização geográfica das áreas de estudo. (A) Estado de Minas Gerais; (B) macrorregiões de Minas Gerais; (C) região Sul de Minas com a localização das áreas amostradas..... 43
- Figura 2 Ilustração de como as parcelas foram estruturadas para a amostragem da vegetação das transições entre florestas de galeria e campo limpo na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais..... 46
- Gráfico 1 Taxas de dinâmica das transições entre florestas de galeria e campo limpo amostradas na região do Alto Rio Grande calculadas para cada intervalo de monitoramento. Intervalo 1=2009-2010; Intervalo 2=2010-2011; Intervalo 3=2011-2012 e Intervalo 4=2012-2013..... 58

ARTIGO 2

- Figura 1 Localização geográfica das áreas de estudo. (A) Estado de Minas Gerais; (B) macrorregiões de Minas Gerais; (C) região Sul de Minas com a localização das áreas amostradas..... 76
- Gráfico 1 Análise da riqueza de espécies encontrada na borda e no interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, com seus respectivos intervalos de confiança (95%). Os resultados se referem ao intervalo gerado para 5075 indivíduos em cada ambiente (extrapolado para o interior)..... 84
- Gráfico 2 Análise da riqueza de espécies encontrada em cada floresta de galeria estudada na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, com seus respectivos desvio padrão. Locais onde os intervalos se sobrepõem são considerados estatisticamente iguais em termos de riqueza de espécies. Os resultados se referem ao intervalo gerado para 600 indivíduos em cada ambiente, para cada área de estudo (por truncagem ou extrapolação, quando necessário). Os códigos das áreas estão na Tabela 1..... 85
- Gráfico 3 Diagrama de ordenação das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, separadas por ambiente baseado na técnica de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para os dados de presença e ausência de espécies..... 86

Gráfico 4	Distribuição de altura (A) e DAP (B) dos indivíduos amostrados nas florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.....	89
Gráfico 5	Distribuição em grupos ecológicos dos arbustos e árvores (espécies com mais de 50 indivíduos na amostragem total) amostrados nas florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. P = pioneiras, CL = clímax exigentes de luz e CS = clímax tolerantes à sombra.....	91

LISTAS DE TABELAS

ARTIGO 1

Tabela 1	Características das transições entre florestas de galeria e campo limpo estudadas na Região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.....	45
Tabela 2	Resultados das contagens de Poisson para o número inicial (2009) e final (2013) de indivíduos amostrados nas transições entre florestas de galeria e campo limpo estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, separados por ambiente.....	52
Tabela 3	Resultados dos testes de contagem de Poisson para o número inicial e final de indivíduos amostrados nas transições entre florestas de galeria e campo limpo na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, para cada intervalo de monitoramento. Os valores de p indicam a significância das diferenças entre o número de indivíduos em cada classe de tamanho dentro de cada intervalo de monitoramento.....	53
Tabela 4	Contagens de Poisson para o número inicial (2009) e final (2013) de indivíduos em cada classe diamétrica, amostrados nas transições floresta de galeria-campo limpo estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Os locais onde ocorreu fogo estão destacados pelo símbolo *.....	55
Tabela 5	Taxas de dinâmica obtidas para cada uma das nove áreas de transição entre florestas de galeria e campo limpo estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, durante o período total de monitoramento (2009 a 2013). R=recrutamento, M=mortalidade, P=perda em área basal, G=ganho em área basal, Ch _N =mudança líquida em número de indivíduos, R _N =rotatividade em número de indivíduos, Ch _{AB} =mudança líquida em área basal e R _{AB} =rotatividade em área basal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Friedman (5%). Os locais onde ocorreu fogo estão destacados pelo símbolo *.....	57

Tabela 6	Taxas de dinâmica obtidas em cada intervalo de monitoramento para o total das nove áreas de transição entre florestas de galeria e campo limpo estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. R=recrutamento, M=mortalidade, P=perda em área basal, G=ganho em área basal, Ch_N = mudança líquida em número de indivíduos, R_N =rotatividade em número de indivíduos, Ch_{AB} =mudança líquida em área basal e R_{AB} =rotatividade em área basal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Friedman (5%).....	57
Tabela 7	Resultados dos modelos de regressão linear ajustados para as taxas de dinâmica das nove áreas de transição floresta-campo amostradas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Os valores de explicação de cada variável são relativos à soma de 100% de explicação do modelo.....	59
ARTIGO 2		
Tabela 1	Características das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.....	79
Tabela 2	Densidade média de indivíduos e comparações estatísticas (teste t) entre a borda e o interior de cada floresta de galeria estudada na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Valores de $p < 0.05$ são apresentados em negrito.....	87
Tabela 3	Área basal média e comparações estatísticas (teste t) entre a borda e o interior de cada floresta de galeria estudada na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Valores de $p < 0.05$ são apresentados em negrito.....	87
Tabela 4	Comparações das médias de densidade e área basal entre a borda e o interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância.....	88
Tabela 5	Variáveis ambientais selecionadas pelo procedimento de seleção progressiva ($p < 0.05$) para compor os modelos estatísticos que explicam a variação florística nos ambientes de borda e de interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.....	92

Tabela 6	Resultados para os testes de comparação entre as variáveis edáficas e topográficas dos ambientes de borda e interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Os valores p destacados em negrito foram significativos pelo teste de Wilcoxon. A descrição das siglas adotadas para cada variável se encontra na descrição da metodologia utilizada nas análises de solos.....	93
Tabela S1	Espécies de arbustos e árvores amostradas nas florestas de galeria amostradas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. As espécies estão organizadas por família, seguidas pelo número de indivíduos encontrados em cada ambiente.....	111
Tabela S2	Relação das espécies com número de indivíduos ≥ 50 amostradas nas bordas das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, dispostas em ordem decrescente do número de indivíduos (N), seguido pela classificação ecológica. P = pioneira, CL = clímax exigentes de luz e CS = clímax tolerantes à sombra.....	124
Tabela S3	Relação das espécies com mais de 50 indivíduos amostradas nas parcelas de interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, dispostas em ordem decrescente do número de indivíduos (N), seguido pela classificação ecológica. P = pioneira, CL = clímax exigentes de luz e CS = clímax tolerantes à sombra.....	125

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE		
1	INTRODUÇÃO GERAL.....	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	18
2.1	Ecótonos entre florestas e savanas.....	18
2.2	Fatores condicionantes das transições savana-floresta.....	20
2.3	Efeitos do fogo na dinâmica das transições savana-floresta.....	21
2.4	Padrões de diversidade e estrutura de transições savana-floresta.....	24
	REFERÊNCIAS.....	27
	SEGUNDA PARTE - ARTIGOS.....	38
	ARTIGO 1 DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE TRANSIÇÕES FLORESTA DE GALERIA- CAMPO LIMPO NO CERRADO BRASILEIRO EM UM PERÍODO DE CINCO ANOS (2009- 2013)	36
1	INTRODUÇÃO.....	39
2	MÉTODOS.....	43
2.1	Locais de estudo.....	43
2.2	Avaliação da vegetação.....	44
2.3	Análise dos dados.....	47
3	RESULTADOS.....	51
4	DISCUSSÃO.....	60
5	CONCLUSÃO.....	65
	REFERÊNCIAS.....	66
	ARTIGO 2 PARCIONAMENTO DA VARIAÇÃO FLORÍSTICO-ESTRUTURAL ENTRE BORDAS INTERIOR DE FLORESTAS DE GALERIA NO CERRADO BRASILEIRO	73
1	INTRODUÇÃO.....	73
2	MÉTODOS.....	76
2.1	Locais de estudo.....	76
2.2	Amostragem da vegetação e dados ambientais.....	77
2.3	Análise dos dados.....	79
3	RESULTADOS.....	83
4	DISCUSSÃO.....	94
5	CONCLUSÃO.....	101
	REFERÊNCIAS.....	102
	MATERIAL SUPLEMENTAR.....	111

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO GERAL

As regiões tropicais são as áreas de maior diversidade biológica do mundo (BROOKS et al., 2002; MYERS et al., 2000). No entanto, a despeito da importância dos biomas tropicais, as taxas globais de desmatamento permanecem alarmantes (FAO, 2013). A fragmentação florestal tem acarretado em uma enorme perda de habitats, o que representa uma das principais causas de perda de biodiversidade (BROOKS et al., 2002; PITHER; KELLMAN, 2002). Além da perda de espécies, decorrente da retirada da vegetação, as espécies florestais também ficam expostas aos efeitos de borda, que surgem pelo contato do interior florestal com a matriz circundante, o que faz com esse ambiente funcione como um ecótono (HARPER et al., 2005; KARK; VAN RENSBURG, 2006). O fato é que tais sistemas ainda são bastante recentes e embora já existam diversos estudos sobre bordas de origem antrópica (p. ex. HARPER et al., 2005; LAURANCE et al., 1998; LAURANCE et al., 2002; LAURANCE et al., 2001; LOVEJOY et al., 1986; MALCOLM, 1994; MURCIA, 1995; RIES et al., 2004; TABANEZ; VIANA; DIAS, 1997), estas têm sido avaliadas em prazos relativamente curtos e, portanto, pouco se sabe sobre o futuro de bordas artificiais.

Por outro lado, bordas florestais naturais podem ser encontradas em paisagens onde florestas e formações savânicas abertas (incluindo campos) ocorrem simultaneamente. Nestas paisagens, bastante comuns nas regiões tropicais úmidas, savanas e florestas cobrem vastas áreas, com graus variados de cobertura arbórea, compondo mosaicos (BOND; PARR, 2010; FAVIER et al., 2004; GEIGER et al., 2011). Apesar de não haver um consenso da importância relativa dos fatores que determinam as variações na cobertura vegetal, clima, solos, hidrologia e regimes de distúrbios, tais como fogo e herbivoria têm sido apontados como os mais importantes (HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN

et al., 2012a; HOFFMANN; ORTHEN; FRANCO, 2004; HOFFMANN; ORTHEN; NASCIMENTO, 2003; MURPHY; BOWMAN, 2012). Dentre estes fatores, o fogo tem papel de destaque, por ser o mais difundido e universal determinante da vegetação nas savanas ao redor do mundo (BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2005; GEIGER et al., 2011; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a).

Enquanto os limites naturais entre florestas e vegetação aberta das savanas têm como determinantes os fatores citados acima, a localização das bordas florestais antrópicas é totalmente arbitrária, dependendo da decisão dos proprietários das terras, influenciada por fatores econômicos, sociais e legais. No entanto, apesar das diferenças entre os ecótonos naturais e artificiais quanto aos fatores determinantes dos limites entre o ambiente florestal e a vegetação aberta, é provável que o entendimento de como bordas florestais naturais funcionam e estão estruturadas sirva como um retrato, mesmo que imperfeito (HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN; SOLBRIG, 2003; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998) do que se pode esperar para o futuro de bordas antrópicas após prolongada fragmentação.

No Domínio Cerrado, as florestas de galeria são formações florestais que acompanham os riachos de pequeno porte, formando corredores fechados (galerias) sobre o curso d'água e que fazem limites com formações naturais de campos ou savanas (RIBEIRO; WALTER, 2008). As bordas das florestas de galeria, que são um dos poucos exemplos de floresta tropical naturalmente fragmentada (KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998) representam um importante modelo para o estudo das consequências dos efeitos de borda sobre a vegetação em longo prazo. Além disso, o fato da vegetação das bordas das florestas de galeria ser naturalmente mais expostas às variações ambientais e perturbações externas, faz com que a compreensão da dinâmica da vegetação nestes ambientes seja uma interessante abordagem para o entendimento das

respostas das florestas tropicais frente às atuais mudanças climáticas (HOFFMANN et al., 2009; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998). Em adição, o aumento da frequência de incêndios nas savanas, devido às atividades antrópicas, está provavelmente alterando a estrutura e dinâmica da vegetação das bordas das florestas de galeria (HOFFMANN, 1999; HOFFMANN; JACKSON, 2000; HOFFMANN; SOLBRIG, 2003). Assim, elucidar os fatores que atuam moldando a dinâmica da vegetação nas transições entre florestas de galeria e formações abertas das savanas é vital para subsidiar ações de manejo e conservação de ecossistemas tropicais.

A região do Alto Rio Grande, sul do Estado de Minas Gerais, constitui um enclave do Domínio Cerrado dentro da área de distribuição das florestas estacionais semidecíduais do Sudeste brasileiro (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2004). Nesta região, existe uma extensa área dominada principalmente por campos limpos e, em menor extensão, cerrados sentido estrito. Estas áreas de savana são permeadas por florestas de galeria, na sua maioria não inundáveis, com limites naturais com formações abertas do Cerrado, especialmente campos limpos. Neste contexto, foi iniciado no ano de 2009, o projeto intitulado “Estrutura e dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de bordas naturais em matas de galeria no Alto Rio Grande, MG”. O objetivo inicial foi conhecer a composição florística, estrutura e dinâmica da vegetação nas transições entre florestas de galeria e campo limpo, o que compreendeu uma extensa amostragem da vegetação das bordas, que vêm sendo monitoradas anualmente desde então. Posteriormente, no ano de 2013, foram alocadas parcelas no interior das florestas de galeria, no intuito de conhecer os padrões florísticos e estruturais e fazer comparações com a vegetação das bordas.

Parte dos resultados deste projeto são apresentados na presente tese de doutorado na forma de dois artigos. No Artigo 1 objetivou-se investigar a

dinâmica dos limites entre as florestas de galeria e o campo limpo e como a vegetação arbustivo-arbórea responde ao fogo, à variação ambiental (clima, solos e topografia) e estrutural (densidade e área basal), o que pode estar influenciando os limites entre a floresta e o campo limpo. No Artigo 2 objetivou-se investigar as respostas da vegetação das florestas de galeria aos efeitos de borda e as possíveis mudanças florísticas e estruturais que ocorrem no sentido da borda para o interior dessas florestas, assim como as relações entre a vegetação e variáveis edáficas, topográficas e espaciais.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Ecótonos entre florestas e savanas

Limites ou fronteiras ecológicas são importantes componentes funcionais e estruturais de áreas espacialmente heterogêneas (CADENASSO et al., 2003a; HARPER; MACDONALD, 2001) e correspondem às zonas de transição, contato ou separação entre os diferentes elementos de uma paisagem em mosaico (CADENASSO et al., 2003a). O primeiro termo utilizado para definir limites em ecologia foi introduzido por Clements no ano de 1905 (citado por KARK; VAN RENSBURG, 2006; YARROW; MARÍN, 2007), para descrever a delimitação entre comunidades vegetais distintas, o que ele denominou ecótone. Desde então, vários outros termos têm sido empregados para descrever limites ecológicos, tais como bordas, zonas de transição e fronteiras ecológicas (ERDÓS et al., 2011).

Ecótonos são elementos complexos e dinâmicos da paisagem (LAMB; MALLIK, 2003) e podem ser encontrados em diversos sistemas ecológicos e escalas espaciais (CADENASSO et al., 2003b; CADENASSO et al., 2003a; HUFKENS; SCHEUNDERS; CEULEMANS, 2009; KARK; VAN RENSBURG, 2006), que podem variar de poucos centímetros até vários quilômetros (HUFKENS; SCHEUNDERS; CEULEMANS, 2009). Eles desempenham um papel determinante no controle e modificação do fluxo de organismos, materiais e energia entre manchas de habitat vizinhas (CADENASSO et al., 2003a; CADENASSO et al., 2003b; ERDÓS et al., 2013; MURCIA, 1995; RISSER, 1995; YARROW; MARÍN, 2007), afetando a dinâmica dentro das manchas (KARK; VAN RENSBURG, 2006; YARROW; MARÍN, 2007). Devido à grande importância das respostas das espécies aos habitats ecotonais, sobretudo mediante as atuais alterações ambientais e

climáticas, que são mais evidentes nestes ambientes, o interesse no estudo de ecótonos é crescente (FINCH; ALEXANDER, 2011; KARK; VAN RENSBURG, 2006).

Savanas e florestas são tipos vegetacionais dominantes nas regiões tropicais úmidas, abrangendo vastas extensões, com diferentes graus de cobertura arbórea, formando mosaicos na paisagem (BOND; PARR, 2010; FAVIER et al., 2004; GEIGER et al., 2011). Os ecótonos que ocorrem entre as formações florestais e fisionomias abertas das savanas têm despertado grandemente o interesse dos ecólogos, especialmente as transições entre florestas e campos, que ocorrem de forma abrupta, com a savana cedendo lugar à floresta na distância de poucos metros (BOND; PARR, 2010; HOFFMANN; ORTHEN; NASCIMENTO, 2003). Vários estudos têm avaliado estas transições em diversas partes do mundo, tais como América do Sul (BIDDULPH; KELLMAN, 1998; GEIGER et al., 2011; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a; KELLMAN; TACKABERRY, 1993; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998), América Central (KELLMAN; MEAVE, 1997; MACDOUGALL; KELLMAN, 1992), África (BOND; PARR, 2010; HENNENBERG et al., 2005) e Austrália (BOWMAN, 1993; BOWMAN; FENSHAM, 1991; BOWMAN; WALSH; MILNE, 2001; WILLIAMS et al., 1999). De um modo geral, com estas pesquisas busca-se caracterizar a diversidade e estrutura da vegetação nesses ecótonos, quais são as características das espécies presentes nestes ambientes, como funciona a dinâmica da vegetação nesses limites e quais os fatores bióticos e abióticos que condicionam essas características.

2.2 Fatores condicionantes das transições savana-floresta

Os padrões globais de distribuição da vegetação são amplamente correlacionados com o clima (WHITTAKER, 1975). No entanto, apesar dessa previsibilidade da distribuição da vegetação em função do clima em escala global, podem ocorrer variações regionais e locais na cobertura vegetal sob condições climáticas semelhantes. Um exemplo claro são as savanas tropicais úmidas, onde ocorrem variações na distribuição das manchas de vegetação e na cobertura arbórea dentro dessas manchas sob condições climáticas similares (BOND, 2008; DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; HIROTA et al., 2011; MURPHY; BOWMAN, 2012; RATNAM et al., 2011; STAVER; ARCHIBALD; LEVIN, 2011). Em áreas onde o clima é suficientemente úmido para suportar florestas, por exemplo, são observadas extensas áreas cobertas por campos e savanas (BOND, 2008; BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2005), indicando que o clima sozinho não é suficiente para explicar as diferenças na cobertura arbórea. Assim, além do clima, outros fatores têm sido apontados como determinantes das variações na cobertura vegetal, tais como propriedades dos solos, hidrologia e regimes de distúrbios tais como fogo e herbivoria (HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a; HOFFMANN; ORTHEN; FRANCO, 2004; HOFFMANN; ORTHEN; NASCIMENTO, 2003; MURPHY; BOWMAN, 2012). Infelizmente, não há um consenso sobre a importância relativa de cada um desses fatores, no entanto, dentre eles, o fogo se destaca, por ser o mais difundido e universal determinante da vegetação nas savanas ao redor do mundo (BOND et al., 2005; GEIGER et al., 2011; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a). Nas savanas neotropicais, onde existem poucos mamíferos pastadores, o papel do fogo é sem

dúvida ainda mais importante, uma vez que este é o único fator que, em grande parte, está sob controle do homem e é mais provável de ser responsável por mudanças temporais na densidade de plantas lenhosas dentro do prazo de observação humana (HOFFMANN; SOLBRIG, 2003).

A vegetação das savanas é muito mais inflamável do que a florestal, onde o denso dossel exclui as gramíneas e mantém o sub-dossel mais úmido (HENNENBERG et al., 2006; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a; HOFFMANN et al., 2012b). Assim, o fogo que vem da savana geralmente se extingue nas bordas das florestas (BIDDULPH; KELLMAN, 1998; HENNENBERG et al., 2006; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012b; KELLMAN; MEAVE, 1997), e tem sido apontado como um importante elemento na determinação dos limites, geralmente abruptos, entre florestas e savanas em diversas partes do mundo (BIDDULPH; KELLMAN, 1998; BOND, 2008; HOFFMANN et al., 2012a; HOFFMANN et al., 2003).

2.3 Efeitos do fogo na dinâmica das transições savana-floresta

O fogo é um dos principais distúrbios ambientais existentes (BOND; KEELEY, 2005). Apesar de sua reconhecida importância, há um consenso de que o fogo não atua sozinho, mas sim por meio de complexas interações que envolvem o clima, a disponibilidade de recursos e as características das espécies (BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2005; HOFFMANN; SOLBRIG, 2003; MURPHY; BOWMAN, 2012; STAVER; ARCHIBALD; LEVIN, 2011). Deste modo, o fogo controla a dinâmica dos ecótonos savana-floresta, muitas vezes mantendo um balanço entre expansão e retração das florestas (HOFFMANN et al., 2012a).

As evidências mais fortes do papel primordial do fogo na dinâmica da vegetação das savanas vêm de áreas onde os incêndios foram suprimidos

(MURPHY; BOWMAN, 2012). Sob a exclusão do fogo, o que geralmente se observa é uma expansão da floresta para dentro da savana, o que se dá tanto pelo recrutamento de novos indivíduos quanto pelo crescimento dos indivíduos já existentes. O fogo interrompe esse processo, ao consumir a biomassa aérea dos indivíduos, reduzindo o tamanho dos mesmos e, em menor proporção, ocasionando a morte da planta inteira. Assim, mesmo se a mortalidade de espécies florestais for baixa, o fogo pode governar a dinâmica da vegetação, ao criar um gargalo demográfico para o recrutamento dos indivíduos para as classes de tamanho maiores. Incêndios muito frequentes podem gerar ciclos consecutivos de morte total da parte aérea (*topkill*) seguida de rebrotamento basal de indivíduos jovens. Isso os mantém em um estado suprimido com relação ao crescimento e impede que atinjam classes de tamanho reprodutivas, fenômeno que tem sido chamado de “armadilha do fogo” (DANTAS; PAUSAS, 2013; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a; MURPHY; BOWMAN, 2012).

A ideia mais atual que tem sido proposta para explicar a dinâmica dos limites entre florestas e savanas sugere a existência de dois limiares ecológicos críticos, um no nível de indivíduo e outro no nível de ecossistema. Esta abordagem sugere que florestas e savanas são dois estados alternativos, com estrutura, composição e função completamente distintos, mantidos por mecanismos de retroalimentação entre a vegetação e o fogo, que mantém a estabilidade do sistema (BOND, 2008; DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a; MURPHY; BOWMAN, 2012). O primeiro seria o “*limiar de resistência ao fogo*”, que é alcançado, por exemplo, quando um indivíduo acumula uma casca suficientemente espessa para se tornar resistente ao fogo e conseguir superar a fase juvenil, quando as árvores e arbustos são mais suscetíveis ao fogo. O segundo seria o “*limiar de supressão do fogo*”, que é alcançado quando uma

comunidade tem um dossel suficientemente fechado para suprimir o fogo, tanto pela exclusão de gramíneas (que atuam como combustível) quanto pela alteração das condições microclimáticas, mantendo o sub-dossel mais úmido e dificultando a penetração do fogo na floresta (DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; HOFFMANN et al., 2012a; MURPHY; BOWMAN, 2012; SILVA et al., 2013).

O recrutamento de juvenis em classes de tamanho adultas só é possível se o intervalo de tempo entre os incêndios for suficiente para que estes atinjam um tamanho crítico (de altura ou espessura da casca), no qual não são mais suscetíveis à morte da parte aérea. Uma vez que um indivíduo atinge esse limiar, é menos provável que sua biomassa aérea seja consumida pelos incêndios subsequentes, conseguindo então crescer e contribuir efetivamente com a cobertura lenhosa (DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a; MURPHY; BOWMAN, 2012). Superar esses limiares depende do intervalo de tempo entre os incêndios, que geralmente são curtos nas savanas úmidas. Deste modo, o dossel das florestas se mantém em um estado aberto, o que permite que as gramíneas, que são intolerantes à sombra mas altamente inflamáveis, persistam (DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; HOFFMANN et al., 2012a). Além disso, atingir esses limiares depende também da disponibilidade de recursos que propiciem o crescimento rápido dos indivíduos durante o intervalo entre os incêndios e das características funcionais das espécies presentes nesses ambientes, tais como investimento em espessura da casca, densidade das folhas e taxas de crescimento (HOFFMANN et al., 2012a; MURPHY; BOWMAN, 2012).

2.4 Padrões de diversidade e estrutura de transições savana-floresta

Um dos assuntos centrais e mais controversos relacionado ao estudo de ecótonos é a biodiversidade encontrada nos mesmos (ERDÓS et al., 2011; ERDÓS et al., 2013). Considerando os limites entre florestas de galeria e formações não florestais das savanas, que ocorrem próximos a cursos d'água, podem ocorrer variações nas características do solo e umidade entre o ambiente de borda e o interior, condicionadas pelo gradiente topográfico (KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998). Além disso, as bordas são mais sujeitas a variações microclimáticas e perturbações externas do que os habitats de interior (KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998; MURCIA, 1995). Deste modo, o gradiente topográfico entre as bordas e o interior representa um complexo gradiente ambiental e de perturbações, o que provavelmente afeta a distribuição e dinâmica da vegetação (KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998).

Assumindo que os limites entre manchas de habitat geralmente são ecologicamente distintos das suas áreas centrais, a compreensão de como a distribuição das espécies muda próximos às bordas é a chave para o entendimento da influência da paisagem na qualidade do habitat e, sobretudo, dos impactos da fragmentação (RIES et al., 2004). Apesar dessa importância, não há um consenso sobre os padrões de diversidade encontrados nestes limites (ERDÓS et al., 2013; LLOYD et al., 2000), pois os resultados de estudos de campo são frequentemente contraditórios (HARPER et al., 2005; KARK; VAN RENSBURG, 2006; MURCIA, 1995), não permitindo generalizações. Geralmente, os ecótonos são altamente diversos, sobretudo os que cobrem extensas áreas e são antigos e estáveis (RISSER, 1995). No entanto, a relação entre a diversidade nos ecótonos e a de seus habitats circundantes apresenta padrões variados, não havendo, portanto, um consenso a esse respeito. A hipótese mais amplamente difundida é a de que os ecótonos possuem maior

diversidade que os habitats que os flanqueiam (LLOYD et al., 2000; RIES et al., 2004; RISSER, 1995). Isso seria devido, principalmente, à ocorrência de espécies de ambos os habitats circundantes, além de espécies especialistas ecotonais, que não ocorrem nos demais habitats (LLOYD et al., 2000). Outra hipótese alega que a diversidade nas bordas depende de certas características da mesma, sendo as bordas abruptas menos diversas (devido às flutuações nas condições ambientais serem mais acentuadas) e as bordas graduais e estáveis mais diversas que os habitats adjacentes (ERDŐS et al., 2013; VAN DER MAAREL, 1990).

A ocorrência de espécies restritas às bordas ou que ocorrem mais frequentemente nas mesmas é outro tópico também bastante debatido nos estudos de ecótonos (ERDŐS et al., 2013). Teoricamente, o ambiente peculiar das bordas permitiria a ocorrência de espécies ecotonais especialistas, que não são encontradas nos habitats vizinhos. Isto ocorreria devido ao fato das condições ambientais nos ecótonos serem intermediárias com relação aos habitats circundantes. Isso favoreceria a ocorrência de algumas espécies, que poderiam também se beneficiar da possibilidade de utilizar recursos de ambos os ambientes vizinhos ao ecótono (LLOYD et al., 2000). No entanto, essa ideia amplamente aceita entre os ecólogos tem sido recentemente contestada, pois a maioria dos estudos não consegue comprovar a existência ou não de espécies ecotonais e os resultados são pouco conclusivos (KARK; VAN RENSBURG, 2006; LLOYD et al., 2000).

A extensão e magnitude dos efeitos de borda em fragmentos florestais são em grande parte determinadas pela estrutura da borda (DIDHAM; LAWTON, 1999). Após a fragmentação, inicia-se um processo de adensamento da vegetação (DIDHAM; LAWTON, 1999; MURCIA, 1995), devido principalmente à maior incidência de radiação solar (MURCIA, 1995). Esta densa vegetação que se forma nas bordas atua como tampão, atenuando a

penetração das mudanças microclimáticas inerentes aos efeitos de borda para dentro da floresta (DIDHAM; LAWTON, 1999). Alguns estudos têm mostrado, inclusive, que a densidade aumenta com a idade da borda (CAMARGO; KAPOS, 1995; WILLIAMS-LINERA, 1990). Esta maior densidade de indivíduos nas bordas tem sido observada em diversos estudos, tanto em bordas antrópicas (BROTHERS; SPINGARN, 1992; CAMARGO; KAPOS, 1995; PALIK; MURPHY, 1990; WILLIAMS-LINERA, 1990; YOUNG; MITCHELL, 1994) quanto naturais (VAN DEN BERG; OLIVEIRA-FILHO, 1999).

REFERÊNCIAS

BIDDULPH, J.; KELLMAN, M. Fuels and fire at savanna gallery forest boundaries in southeastern Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 14, n. 4, p. 445-461, July 1998.

BOND, W. J. What Limits Trees in C4 Grasslands and Savannas? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 39, n. 1, p. 641-659, 2008.

BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 7, p. 387-94, July 2005.

BOND, W. J.; PARR, C. L. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. **Biological Conservation**, Oxford, v. 143, n. 10, p. 2395-2404, Nov. 2010.

BOND, W. J.; WOODWARD, F. I.; MIDGLEY, G. F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, Oxford, v. 165, n. 2, p. 525-37, Feb. 2005.

BOWMAN, D. M. J. S. Establishment of two dry monsoon forest tree species on a fire-protected monsoon forest-savanna boundary, Cobourg Peninsula, northern Australia. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 18, n. 2, p. 235-237, June 1993.

BOWMAN, D. M. J. S.; FENSHAM, R. J. Response of a monsoon forest-savanna boundary to fire protection, Weipa, northern Australia. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 16, n. 1, p. 111-118, Mar. 1991.

BOWMAN, D. M. J. S.; WALSH, A.; MILNE, D. J. Forest expansion and grassland contraction within a Eucalyptus savanna matrix between 1941 and

1994 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 10, n. 5, p. 535-548, Sep. 2001.

BROOKS, T. M. et al. Habitat Loss and Extinction in the Hotspots of Biodiversity. **Conservation Biology**, Washington, v. 16, n. 4, p. 909-923, Aug. 2002.

BROTHERS, T. S.; SPINGARN, A. Forest Fragmentation and Alien Plant Invasion of Central Indiana Old-Growth Forests. **Conservation Biology**, Washington, v. 6, n. 1, p. 91-100, Mar. 1992.

CADENASSO, M. L. et al. An Interdisciplinary and Synthetic Approach to Ecological Boundaries. **BioScience**, Washington, v. 53, n. 8, p. 717, Aug. 2003a.

CADENASSO, M. L. et al. A Framework for a Theory of Ecological Boundaries. **BioScience**, Washington, v. 53, n. 8, p. 750, Aug. 2003b.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOS, V. Complex Edge Effects on Soil-Moisture and Microclimate in Central Amazonian Forest. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 11, p. 205-221, May 1995.

DANTAS, V. L.; BATALHA, M. A.; PAUSAS, J. G. Fire drives functional thresholds on the savanna–forest transition. **Ecology**, Copenhagen, v. 94, n. 11, p. 2454-2463, Nov. 2013.

DANTAS, V. L.; PAUSAS, J. G. The lanky and the corky: fire-escape strategies in savanna woody species. **Journal of Ecology**, New York, v. 101, n. 5, p. 1265-1272, Sep. 2013.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. **Biotropica**, Lawrence, v. 31, n. 1, p. 17-30, Mar. 1999.

ERDŐS, L. et al. Properties of shrubforest edges: a case study from South Hungary. **Central European Journal of Biology**, Warsaw, v. 6, n. 4, p. 639-658, Aug. 2011.

ERDŐS, L. et al. Species composition and diversity of natural forest edges: edge responses and local edge species. **Community Ecology**, Szeged, v. 14, p. 48-58, 2013-6-1, June 2013.

FAO, S. Y. **World Food and Agriculture**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2013. 289p.

FAVIER, C. et al. Modelling forest–savanna mosaic dynamics in man-influenced environments: effects of fire, climate and soil heterogeneity. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 171, n. 1-2, p. 85-102, Jan. 2004.

FINCH, D. D.; ALEXANDER, H. M. Variation in Plant Distributions, Plant Traits and Disease Levels across a Woodland/Grassland Ecotone. **The American Midland Naturalist**, Notre Dame, v. 166, n. 2, p. 309-324, Oct. 2011.

GEIGER, E. L. et al. Distinct roles of savanna and forest tree species in regeneration under fire suppression in a Brazilian savanna. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 22, n. 2, p. 312-321, Apr. 2011.

HARPER, K. A.; MACDONALD, S. E. Structure and Composition of Riparian Boreal Forest: New Methods for Analyzing Edge Influence. **Ecology**, Copenhagen, v. 82, n. 3, p. 649-659, Mar. 2001.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Washington, v. 19, p. 768-782, June 2005.

HENNENBERG, K. J. et al. Border and ecotone detection by vegetation composition along forest-savanna transects in Ivory Coast. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 16, n. 3, p. 301-310, June 2005.

HENNENBERG, K. J. et al. Phytomass and fire occurrence along forest-savanna transects in the Comoé National Park, Ivory Coast. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 22, n. 03, p. 303, Apr. 2006.

HIROTA, M. et al. Global resilience of tropical forest and savanna to critical transitions. **Science**, Washington, v. 334, n. 6053, p. 232-5, Oct. 2011.

HOFFMANN, W. A. Fire and Population Dynamics of Woody Plants in a Neotropical Savanna: Matrix Model Projections. **Ecology**, Copenhagen, v. 80, n. 4, p. 1354-1369, June 1999.

HOFFMANN, W. A. et al. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna-forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, Copenhagen, v. 90, n. 5, p. 1326-1337, May 2009.

HOFFMANN, W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 15, n. 7, p. 759-68, July 2012a.

HOFFMANN, W. A. et al. Fuels or microclimate? Understanding the drivers of fire feedbacks at savanna-forest boundaries. **Austral Ecology**, Hoboken, v. 37, n. 6, p. 634-643, Sep. 2012b.

HOFFMANN, W. A.; JACKSON, R. B. Vegetation-Climate Feedbacks in the Conversion of Tropical Savanna to Grassland. **Journal of Climate**, Boston, v. 13, n. 9, p. 1593-1602, May 2000.

HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B.; FRANCO, A. C. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia**, New York, v. 140, n. 2, p. 252-60, July 2004.

HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B.; NASCIMENTO, P. K. V. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. **Functional Ecology**, Oxford, v. 17, p. 720-726, Dec. 2003.

HOFFMANN, W. A.; SOLBRIG, O. T. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 180, n. 1-3, p. 273-286, July 2003.

HUFKENS, K.; SCHEUNDERS, P.; CEULEMANS, R. Ecotones in vegetation ecology: methodologies and definitions revisited. **Ecological Research**, Dordrecht, v. 24, n. 5, p. 977-986, Sept. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. 1 mapa. Escala 1: 5.000.000.

KARK, S.; VAN RENSBURG, B. J. Ecotones: marginal or central areas of transition? **Israel Journal of Ecology & Evolution**, Jerusalem, v. 52, n. 1, p. 29-53, 2006.

KELLMAN, M.; MEAVE, J. Fire in the tropical gallery forest of Belize. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 23-24, Jan. 1997.

KELLMAN, M.; TACKABERRY, R. Disturbance and Tree Species Coexistence in Tropical Riparian Forest Fragments. **Global Ecology and Biogeography Letters, Oxford**, v. 3, n. 1, p. 1, Jan. 1993.

KELLMAN, M.; TACKABERRY, R.; RIGG, L. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 35, n. 1, p. 195-206, Feb. 1998.

LAMB, E. G.; MALLIK, A. U. Plant species traits across a riparian-zone/forest ecotone. **Journal of Vegetation Science**, Grangarde, v. 14, n. 6, p. 853-858, Dec. 2003.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, Copenhagen, v. 79, p. 2032-2040, Sept. 1998.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. **Ecology**, Copenhagen, v. 82, p. 105-116, Jan. 2001.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, Washington, v. 16, p. 605-618, June 2002.

LLOYD, K. M. et al. Evidence on ecotone concepts from switch, environmental and anthropogenic ecotones. **Journal of Vegetation Science**, Grangarde, v. 11, n. 6, p. 903-910, Dec. 2000.

LOVEJOY, T. E. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, 1986. 584 p.

MACDOUGALL, A.; KELLMAN, M. The Understorey Light Regime and Patterns of Tree Seedlings in Tropical Riparian Forest Patches. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 19, n. 6, p. 667-675, Nov. 1992.

MALCOLM, J. R. Edge Effects in Central Amazonian Forest Fragments. **Ecology**, Copenhagen, v. 75, p. 2438, Dec. 1994.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 10, n. 2, p. 58-62, Feb. 1995.

MURPHY, B. P.; BOWMAN, D. M. What controls the distribution of tropical forest and savanna? **Ecology Letters**, Hoboken, v. 15, n. 7, p. 748-58, July 2012.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Oxford, v. 403, n. 6772, p. 853-858, Feb. 2000.

PALIK, B. J.; MURPHY, P. G. Disturbance versus edge effects in sugarmaple/beechn forest fragments. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 32, n. 2-4, p. 187-202, May 1990.

PITHER, R.; KELLMAN, M. Tree species diversity in small, tropical riparian forest fragments in Belize, Central America. **Biodiversity and Conservation**, Oxford, v. 11, n. 9, p. 1623-1636, Sep. 2002.

RATNAM, J. et al. When is a 'forest' a savanna, and why does it matter? **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 20, n. 5, p. 653-660, Sept. 2011.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Volume 1. Planaltina: EMBRAPA - CPAC. 2008. cap. 6, p. 151-212.

RIES, L. et al. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 491-522, Dec. 2004.

RISSER, P. G. The Status of the Science Examining Ecotones. **BioScience**, Washington, v. 45, n. 5, p. 318-325, May 1995.

SILVA, L. C. R. et al. Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 373, n. 1-2, p. 829-842, Dec. 2013.

STAVER, A. C.; ARCHIBALD, S.; LEVIN, S. A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, Washington, v. 334, n. 6053, p. 230-2, Oct. 2011.

TABANEZ, A. A. J.; VIANA, V. M.; DIAS, A. D. S. Consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a estrutura, diversidade e sustentabilidade de um fragmento de floresta de planalto de Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 57, n. 1, p. 47-60, 1997.

VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial partitioning among tree species within the area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora**, London, v. 194, n. 3, p. 249-266, July 1999.

VAN DER MAAREL, E. Ecotones and ecoclines are different. **Journal of Vegetation Science**, Grangarde, v. 1, n. 1, p. 135-138, Feb. 1990.

WHITTAKER, R. H. **Communities and Ecosystems**. London: Collier Macmillan, 1975.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 78, n. 2, p. 356-373, June 1990.

WILLIAMS, R. J. et al. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. **Austral Ecology**, Hoboken, v. 24, n. 1, p. 50-59, Aug. 1999.

YARROW, M. M.; MARÍN, V. H. Toward Conceptual Cohesiveness: a Historical Analysis of the Theory and Utility of Ecological Boundaries and Transition Zones. **Ecosystems**, New York, v. 10, n. 3, p. 462-476, Apr. 2007.

YOUNG, A.; MITCHELL, N. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation**, Oxford, v. 67, n. 1, p. 63-72, 1994.

SEGUNDA PARTE - ARTIGOS

ARTIGO 1

**DINÂMICA ESPAÇO-TEMPORAL DE TRANSIÇÕES FLORESTA DE
GALERIA-CAMPO LIMPO NO CERRADO BRASILEIRO EM UM
PERÍODO DE CINCO ANOS (2009-2013)**

RESUMO

Entender os fatores que governam os limites entre florestas e formações abertas das savanas, que representam os limites naturais de distribuição das florestas tropicais é vital para prever as respostas da vegetação tropical às atuais mudanças climáticas e nos regimes de distúrbios. Neste sentido, estudou-se como a dinâmica da vegetação arbustivo-arbórea de bordas de florestas de galeria responde à variação ambiental (clima, solo e topografia), estrutural (densidade e área basal) e ocorrência de fogo. Para isso, foram monitoradas nove áreas de transição entre florestas de galeria e campo limpo no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil, por um período de cinco anos. Em cada local de estudo, foram estabelecidas três parcelas de 15 × 20 m. A disposição das parcelas foi feita de modo que seu maior comprimento ficasse paralelo à borda da mata e, no sentido perpendicular à este, 10 m abrangendo a porção de floresta e 5 m abrangendo o campo limpo adjacente. Nas parcelas, foram amostrados todos os indivíduos com DAP (diâmetro à altura do peito, 1,30 m do solo) \geq 1 cm, que foram medidos, identificados e mapeados. Os inventários foram repetidos anualmente, no período entre 2009 e 2013, onde os indivíduos amostrados anteriormente foram remeidos, os mortos computados e os recrutas incluídos na amostragem, seguindo a mesma metodologia do primeiro inventário. Conforme esperado, na maior parte dos locais de estudo está havendo uma expansão das florestas para o campo limpo, assim como um adensamento da vegetação dentro das bordas, exceto nos locais onde ocorreu fogo. No entanto, mesmo com a diferença no histórico de fogo entre os locais de estudo, as taxas de dinâmica tiveram pequena variação entre os mesmos. Por outro lado, houve grande variação entre os intervalos de monitoramento, o que se mostrou fortemente ligado ao clima. Contrariando uma das hipóteses levantadas, o fogo teve um pequeno efeito sobre a dinâmica, mostrando somente uma fraca relação com as taxas de mortalidade e nenhuma relação com as demais taxas. Por fim, corroborando a hipótese sobre a resposta diferencial dos indivíduos de diferentes tamanhos à presença de fogo e variações ambientais e estruturais, os indivíduos pequenos (1-5 cm de DAP) foram os que apresentaram maior mortalidade durante o período avaliado. Tais resultados demonstram a sensibilidade das florestas de galeria às mudanças previstas para o clima, que provavelmente afetarão a posição desses ecótonos e o regime de fogo desses sistemas, o que tem fortes implicações para a conservação de florestas tropicais.

Palavras-chave: Bordas naturais. Fogo. Cerrado brasileiro. Variação climática.

ABSTRACT

Understanding the factors that govern the boundaries between forests and open formations like savannas, which represent the natural limits of distribution of tropical forests, is vital to predict the responses of tropical vegetation to the current climate change and in the disturbance regimes. It was studied how the dynamics of shrubs and trees vegetation of gallery forests edges responds to environmental change (climate, soil and topography), structural (density and basal area) and the occurrence of fire. For this, were monitored nine areas of transition between gallery forests and grassland in the southern state of Minas Gerais, Brazil, for a period of five years. In each study site, were established three plots of 15×20 m. The arrangement of the plots was made so that its greatest length stay parallel to the forest edge and in the direction perpendicular to this, 10 m covering the portion of forest and 5 m covering the adjacent grassland. In the plots, were sampled all individuals with DBH (diameter at breast height, 1.30 m ground) ≥ 1 cm, which were measured, identified and mapped. Inventories were repeated annually in the period between 2009 and 2013, where the previously sampled individuals were re-measured, the dead recorded and the recruits included in the sample, following the same methodology as the initial inventory. As expected, most sites showed expansion of forests over the grassland as well as a thickening of the vegetation within the edges, except in sites where fire occurred. However, even with the differences in terms of fire history among the study sites, dynamic rates showed little variation between them. On the other hand, there was great variation among monitoring intervals, which proved to be strongly linked to the climate. Contrary to one of the hypothesis, the fire had little effect on the dynamics, showing only a weak relationship with mortality rates and no relation to the other rates. Finally, confirming the hypothesis about the differential response of individuals of different sizes to the presence of fire and environmental and structural variations, the small individuals (1-5 cm DBH) were those with higher mortality during the study period. These results demonstrate the sensitivity of gallery forests to expected changes to the climate, which probably will affect the ecotone's position and the fire regime of these systems, which has strong implications for the conservation of tropical forests.

Keywords: Natural edges. Fire. Brazilian cerrado. Climatic variation.

1 INTRODUÇÃO

Ecótonos são entidades dinâmicas e complexas das paisagens (LAMB; MALLIK, 2003). O estudo da vegetação em áreas ecotonais é de particular interesse, devido principalmente às respostas das espécies às variações ambientais e regimes de distúrbios, que são mais evidentes nestes ambientes (FINCH; ALEXANDER, 2011; KARK; VAN RENSBURG, 2006). Neste sentido, os ecótonos naturais entre florestas e formações abertas das savanas (onde se incluem formações campestres) representam um importante modelo para o entendimento das respostas das florestas tropicais frente às atuais mudanças climáticas (HOFFMANN et al., 2009; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998). Além disso, o aumento da frequência de incêndios nesses ambientes, devido às atividades humanas, deve estar modificando tanto a estrutura quanto a dinâmica dos limites entre florestas e savanas (HOFFMANN, 1999; HOFFMANN; JACKSON, 2000; HOFFMANN; ORTHEN; NASCIMENTO, 2003). Deste modo, elucidar os fatores que governam a dinâmica da vegetação nestes ambientes é primordial para a conservação de ecossistemas tropicais.

O Domínio Cerrado (savana brasileira) consiste em um complexo mosaico de paisagens, caracterizado pela ocorrência de diferentes tipos vegetacionais, que vão desde campestres até florestais, cada uma incluindo várias fitofisionomias. Um dos tipos florestais do Domínio Cerrado são as florestas de galeria, que acompanham riachos de pequeno porte, formando corredores fechados (galerias) sobre o curso d'água e que fazem limites naturais com formações savânicas ou campestres (RIBEIRO; WALTER, 2008). Dentre os fatores que determinam tais ecótonos, pode-se citar características do solo (p. ex. fertilidade, textura e profundidade), hidrologia, clima e o fogo (HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN; ORTHEN; NASCIMENTO, 2003;

HOFFMANN; SOLBRIG, 2003). Dentre estes, o fogo tem papel de destaque, uma vez que é o mais amplamente difundido e universal e que tem reconhecida importância na determinação dos limites savana-floresta em diferentes partes do mundo (BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2005; GEIGER et al., 2011; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a; HOFFMANN et al., 2012b; HOFFMANN; ORTHEN; NASCIMENTO, 2003; HOFFMANN; SOLBRIG, 2003). No entanto, apesar da importância do fogo na dinâmica das transições entre florestas e savanas, há um consenso de que ele não atua sozinho, mas sim por meio de interações complexas com o clima, a disponibilidade de recursos e as características das espécies presentes nestes ambientes (BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2005; HOFFMANN; SOLBRIG, 2003; MURPHY; BOWMAN, 2012; STAVER; ARCHIBALD; LEVIN, 2011). Deste modo, atuando sinergicamente com os demais fatores citados anteriormente, o fogo parece controlar a dinâmica das transições floresta-savana, mantendo um balanço entre avanço e retração da floresta (HOFFMANN et al., 2012a; HOFFMANN et al., 2012b; HOFFMANN; ORTHEN; NASCIMENTO, 2003).

O padrão comumente observado nas savanas méxicas é de que, sob a exclusão do fogo, ocorre uma expansão gradual da floresta nas áreas originalmente ocupadas por savana, o que se dá tanto pelo recrutamento de novos indivíduos quanto pelo crescimento dos indivíduos já existentes (HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN; ORTHEN; NASCIMENTO, 2003; HOFFMANN; SOLBRIG, 2003). No entanto, conforme discutem Dantas, Batalha e Pausas (2013); Dantas e Pausas (2013); Hoffman et al. (2012a); Hoffman et al. (2012b) e Murphy e Bowman (2012) esse processo de expansão da floresta pode ser interrompido pelo fogo, que consome total ou parcialmente a biomassa aérea dos indivíduos, reduzindo o tamanho destes e, em menor proporção, ocasionando a morte da planta inteira.

De forma complementar, a explicação que tem sido proposta para a dinâmica das transições entre florestas e formações savânicas abertas assume que florestas e savanas são dois estados alternativos, mantidos por um mecanismo de retroalimentação positivo entre a vegetação e o fogo, que mantém a estabilidade do sistema (DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012a; MURPHY; BOWMAN, 2012). Assumindo este modelo, a mudança de um estado para outro seria dependente de atravessar dois limiares ecológicos: (1) o limiar de resistência ao fogo, quando, por exemplo, um indivíduo acumula uma casca suficientemente espessa para se tornar resistente ao fogo e consegue superar a fase juvenil (quando as árvores e arbustos são mais suscetíveis ao fogo); (2) o limiar de supressão do fogo, quando, por exemplo, o dossel da floresta se torna mais fechado, reduzindo a ocorrência de gramíneas (que atuam como material combustível) e mantendo o sub-dossel mais úmido, dificultando a penetração do fogo na floresta (DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; HOFFMANN et al., 2012a; MURPHY; BOWMAN, 2012).

Neste estudo, são apresentados os resultados de cinco anos de monitoramento da vegetação arbustivo-arbórea em nove áreas de transição entre florestas de galeria e campo limpo, no sul do Estado de Minas Gerais, Brasil. Investigou-se como as taxas de dinâmica da vegetação (mortalidade, recrutamento, perda e ganho de área basal) respondem ao fogo e à variação ambiental (clima, solos e topografia) e estrutura da vegetação (densidade e área basal). Objetivou-se responder as seguintes questões: Como a posição dos limites entre as florestas de galeria e o campo limpo se comporta ao longo do tempo (está havendo expansão ou retração das florestas com relação ao campo)? Qual a importância relativa de cada um dos fatores (fogo, ambiente e estrutura da vegetação) na determinação destes ecótonos? Como indivíduos de diferentes tamanhos respondem às variações no regime de fogo, ambiente e estrutura?

Discutiu-se então as implicações das respostas a essas indagações na dinâmica das comunidades arbustivo-arbóreas e como isso influencia o tempo necessário para que a vegetação atinja os limiares ecológicos supracitados (que determinará se uma área anteriormente ocupada por campo seja efetivamente substituída por floresta). As hipóteses foram: (1) está havendo uma expansão das florestas de galeria para o campo limpo, exceto nos locais onde ocorreu fogo. Isso reflete um aumento no número de indivíduos ocorrido durante o período de monitoramento na maioria dos locais de estudo; (2) o principal fator que governa os limites floresta de galeria-campo limpo é o fogo, tendo o clima, estrutura florestal, solos e topografia efeitos secundários. O fogo, além de aumentar a mortalidade de indivíduos e a perda de área basal, interfere também nas taxas de recrutamento e ganho de área basal, pois ao provocar aberturas no dossel, permite maior entrada de luz na floresta, aumentando assim o crescimento e estabelecimento das árvores e arbustos; (3) as variações ambientais, estruturais e na ocorrência de fogo afetam de forma diferencial indivíduos de diferentes tamanhos, sendo os indivíduos menores os mais afetados pelos fatores que levam à mortalidade e perda de área basal.

2 MÉTODOS

2.1 Locais de estudo

Este estudo foi desenvolvido na região do Alto Rio Grande, sul do Estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 1). A vegetação da região pode ser definida como um enclave do Domínio Cerrado na área de distribuição das florestas estacionais semidecíduais do Sudeste brasileiro (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2004). Estas áreas de cerrados são permeadas por florestas de galeria, na sua maioria, não inundáveis, que fazem limites naturais com campos limpos.

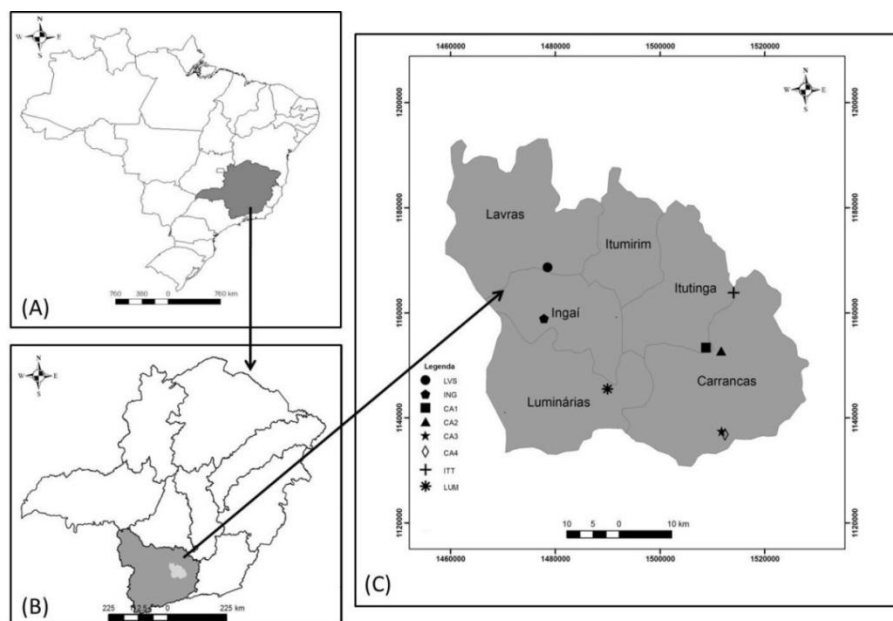


Figura 1 Localização geográfica das áreas de estudo. (A) Estado de Minas Gerais; (B) macrorregiões de Minas Gerais; (C) região Sul de Minas com a localização das áreas amostradas.

De acordo com Dantas, Carvalho e Ferreira (2007) o clima da região é Cwa de Köppen, temperado chuvoso (mesotérmico) com invernos secos e verões chuvosos, subtropical e temperatura do mês mais quente maior que 22 °C (22,1 °C em fevereiro). A temperatura média anual é de 20,4 °C, com médias mensais variando de 17,1 °C no mês de julho e 22,8 °C em fevereiro. A precipitação média anual é de 1460 mm, sendo cerca de 90% concentrados na primavera/verão (meses de outubro-março) e precipitações mensais médias variando de 7 mm no mês de julho a 321 mm em fevereiro. A altitude da região varia de 850 a aproximadamente 1500 m. O relevo predominante é plano a ondulado, com áreas mais acidentadas nos espigões das serras. Os principais solos da região são os Cambissolos (~75% da área) e Latossolos (~20%), com raras ocorrências de argissolos e solos aluviais (GIAROLLA et al., 1997).

2.2 Avaliação da vegetação

Dentro da região descrita, foram selecionadas nove áreas de transição entre florestas de galeria e campo limpo, que se apresentavam em bom estado de conservação (ausência de impactos antrópicos visíveis ou evidências de incêndios recentes). As características destas áreas são mostradas na Tabela 1.

Tabela 1 Características das transições entre florestas de galeria e campo limpo estudadas na Região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.

Local	Município	Coordenadas		Altitude
LVS	Lavras	21°20'43,8"S	44°58'36,8"W	1082 m
CA1	Carrancas	21°26'59,9"S	44°39'19,5"W	1217 m
CA2	Carrancas	21°27'9,8"S	44°37'33,0"W	1277 m
CA3	Carrancas	21°34'58,7"S	44°36'32,1"W	1303 m
CA4	Carrancas	21°35'15,2"S	44°36'07,2"W	1359 m
ITT	Itutinga	21°21'20,4"S	44°36'48,7"W	997 m
LU1	Luminárias	21°31'58,8"S	44°50'16,0"W	1169 m
LU2	Luminárias	21°32'07,5"S	44°48'39,3"W	1296 m
ITM	Itumirim	21°21'41,4"S	44°46'06,9"W	1016 m

O primeiro inventário da vegetação foi realizado entre julho de 2009 e janeiro de 2010, quando foram alocadas três parcelas de 15 × 20 m (300 m²) nos limites entre a floresta e o campo limpo em cada local de estudo. Como o foco do estudo foi a vegetação arbustivo-arbórea que faz contato imediato com o campo limpo circundante, a amostragem foi restrita a uma faixa de aproximadamente 10 m a partir da linha limítrofe de árvores entre a floresta e o campo, que foi chamada aqui de “borda”. A disposição das parcelas se deu de modo que seu maior comprimento ficasse paralelo à borda, com 10 m o interior dessa e 5 m para o campo limpo adjacente (Figura 2). As parcelas foram alocadas em locais onde os limites entre a floresta e o campo eram relativamente retilíneos, respeitando uma distância mínima de 10 m entre uma parcela e outra.

Nas parcelas, foram amostrados todos os indivíduos vivos de arbustos e árvores com DAP (diâmetro à altura do peito, 1,30 m do solo) \geq 1,0 cm. Os indivíduos perfilhados foram incluídos quando a soma das áreas de secção de seus caules correspondiam ou superavam a área de secção de um caule com $DAP \geq 1$ cm. Todos os indivíduos foram identificados, medidos quanto ao DAP e tiveram sua altura estimada. A identificação seguiu o sistema de classificação (APG III, 2009). Foram medidas também, para cada indivíduo, a distância do

seu ponto de enraizamento com relação a dois vértices das parcelas. A partir destas medidas, foram calculadas coordenadas x e y para cada um deles, o que permitiu ter um mapeamento completo de todos os indivíduos amostrados, o que foi utilizado para avaliar a possível expansão da floresta sobre o campo.

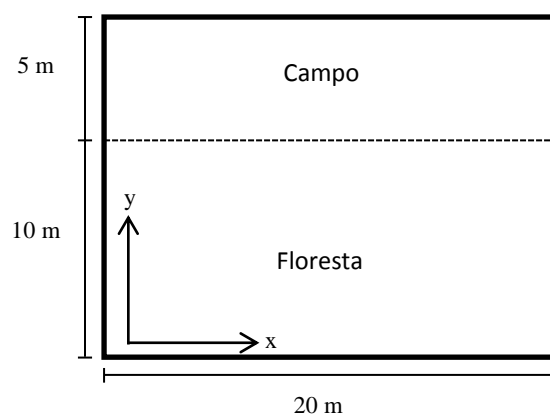


Figura 2 Ilustração de como as parcelas foram estruturadas para a amostragem da vegetação das transições entre florestas de galeria e campo limpo na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.

Para caracterização ambiental, foram realizadas coletas de amostras compostas de solo superficial (0-20 cm) em cada parcela durante o inventário inicial (2009). Cada amostra composta resultou da mistura de três sub-amostras simples, equidistantes entre si. Tal profundidade foi escolhida por ser a porção do solo em maior contato com a serrapilheira. As variáveis analisadas foram: pH (mensurado por suspensão de solo em água), níveis de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), cobre (Cu), matéria orgânica (MO), alumínio (Al), H+Al (acidez potencial), SB (soma de bases trocáveis), t (capacidade de troca catiônica efetiva), T (capacidade de troca catiônica em pH 7,0), V (índice de saturação de bases), m (índice de saturação de alumínio) e P-rem (fósforo remanescente) e porcentagens de areia, silte e argila. As análises químicas e físicas seguiram os protocolos de Paula e Duarte

(1997) e foram conduzidas no Laboratório de Solos da Universidade Federal de Lavras. As variáveis topográficas foram obtidas por meio de levantamentos topográficos de cada parcela, também realizados durante o inventário inicial. Para a caracterização topográfica, foram medidas as declividades de cada parcela e, a partir das medidas, calculadas três variáveis topográficas: altitude, máximo desnível (maior distância vertical entre os vértices das parcelas) e declividade média (média simples das declividades nas duas diagonais, cruzando a parcela retangular). Os dados meteorológicos foram obtidos junto à Estação Meteorológica da Universidade Federal de Lavras e consistiram em: evapotranspiração potencial (mm), precipitação (mm), temperatura máxima (°C), temperatura compensada média (°C), temperatura mínima média (°C) e umidade relativa média (%).

A vegetação foi monitorada por um período de cinco anos (2009 a 2013), por meio de inventários anuais. Nestes inventários, foram remedidos o DAP de todos os indivíduos vivos amostrados anteriormente, incluindo ramos novos situados a uma altura de pelo menos 1,3 m do solo. Além disso, foram computados os indivíduos mortos e os recrutados foram identificados, medidos e mapeados, seguindo a mesma metodologia do primeiro inventário.

2.3 Análise dos dados

A expansão ou retração das florestas foi avaliada a partir da comparação do número de indivíduos inicial (2009) e final (2013) na porção de campo e de floresta (utilizando os dados do mapeamento) das parcelas por meio de contagens de Poisson, tanto para amostra total quanto para cada local de estudo separadamente. Nestas análises, foram excluídos 23 recrutados amostrados em 2013 no local ITM, pois infelizmente, não foi possível obter informações do posicionamento dos mesmos. Para descrever a dinâmica das árvores e arbustos

de diferentes tamanhos, separou-se os indivíduos amostrados nas seguintes classes de DAP: pequenos (1-5 cm); médios (5,01-10 cm) e grandes (>10 cm). Contabilizou-se o número de indivíduos vivos em cada classe diamétrica no ano inicial e final de cada intervalo de monitoramento e para cada local de estudo e também o número de indivíduos mortos em cada classe diamétrica, durante os cinco anos de observação.

A partir dos dados coletados em campo, foram calculadas as taxas de dinâmica para cada local de estudo e intervalo de monitoramento: Intervalo 1 (2009-2010), Intervalo 2 (2010-2011), Intervalo 3 (2011-2012) e Intervalo 4 (2012-2013). Tais taxas expressam a dinâmica da vegetação tanto com relação ao número de indivíduos quanto à área basal. Os parâmetros calculados foram: mortalidade (M) e recrutamento (R) de arbustos e árvores individuais e taxas anuais médias de perda (P) e ganho (G) de área basal. Adotando as formulações propostas por Sheil, Burslem e Alder (1995) e Sheil, Jennings e Savill (2000) calculou-se tais taxas da seguinte forma:

$$M = (1 - [(N_0 - N_m)/N_0]^{1/t}) \times 100$$

$$R = [1 - (1 - N_r/N_t)^{1/t}] \times 100$$

$$P = (1 - [(AB_0 - AB_m - AB_d)/AB_0]^{1/t}) \times 100$$

$$G = (1 - [1 - (AB_r + AB_g)/AB_t]^{1/t}) \times 100$$

Onde: t é o tempo decorrido (em anos) entre os inventários; N_0 e N_t são, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais; N_m e N_r são, respectivamente, o número de árvores mortas e recrutadas; AB_0 e AB_t são, respectivamente, as áreas basais inicial e final das árvores; AB_m é a área basal das árvores mortas; AB_r é a área basal dos recrutados e AB_d e AB_g são,

respectivamente, o decremento (por meio de quebra ou perda parcial do tronco) e o incremento em área basal das árvores sobreviventes.

Para expressar a dinâmica global, calculou-se, a partir das médias das taxas de mortalidade e recrutamento e de perda e ganho, respectivamente, as taxas de rotatividade (*turnover*) e de mudança líquida, tanto para o número de indivíduos quanto para a área basal, seguindo as expressões propostas por Korning e Balslev (1994):

$$R_N = (M + R)/2$$

$$R_{AB} = (P + G)/2$$

$$Ch_N = [(N_t/N_0)^{1/t} - 1] \times 100$$

$$Ch_{AB} = [(AB_t/AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$$

Onde: R_N e R_{AB} correspondem às taxas de rotatividades em número de indivíduos e área basal, respectivamente. M = mortalidade; R = recrutamento; P = perda em área basal e G = ganho em área basal. Ch_N e Ch_{AB} correspondem às taxas de mudança líquida em número de indivíduos e área basal, respectivamente. t é o tempo decorrido (em anos) entre os inventários; N_0 e N_t são, respectivamente, as contagens inicial e final de árvores individuais; AB_0 e AB_t são, respectivamente, as áreas basais inicial e final das árvores.

Os valores calculados para cada local de estudo foram comparados entre si (independentemente do intervalo) e entre os intervalos (independentemente do local de estudo) por meio do teste de Friedman, seguido pelo teste post hoc de Friedman quando necessário. Para testar a existência de possíveis relações entre as taxas de dinâmica (recrutamento, mortalidade, perda e ganho de área basal) e variáveis meteorológicas, edáficas, topográficas, estruturais e ocorrência de fogo, utilizou-se regressões múltiplas. As variáveis edáficas, topográficas e

meteorológicas testadas foram todas as descritas anteriormente e as variáveis estruturais foram densidade de indivíduos e área basal. A ocorrência de incêndios foi inserida nas análises como duas variáveis categóricas da presença ou ausência de fogo em um determinado intervalo (denominada aqui como “fogo”) e no intervalo anterior (denominada aqui como “pós fogo”). Os locais onde ocorreu fogo, com seus respectivos intervalos de avaliação foram: ITT (Intervalo 2), LU1 (Intervalos 3 e 4) e LU2 (Intervalo 2). Para ajustar os modelos de regressão múltipla, acrescentou-se, a princípio, um maior número de variáveis e as que não eram significativas ($p \leq 0.05$) ou que não contribuíam com a explicação dos dados eram então retiradas da análise. Quando duas variáveis preditoras apresentavam colinearidade, foi escolhida que apresentava o maior valor de correlação. Utilizou-se AIC (Akaike Information Criterion) para selecionar o melhor modelo para cada variável resposta. Estas análises foram conduzidas no software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

3 RESULTADOS

O número total de indivíduos nas transições floresta de galeria-campo limpo aumentou durante o período avaliado, tanto no campo quanto dentro da floresta. No inventário inicial (2009), foram amostrados 541 indivíduos no campo e 6145 indivíduos na borda e no inventário final (2013) contabilizamos 746 indivíduos vivos no campo e 6834 indivíduos vivos na borda. O aumento no número de indivíduos para a amostra total foi significativo, pela contagem de Poisson, tanto para o campo ($Z=5,71$; $p<0,01$) quanto para a borda ($Z=6,05$; $p<0,01$). O mesmo padrão se repetiu para a maior parte das áreas individualmente, tanto no campo quanto na borda. Apenas nos locais LU1, LU2 e ITT, para a área de campo, não houve diferença significativa para o número de indivíduos entre os dois períodos e em ITT e LU1, o número final de indivíduos na borda foi significativamente inferior ao inicial (Tabela 2).

A análise das classes diamétricas (Tabela 3) mostrou que os arbustos e árvores que compõem as transições floresta-savana estudadas são em sua maioria de pequeno porte, com 85% dos indivíduos amostrados no primeiro inventário pertencendo à primeira classe de DAP (1-5 cm). A segunda classe de DAP (5,01-10 cm) abrangeu 9,8% dos indivíduos e a terceira classe (>10 cm) 5,2%. Verificou-se também que a mortalidade afeta principalmente os indivíduos pequenos, pois a mortalidade dentro da primeira classe diamétrica, considerando o número de mortos no inventário final (2013) com relação ao inicial (2009), foi de 20,1%, enquanto na segunda classe foi de 7,98% e na terceira classe de 7,76%.

Tabela 2 Resultados das contagens de Poisson para o número inicial (2009) e final (2013) de indivíduos amostrados nas transições entre florestas de galeria e campo limpo estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, separados por ambiente.

Local de estudo	Ambiente	Número inicial de indivíduos	Número final de indivíduos	Z	p
LVS	campo	63	92	2,33	0,02
	borda	340	696	11,06	<0,01
CA1	campo	16	48	3,91	<0,01
	borda	559	616	3,60	<0,01
CA2	campo	113	137	2,57	0,02
	borda	1032	1146	4,94	<0,01
CA3	campo	112	141	2,97	<0,01
	borda	638	761	5,04	<0,01
CA4	campo	109	148	3,11	<0,01
	borda	812	963	4,82	<0,01
ITT	campo	30	13	0,97	ns
	borda	401	337	2,63	0,01
LU1	campo	17	42	2,26	ns
	borda	816	659	2,59	0,01
LU2	campo	35	53	2,29	ns
	borda	921	942	3,62	<0,01
ITM	campo	46	72	3,11	<0,01
	borda	626	704	4,08	<0,01

Tabela 3 Resultados dos testes de contagem de Poisson para o número inicial e final de indivíduos amostrados nas transições entre florestas de galeria e campo limpo na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, para cada intervalo de monitoramento. Os valores de p indicam a significância das diferenças entre o número de indivíduos em cada classe de tamanho dentro de cada intervalo de monitoramento.

Classes de DAP (cm)	2009	p	2010	p	2011	p	2012	p	2013	p 2009-2013
1 – 5	5686	<0,01	6087	ns	6036	<0,01	6358	ns	6330	<0,01
5,01 – 10	652	0,02	747	ns	749	ns	811	ns	874	<0,01
>10	348	ns	381	ns	356	ns	359	ns	389	ns

No Intervalo 1, houve um aumento no número de indivíduos nas duas primeiras classes de DAP, enquanto na terceira classe (>10 cm) não houve mudanças significativas. No Intervalo 2 não houve mudança significativa no número de indivíduos em nenhuma das classes diamétricas. No Intervalo 3 houve um aumento significativo no número de indivíduos apenas na primeira classe ($Z=2,89$; $p<0,01$), enquanto no Intervalo 4 o aumento não foi significativo em nenhuma das classes. Considerando o intervalo de monitoramento completo (2009-2013), as diferenças no número de indivíduos inicial e final só foram significativas para as duas primeiras classes diamétricas. Por outro lado, avaliando cada local de estudo separadamente, foi observado que nem todas as florestas seguiram este padrão, pois nos locais ITT e LU1 ocorreu um declínio significativo ($Z=4,77$; $p<0,01$) no número de indivíduos na primeira classe diamétrica (Tabela 4).

A taxa total de recrutamento, considerando os cinco anos de observação, foi de $6,42\%.\text{ano}^{-1}$, enquanto a taxa de mortalidade foi de $4,05\%.\text{ano}^{-1}$. A taxa de mudança líquida, em número de indivíduos, foi de $2,53\%.\text{ano}^{-1}$ e em área basal de $2,93\%.\text{ano}^{-1}$. As florestas apresentaram um padrão semelhante nas taxas de dinâmica dentro de cada intervalo de monitoramento (Gráfico 1). Houve variação entre as florestas nas taxas de mortalidade (Friedman $\chi^2=19,13$; $p=0,01$), recrutamento (Friedman $\chi^2=16,07$; $p=0,04$) e mudança líquida em número de indivíduos (Friedman $\chi^2=19,47$; $p=0,01$). Para as taxas de perda (Friedman $\chi^2=10,2$; $p=0,25$), ganho (Friedman $\chi^2=14,6$; $p=0,07$), rotatividade em número de indivíduos (Friedman $\chi^2=18,87$; $p=0,05$), mudança líquida em área basal (Friedman $\chi^2=7,13$; $p=0,52$) e rotatividade em área basal (Friedman $\chi^2=13,33$; $p=0,11$) não houve diferenças significativas entre as florestas. A taxa de recrutamento diferiu apenas entre o LVS e LU2 ($p<0,01$), sendo maior no local LVS, a taxa de mortalidade diferiu apenas entre os locais CA4 e ITT ($p<0,01$), sendo maior no local ITT e taxa de mudança líquida em número de

indivíduos diferiu apenas entre os locais LVS e ITT ($p=0,02$), sendo maior no local LVS. Por outro lado, as taxas de dinâmica apresentaram acentuadas variações entre os intervalos de monitoramento. Houve diferenças significativas entre os intervalos nas taxas de recrutamento (Friedman $\chi^2=21,93$, $p<0,01$), mortalidade (Friedman $\chi^2=17,4$, $p<0,01$), mudança líquida em número de indivíduos (Friedman $\chi^2=9,93$, $p<0,01$), rotatividade em número de indivíduos (Friedman $\chi^2=22,47$, $p<0,01$), perda (Friedman $\chi^2=19,53$, $p<0,01$), ganho (Friedman $\chi^2=14,2$, $p<0,01$) e rotatividade em área basal (Friedman $\chi^2=19$, $p<0,01$). Apenas as taxas de mudança líquida em área basal não apresentaram diferenças significativas entre os intervalos (Friedman $\chi^2=7$, $p=0,07$). Os resultados completos para os testes de Friedman entre os locais de estudo se encontram na Tabela 5 e entre os intervalos de monitoramento na Tabela 6.

Tabela 4 Contagens de Poisson para o número inicial (2009) e final (2013) de indivíduos em cada classe diamétrica, amostrados nas transições floresta de galeria-campo limpo estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Os locais onde ocorreu fogo estão destacados pelo símbolo *.

Locais de estudo				
LVS				
Classes de DAP	2009	2013	Z	p
1-5 cm	324	690	11,49	<0,01
5,01 -10 cm	43	57	1,40	ns
>10 cm	36	41	0,57	ns
CA1				
Classes de DAP	2009	2013	Z	p
1-5 cm	462	499	1,19	ns
5,01 -10 cm	91	119	1,93	ns
>10 cm	22	46	2,91	<0,01
CA2				
Classes de DAP	2009	2013	Z	p
1-5 cm	1016	1089	1,59	ns
5,01 -10 cm	97	153	3,54	ns
>10 cm	32	41	1,05	ns

"Tabela 4, conclusão"				
Locais de estudo				
CA3				
Classes de DAP	2009	2013	Z	p
1-5 cm	614	739	3,40	<0,01
5,01 -10 cm	78	101	1,72	ns
>10 cm	58	62	0,37	ns
CA4				
Classes de DAP	2009	2013	Z	p
1-5 cm	804	958	3,67	0,001
5,01 -10 cm	69	104	2,66	ns
>10 cm	48	49	0,10	ns
ITT*				
Classes de DAP	2009	2013	Z	p
1-5 cm	350	263	3,51	0,001
5,01 -10 cm	53	62	0,84	ns
>10 cm	28	25	0,41	ns
LU1*				
Classes de DAP	2009	2013	Z	p
1-5 cm	753	579	4,77	0,001
5,01 -10 cm	46	82	3,18	ns
>10 cm	34	40	0,70	ns
LU2*				
Classes de DAP	2009	2013	Z	p
1-5 cm	834	859	0,61	ns
5,01 -10 cm	78	93	1,15	ns
>10 cm	44	43	0,11	ns
ITM				
Classes de DAP	2009	2013	Z	p
1-5 cm	529	654	3,63	0,001
5,01 -10 cm	97	103	0,42	ns
>10 cm	46	42	0,43	ns

Tabela 5 Taxas de dinâmica obtidas para cada uma das nove áreas de transição entre florestas de galeria e campo limpo estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, durante o período total de monitoramento (2009 a 2013). R=recrutamento, M=mortalidade, P=perda em área basal, G=ganho em área basal, Ch_N= mudança líquida em número de indivíduos, R_N=rotatividade em número de indivíduos, Ch_{AB}=mudança líquida em área basal e R_{AB}=rotatividade em área basal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Friedman (5%). Os locais onde ocorreu fogo estão destacados pelo símbolo *.

Taxas (%)	Locais de estudo								
	LVS	CA1	CA2	CA3	CA4	ITT*	LU1*	LU2*	ITM
R	32,79 ^a	19,13 ^{ab}	11,90 ^{ab}	18,18 ^{ab}	15,23 ^{ab}	16,27 ^{ab}	15,69 ^{ab}	8,35 ^{bc}	15,47 ^{ab}
M	10,40 ^{ab}	7,40 ^{ab}	10,00 ^{ab}	10,80 ^{ab}	6,20 ^b	28,70 ^a	17,20 ^{ab}	10,40 ^{ab}	10,90 ^{ab}
P	8,66 ^a	9,16 ^a	15,26 ^a	7,02 ^a	7,73 ^a	30,77 ^a	19,14 ^a	14,09 ^a	24,30 ^a
G	10,62 ^a	21,87 ^a	22,38 ^a	15,26 ^a	12,08 ^a	14,67 ^a	26,50 ^a	10,14 ^a	14,84 ^a
Ch _N	26,90 ^a	9,40 ^{ab}	7,20 ^{ab}	9,30 ^{ab}	9,20 ^{ab}	-2,10 ^{ab}	-1,30 ^{ab}	-1,30 ^{ab}	7,50 ^{ab}
R _N	18,60 ^a	13,3 ^a	10,90 ^a	14,50 ^a	11,30 ^a	25,9 ^a	16,40 ^a	11,60 ^a	13,90 ^a
Ch _{AB}	7,10 ^a	16,4 ^a	8,90 ^a	11,50 ^a	5,20 ^a	2,50 ^a	10,10 ^a	1,00 ^a	0,30 ^a
R _{AB}	9,60 ^a	16,3 ^a	18,80 ^a	13,90 ^a	11,60 ^a	27,10 ^a	22,90 ^a	14,30 ^a	20,3 ^a

Tabela 6 Taxas de dinâmica obtidas em cada intervalo de monitoramento para o total das nove áreas de transição entre florestas de galeria e campo limpo estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. R=recrutamento, M=mortalidade, P=perda em área basal, G=ganho em área basal, Ch_N= mudança líquida em número de indivíduos, R_N=rotatividade em número de indivíduos, Ch_{AB}=mudança líquida em área basal e R_{AB}=rotatividade em área basal. Valores seguidos pela mesma letra não diferem entre si pelo Teste de Friedman (5%).

Taxas (%)	Intervalo			
	1	2	3	4
R	9,81 ^b	11,93 ^b	30,29 ^a	20,22 ^c
M	2,03 ^b	16,66 ^a	16,72 ^a	17,83 ^a
P	3,15 ^a	35,27 ^c	22,47 ^{bc}	10,64 ^{ab}
G	10,31 ^b	19,76 ^b	26,14 ^a	13,46 ^b
Ch _N	10,22 ^{ab}	-4,70 ^b	15,73 ^a	2,95 ^{ab}
R _N	5,92 ^a	14,29 ^b	23,50 ^c	19,02 ^d
Ch _{AB}	9,07 ^a	-8,44 ^a	10,40 ^a	7,94 ^a
R _{AB}	6,73 ^{cd}	27,51 ^{ab}	24,31 ^{ab}	12,05 ^{bc}

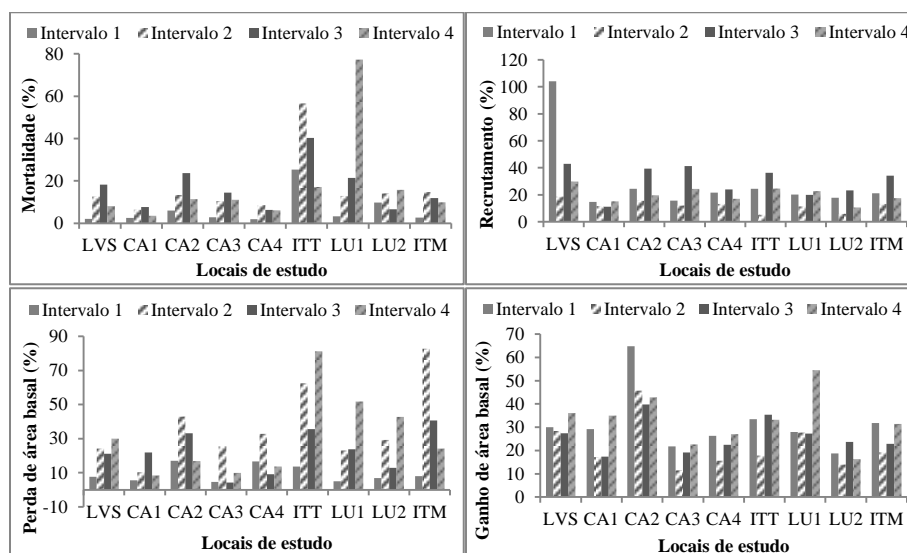


Gráfico 1 Taxas de dinâmica das transições entre florestas de galeria e campo limpo amostradas na região do Alto Rio Grande calculadas para cada intervalo de monitoramento. Intervalo 1=2009-2010; Intervalo 2=2010-2011; Intervalo 3=2011-2012 e Intervalo 4=2012-2013.

As variáveis meteorológicas são as que melhor explicam a variação observada nas taxas de dinâmica entre os intervalos de monitoramento. A evapotranspiração potencial tem um forte efeito negativo no recrutamento, tendo contribuído com 77% da explicação total do modelo para essa taxa. Além disso, o conteúdo de matéria orgânica parece ter um efeito secundário no recrutamento, influenciando positivamente esta taxa. A taxa de perda de área basal apresentou forte relação (64%) com a temperatura mínima, na qual maiores perdas de área basal são explicadas por menores valores de temperatura mínima. Já o ganho de área basal parece ser influenciado diretamente pela temperatura média compensada, que explicou 45% da variação nesta taxa. Por fim, a mortalidade de indivíduos, parece ser induzida principalmente pela umidade relativa do ar, que explicou 75% da variação nesta taxa, na ocorre maior mortalidade nos anos com umidade relativa do ar mais baixas. A variável “fogo”, que representa os efeitos

do fogo em um determinado intervalo de monitoramento, parece ter um papel secundário na mortalidade, tendo contribuído com 16% da explicação total do modelo. Os efeitos do fogo parecem ser sentidos também no ano posterior à ocorrência de incêndios, pois a variável “pós- fogo”, embora muito fracamente relacionada à mortalidade, explicou 9% da variação nesta taxa. Os resultados dos modelos ajustados são mostrados na Tabela 7.

Tabela 7 Resultados dos modelos de regressão linear ajustados para as taxas de dinâmica das nove áreas de transição floresta-campo amostradas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Os valores de explicação de cada variável são relativos à soma de 100% de explicação do modelo.

Taxa	Explicação total do modelo	Explicação de cada variável	Modelo ajustado
Recrutamento (R)			
Evapotranspiração potencial (EP)	65,0%	77%	R=28,46-0,03EP+0,25MO
Matéria orgânica (MO)		23%	
Perda (P)			
Temperatura mínima média (TM)	64,0%	100%	P=57,43-3,50TM
Ganho (G)			
Temperatura compensada média (TC)	45,0%	100%	G=52,3-2,4TC
Mortalidade (M)			
Umidade relativa do ar (UR)	75,5%	75%	M=31,2-0,42UR-0,88F+0,86PF
Fogo (F)		16%	
Pós-fogo (PF)		9%	

4 DISCUSSÃO

Os resultados obtidos corroboram a hipótese de que, nos locais onde não ocorreu fogo, as florestas de galeria estão se expandindo para o campo limpo. No entanto, ao contrário do suposto, o principal fator que influencia a dinâmica da vegetação dos ecótonos floresta-campo estudados e, conseqüentemente, os limites entre esses ambientes é o clima regional, tendo o fogo um papel secundário. Foi observado que, no geral, as taxas de recrutamento superaram as taxas de mortalidade e as taxas de ganho em área basal superaram as taxas de perda. Isso resultou em um aumento da densidade de indivíduos e da área basal para a amostragem total ao final dos cinco anos de observação. Esse aumento no número de indivíduos ocorreu tanto no campo quanto na floresta, o que demonstra que está havendo tanto uma expansão da floresta para o campo como um adensamento da vegetação dentro das bordas. No entanto, conforme esperado, nem todas as florestas seguiram este padrão. Nos locais ITT, LU1 e LU2, que foram os únicos onde ocorreu fogo durante os cinco anos de monitoramento, observou-se uma tendência contrária, com a diminuição no número indivíduos, tanto no campo (local ITT) quanto na borda (locais LU1 e LU2), o que resultou em taxas negativas de Ch_N .

Confirmando a hipótese levantada, verificou-se ainda que as árvores e arbustos pequenos (1-5 cm de DAP), que representam a grande maioria dos indivíduos amostrados, foi a que apresentou a maior mortalidade ao longo dos cinco anos de monitoramento. Apesar dessa maior mortalidade de indivíduos pequenos, considerando a amostra total, tanto a primeira quanto a segunda classe de DAP apresentaram número de indivíduos superior à inicial. Isso indica que boa parte dos indivíduos está conseguindo passar da primeira para a segunda classe de tamanho, vencendo o estágio de vida mais crítico de sensibilidade aos fatores que induzem à mortalidade. No entanto, avaliando individualmente as

florestas, verificou-se que nos locais ITT e LU1, onde ocorreu fogo, houve uma diminuição significativa no número de indivíduos da primeira classe de DAP. Isso reflete as altas taxas de mortalidade observadas nestes locais (que conforme já discutido atinge principalmente indivíduos pequenos), que não foram compensadas pelas taxas de recrutamento.

Essa diminuição no número de indivíduos na primeira classe de tamanho, observada nos locais onde ocorreu fogo, pode levar a um gargalo demográfico no recrutamento para as classes de tamanho maiores, em caso de incêndios muito frequentes. Além disso, foi observado em campo, que geralmente o fogo não causa a morte da planta inteira, mas consome total ou parcialmente sua parte aérea, que muitas das vezes rebrota posteriormente. Assim, incêndios muito frequentes, mesmo que a mortalidade de indivíduos diretamente ligada ao fogo seja baixa, podem gerar ciclos consecutivos de morte da parte aérea seguida de rebrotamento basal. Isso mantém os indivíduos afetados em um estado suprimido com relação ao crescimento, o que impede que estes atinjam classes de tamanho maiores e contribuam efetivamente com a cobertura lenhosa e, conseqüentemente, com um suficiente fechamento do dossel que permita suprimir o fogo (DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; HOFFMANN et al., 2012a).

Deste modo, mesmo que a tendência seja de uma expansão da floresta em direção ao campo, a efetiva substituição do campo pela floresta dependerá da capacidade dos indivíduos de atingir o limiar de resistência ao fogo e da comunidade florestal de atingir o limiar de supressão do fogo. Attingir esses limiares, por sua vez, depende da disponibilidade de recursos e do intervalo de tempo entre os incêndios, que geralmente são curtos nas savanas méxicas, especialmente em face das atuais alterações no regime de fogo devido às atividades antrópicas. Sob regime de incêndios frequentes, o dossel nas áreas onde está ocorrendo a expansão da floresta pode nunca se fechar o suficiente

para permitir a exclusão das gramíneas, que são altamente inflamáveis (DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; HOFFMANN et al., 2012a) e, neste cenário, a substituição do campo pela floresta não aconteceria.

Houve pouca variação nas taxas de dinâmica entre as florestas e as variáveis edáficas, topográficas e estruturais avaliadas não se mostraram importantes na dinâmica da vegetação (exceto a baixa influência do conteúdo de matéria orgânica no recrutamento). Na verdade, os resultados revelaram um padrão de dinâmica bem consistente dentro de cada intervalo de monitoramento, o que se mostrou fortemente relacionado às variações climáticas ocorridas nos mesmos. Em períodos mais quentes, com alta evapotranspiração potencial, as taxas de recrutamento são menores. Isso provavelmente ocorre porque a alta evapotranspiração pode representar um fator de estresse para as plantas. Para evitar uma grande perda de água para atmosfera, as plantas apresentam mecanismos de regulação como um forte controle estomático, que reduzem suas taxas metabólicas, o que compromete sua assimilação de carbono e crescimento (LAMBERS; CHAPIN III; PONS, 2008). Em adição, o conteúdo de matéria orgânica teve um papel secundário no recrutamento, que foi maior nos locais com maior disponibilidade deste componente, que, de acordo com Oste, Temminghoff e Riemsdijk (2002) tem uma importante função nutricional, ao servir como fonte de nitrogênio, fósforo e enxofre para as plantas, além de promover uma boa estrutura do solo, aumentando a capacidade de retenção de água. Já o ganho de área basal parece ser influenciado especialmente pela temperatura média compensada, que é fortemente ligada à evapotranspiração potencial. Deste modo, uma menor amplitude térmica, que reflete uma menor evapotranspiração potencial, parece favorecer o ganho de área basal. Este, por sua vez, é de certa forma ligado ao recrutamento, pois variações nesta taxa podem influenciar o tempo necessário para que um determinado indivíduo atinja o tamanho mínimo no qual é admitido na nossa amostragem.

Essas constatações contrariaram as expectativas geradas, de que o fogo seria o principal fator influenciando a mortalidade e perda de área basal de árvores e arbustos nos limites entre a floresta e o campo. Na verdade, foi possível verificar que variações nas taxas de mortalidade e perda de área basal estão mais diretamente ligadas à baixa umidade relativa do ar e a temperaturas mais baixas do que ao fogo, que teve um efeito secundário na mortalidade. Isso reflete o fato de que, mesmo não tendo ocorrido fogo em todos os locais de estudo, durante nosso período de observação, a mortalidade variou pouco e não houve diferenças significativas nas taxas de perda de área basal entre eles. No entanto, a mortalidade e a perda de área basal foram claramente menores no Intervalo 1, que foi o que apresentou maior umidade relativa do ar e temperaturas mínimas mais amenas em comparação com os demais intervalos. Neste sentido, acredita-se que a dinâmica das transições floresta de galeria-campo limpo avaliadas é governada principalmente pelo clima regional e, secundariamente, pelo fogo, embora ambos os fatores possam atuar sinergicamente moldando esses sistemas. Isso porque, ao afetar as taxas de crescimento e mortalidade, o clima afeta também o tempo necessário para que as comunidades atinjam um suficiente fechamento do dossel que permita suprimir o fogo, ao excluir as gramíneas e amenizar as condições microclimáticas do subdossel, tornando o microclima nas bordas menos favorável à sua propagação (BIDDULPH; KELLMAN, 1998; HOFFMANN et al., 2009; KELLMAN; MEAVE, 1997). Além disso, alterações climáticas, tal como a ocorrência de secas, além de aumentar a mortalidade, conforme observado, aumenta também a vulnerabilidade da floresta ao fogo. Isso porque, a maior perda de área basal, pela quebra de galhos e a queda de folhas, aumenta a camada de serapilheira, que se torna também mais seca e com maior poder de ignição. Nestas condições, conforme discutem Brando et al. (2014) os incêndios são potencialmente mais severos e induzem a maior mortalidade. Deste modo, mesmo que as taxas de

recrutamento sejam superiores às taxas de mortalidade, tal como observado neste estudo, sob possíveis cenários de mudanças climáticas, com secas mais severas e frequentes, dificilmente a floresta conseguirá substituir efetivamente o campo, sobretudo em face das alterações no regime de incêndios, impostas pelas atividades antrópicas.

5 CONCLUSÃO

Os padrões observados neste estudo demonstram a importância do critério de inclusão adotado, que é inferior ao comumente utilizado em estudos de dinâmica de comunidades vegetais. Utilizando este critério, foi possível contemplar a classe de tamanho mais abundante nas transições floresta-savana estudadas e que também é a mais sensível às variações ambientais e aos distúrbios. Com isso, conseguiu-se um melhor detalhamento de como esses sistemas funcionam e de quais as principais variáveis que atuam moldando esses ecótonos.

O fato da dinâmica da vegetação dos ecótonos floresta de galeria-campo limpo ter refletido fortemente as variações climáticas ocorridas durante o período de monitoramento, demonstra a sensibilidade da vegetação desses ecótonos às mudanças climáticas previstas. De forma complementar, essas variações climáticas, principalmente a ocorrência de eventos de seca, podem aumentar a propensão desses ecótonos ao fogo, o que tem importantes implicações para a conservação das florestas tropicais.

REFERÊNCIAS

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

BIDDULPH, J.; KELLMAN, M. Fuels and fire at savanna gallery forest boundaries in southeastern Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 14, n. 4, p. 445-461, July 1998.

BOND, W. J.; WOODWARD, F. I.; MIDGLEY, G. F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, Oxford, v. 165, n. 2, p. 525-37, Feb. 2005.

BRANDO, P. M. et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the Nacional Academy of Sciences of the United States of America, Washington**, v. 111, n. 17, p. 6347-52, Apr. 2014.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G.; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, Dez. 2007.

DANTAS, V. L.; BATALHA, M. A.; PAUSAS, J. G. Fire drives functional thresholds on the savanna–forest transition. **Ecology**, Copenhagen , v. 94, n. 11, p. 2454-2463, Nov. 2013.

DANTAS, V. L.; PAUSAS, J. G. The lanky and the corky: fire-escape strategies in savanna woody species. **Journal of Ecology**, New York, v. 101, n. 5, p. 1265-1272, Sep. 2013.

FINCH, D. D.; ALEXANDER, H. M. Variation in Plant Distributions, Plant Traits and Disease Levels across a Woodland/Grassland Ecotone. **The**

American Midland Naturalist, Notre Dame, v. 166, n. 2, p. 309-324, Oct. 2011.

GEIGER, E. L. et al. Distinct roles of savanna and forest tree species in regeneration under fire suppression in a Brazilian savanna. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 22, n. 2, p. 312-321, Apr. 2011.

GIAROLLA, N. F. B. et al. **Solos da região sob influência do reservatório da hidrelétrica de Itutinga/Camargos (MG): perspectiva ambiental**. Lavras: Editora UFLA, 1997. 101 p.

HOFFMANN, W. A. Fire and Population Dynamics of Woody Plants in a Neotropical Savanna: Matrix Model Projections. **Ecology**, Copenhagen, v. 80, n. 4, p. 1354-1369, June 1999.

HOFFMANN, W. A. et al. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, Copenhagen, v. 90, n. 5, p. 1326-1337, May 2009.

HOFFMANN, W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 15, n. 7, p. 759-68, July 2012a.

HOFFMANN, W. A. et al. Fuels or microclimate? Understanding the drivers of fire feedbacks at savanna-forest boundaries. **Austral Ecology**, Hoboken, v. 37, n. 6, p. 634-643, Sep. 2012b.

HOFFMANN, W. A.; JACKSON, R. B. Vegetation–Climate Feedbacks in the Conversion of Tropical Savanna to Grassland. **Journal of Climate**, Boston, v. 13, n. 9, p. 1593-1602, May 2000.

HOFFMANN, W. A.; ORTHEN, B.; NASCIMENTO, P. K. V. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. **Functional Ecology**, Oxford, v. 17, p. 720-726, Dec. 2003.

HOFFMANN, W. A.; SOLBRIG, O. T. The role of topkill in the differential response of savanna woody species to fire. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 180, n. 1-3, p. 273-286, July 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. 1 mapa. Escala 1: 5.000.000.

KARK, S.; VAN RENSBURG, B. J. Ecotones: marginal or central areas of transition? **Israel Journal of Ecology & Evolution**, Jerusalem, v. 52, n. 1, p. 29-53, 2006.

KELLMAN, M.; MEAVE, J. Fire in the tropical gallery forest of Belize. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 23-24, Jan. 1997.

KELLMAN, M.; TACKABERRY, R.; RIGG, L. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 35, n. 1, p. 195-206, Feb. 1998.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth rates and mortality patterns of tropical lowland tree species and the relation to forest structure in Amazonian Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 10, n. 02, p. 151-166, May 1994.

LAMB, E. G.; MALLIK, A. U. Plant species traits across a riparian-zone/forest ecotone. **Journal of Vegetation Science**, Grangarde, v. 14, n. 6, p. 853-858, Dec. 2003.

LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S.; PONS, T. L. **Plant Physiological Ecology**. New York: Springer, 2008. 610 p.

MURPHY, B. P.; BOWMAN, D. M. What controls the distribution of tropical forest and savanna? **Ecology Letters**, Hoboken, v. 15, n. 7, p. 748-58, July 2012.

OSTE, L. A.; TEMMINGHOFF, E. J. M.; RIEMSDIJK, W. H. V. Solid-solution Partitioning of Organic Matter in Soils as Influenced by an Increase in pH or Ca Concentration. **Environmental Science & Technology**, Washington, v. 36, n. 2, p. 208-214, Jan. 2002.

PAULA, J. L.; DUARTE, M. N. **Manual de Métodos de Análise de Solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA – CNPS, 1997. 212 p.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2012.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Volume 1. Planaltina: EMBRAPA - CPAC. 2008. cap. 6, p. 151-212.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 16, n. 6, p. 765-800, Nov. 2000.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The Interpretation and Misinterpretation of Mortality Rate Measures. **Journal of Ecology**, New York, v. 83, n. 2, p. 331-333, Apr. 1995.

STAVER, A. C.; ARCHIBALD, S.; LEVIN, S. A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, Washington, v. 334, n. 6053, p. 230-2, Oct. 2011.

ARTIGO 2

**PARCIONAMENTO DA VARIAÇÃO FLORÍSTICO-ESTRUTURAL
ENTRE BORDAS E INTERIOR DE FLORESTAS DE GALERIA NO
CERRADO BRASILEIRO**

RESUMO

O estudo de bordas florestais é de grande interesse e a diversidade e estrutura das bordas, assim como suas relações com os habitats de interior, são um assunto central em ecologia. Foram examinadas a estrutura e composição de espécies de oito florestas de galeria com o objetivo de investigar as possíveis mudanças que ocorrem no sentido da borda para o interior dessas florestas e suas relações com variáveis edáficas, topográficas e espaciais. Em 48 parcelas de 10 × 20 m, sendo três parcelas na borda e três no interior de cada floresta, foram medidos o (DAP e altura total), marcados, mapeados e identificados todos os arbustos e árvores com $DAP \geq 1$ cm e realizadas coletas de solo e levantamentos topográficos. A riqueza de espécies diferiu entre os ambientes para a amostra total, mas dentro de cada floresta, isso foi confirmado somente nos locais LVS e LUM. Os valores do Índice de Shannon (H') não diferiram entre a borda e o interior, nem para amostra total nem dentro de cada floresta. Não foram encontradas diferenças na densidade de indivíduos entre a borda e o interior e embora a soma de área basal do interior tenha se mostrado superior à da borda para a amostra total, somente em dois locais de estudo foram encontradas diferenças significativas entre a borda e o interior. Avaliando cada local de estudo separadamente, as bordas se mostraram mais heterogêneas que o interior, pois foram encontradas diferenças significativas tanto na densidade quanto na área basal da borda, enquanto no interior somente a densidade diferiu. Borda e interior se mostraram diferentes quanto à frequência de indivíduos nas classes de tamanho, sendo que a borda possui mais indivíduos pequenos que o interior, onde a frequência nas demais classes de tamanho é maior. Há uma baixa similaridade florística entre a borda e o interior e nas bordas as variáveis edáficas foram mais importantes que no interior, onde as variáveis topográficas explicaram mais a variação florística. Os resultados contribuem com o entendimento de como a coexistência de espécies com diferentes tolerâncias e requerimentos ecológicos é possível nas florestas de galeria, mesmo estas sendo estreitas faixas de vegetação sob forte efeito de borda.

Palavras-chave: Efeitos de borda. Fragmentação florestal. Florestas de galeria. Cerrado.

ABSTRACT

The study of forest edges is of great interest and the diversity and structure of edges as well as its relations with interior habitats are a central issue in ecology. We examined the structure and species composition of eight gallery forests in order to investigate the possible changes that occur towards the edge to the interior of these forests and their relationships with soil, topographic and spatial variables. In 48 plots of 10×20 m, three plots on the edge and three within each forest, were measured (DBH and total height), marked, mapped and identified all the shrubs and trees with DBH (diameter at breast height, 1.30 m ground) ≥ 1 cm and conducted soil sampling and topography surveying. The species richness differed between environments for the total sample, but within each forest, it was confirmed only in local LVS and LUM. The values of Shannon Index (H') did not differ between the edge and the interior, or for the total sample or within each forest. There were no differences in the density of individuals between the edge and the interior and although the sum of basal area of the interior has been shown to be superior to the edge for the total sample, only two study sites significant differences were found between the border and the interior. Evaluating each study site separately, the edges were more heterogeneous than the interior because significant differences were found in both density and the basal area in the edges, while for the interior only density differed. Edge and interior showed different frequency of individuals in the size of classes, The edge had smaller individuals the interior, where the frequency in the remaining size classes is increased. There is a low floristic similarity between the edge and the interior and edges the soil variables were more important than inside where topographical variables explained more floristic variation. The results contribute to the understanding of how the coexistence of species with different ecological tolerances and requirements is possible in the gallery forests, even those with narrow vegetation strips under strong edge effect.

Keywords: Edge effects. Forest fragmentation. Gallery forests. Cerrado.

1 INTRODUÇÃO

Florestas e savanas são formações vegetais dominantes nas regiões tropicais úmidas, ocorrendo simultaneamente em mosaicos em vastas áreas (BOND; PARR, 2010; FAVIER et al., 2004; GEIGER et al., 2011). No Brasil, savanas e florestas coexistem no domínio Cerrado (savana brasileira), que apresenta uma grande variação fisionômica, constituindo um mosaico de formações vegetais que variam desde campestres até densas florestas (RIBEIRO; WALTER, 2008). Essas transições entre florestas e savanas (onde se incluem também formações campestres) têm despertado o interesse dos ecólogos em diversas partes do mundo, tais como América do Sul (BIDDULPH; KELLMAN, 1998; DANTAS; BATALHA; PAUSAS, 2013; DANTAS; PAUSAS, 2013; GEIGER et al., 2011; HOFFMANN et al., 2009; HOFFMANN et al., 2012; KELLMAN; TACKABERRY, 1993), América Central (KELLMAN; MEAVE, 1997; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998; MACDOUGALL; KELLMAN, 1992), África (BOND; PARR, 2010; HENNENBERG et al., 2005) e Austrália (BOWMAN, 1993; BOWMAN; FENSHAM, 1991; WILLIAMS et al., 1999). Dentre as questões investigadas estão os fatores que determinam tais transições, a dinâmica temporal destas fronteiras e sua estabilidade ou instabilidade, como estão organizadas as comunidades ali presentes e que características têm as espécies ocorrentes nestes ecótonos.

O estudo dessas áreas de transição entre florestas e formações abertas de savanas ou campos torna-se particularmente importante em face da intensa fragmentação de habitats que vem ocorrendo em todo o mundo, decorrente de atividades antrópicas, tais como ocupação pecuária e agrícola. As fronteiras artificiais criadas pela derrubada de florestas geralmente surgem de forma abrupta, o que faz com que as bordas dos fragmentos formados funcionem como

um ecótono entre a floresta remanescente e a nova matriz antrópica circundante (HARPER et al., 2005; KARK; VAN RENSBURG, 2006). Em fragmentos recém-formados, a composição e dinâmica da vegetação, embora guardando semelhanças com as florestas contínuas originais, sofrem processos de mudança de curto prazo devidos às intensas mudanças ambientais resultantes da criação do fragmento (KELLMAN; MEAVE, 1997; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998). Entretanto, embora existam diversos estudos sobre bordas antrópicas (p. ex. HARPER et al., 2005; LAURANCE; DIDHAM; POWER, 2001; LAURANCE et al., 1998; LAURANCE et al., 2002; LOVEJOY et al., 1986; MALCOLM, 1994; MURCIA, 1995; RIES et al., 2004; SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991), estes sistemas são relativamente jovens e pouco se sabe sobre o futuro destas bordas artificiais ao longo do tempo.

O estudo de florestas de galeria, que representam uma das poucas formas naturalmente fragmentadas de floresta tropical úmida (HOFFMANN et al., 2009; KELLMAN; MEAVE, 1997; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998), oferece uma valiosa oportunidade para o entendimento das consequências da fragmentação florestal sobre a comunidade vegetal em longo prazo. Apesar de serem estreitas faixas de floresta, circundadas por vegetação aberta do Cerrado e sob forte efeito de borda, as florestas de galeria sustentam uma flora excepcionalmente diversa (OLIVEIRA; FELFILI, 2008; OLIVEIRA; FELFILI, 2005). Isso nos induz a investigar como estas florestas estão organizadas espacialmente e como espécies com diferentes requerimentos ecológicos coexistem nas estreitas faixas correspondentes ao gradiente topográfico borda-interior destas florestas. Além do mais, como a maior parte dos estudos têm como foco bordas florestais formadas por ações antrópicas, as bordas naturais são menos entendidas (ERDŐS et al., 2013), constituindo ainda uma importante lacuna do conhecimento.

Em face do exposto, objetivou-se com este estudo investigar as respostas da vegetação das florestas de galeria aos efeitos de borda e as possíveis mudanças que ocorrem no sentido da borda para o interior dessas florestas, assim como as relações entre a vegetação e variáveis edáficas, topográficas e espaciais. A hipótese foi de que há uma diferenciação florística e estrutural entre o ambiente de borda e o interior, uma vez que quanto mais próximo do limite entre a floresta e o campo limpo, mais fortes são os efeitos da matriz aberta sobre a floresta (p. ex. maior incidência de radiação solar, ventos e, ocasionalmente, fogo). Nestas condições, conforme proposto por van den Berg e Oliveira-Filho (1999), seria esperado um predomínio de espécies mais exigentes de luz e de ciclo de vida curto nas bordas e que no interior predominassem as espécies tolerantes à sombra e mais longevas, uma maior densidade de indivíduos que o interior, além de uma maior proporção de indivíduos nas menores classes de altura e diâmetro. Isso seria decorrente da maior disponibilidade de radiação luminosa na borda, que favorece favoreceria a competição e, conseqüentemente, o adensamento. Além disso, pelo fato das bordas serem uma zona de tensão (ecótone), os danos à vegetação (p. ex. devido à maior exposição aos ventos, incêndios e oscilações de temperatura) seriam maiores neste habitat, o que inibiria o crescimento dos indivíduos. Espera-se que os resultados possam contribuir com o conhecimento da estruturação ecológica das florestas de galeria, que permitem a manutenção da alta diversidade nestes ambientes e com a teoria sobre bordas ecológicas, ao investigar os padrões encontrados nestes pequenos fragmentos florestais naturais e antigos.

2 MÉTODOS

2.1 Locais de estudo

Este estudo foi conduzido na região do Alto Rio Grande, sul do Estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 1).

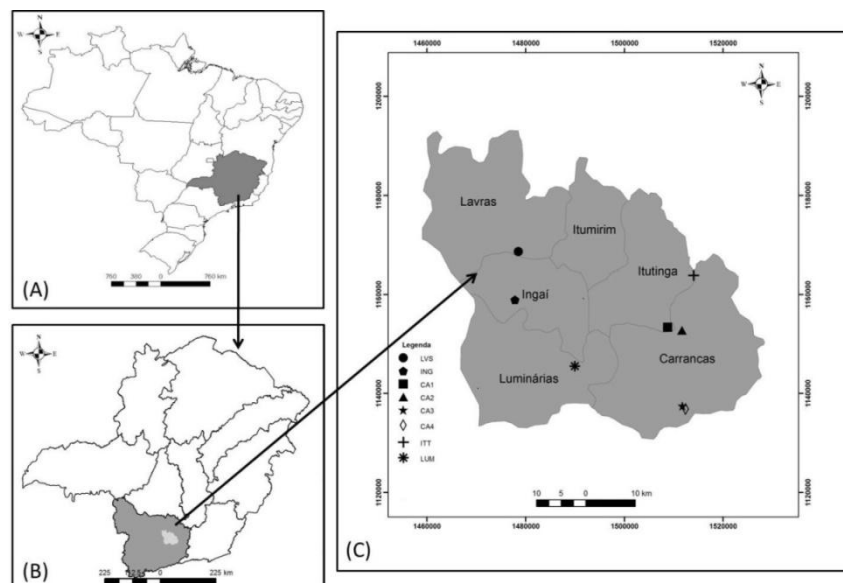


Figura 1 Localização geográfica das áreas de estudo. (A) Estado de Minas Gerais; (B) macrorregiões de Minas Gerais; (C) região Sul de Minas com a localização das áreas amostradas. Os códigos das localidades são apresentados na Tabela 1.

A vegetação da região pode ser definida como uma disjunção do Domínio Cerrado, inserida dentro da área de distribuição das florestas estacionais semidecíduais do Sudeste brasileiro. Nela existe uma extensa área dominada principalmente por campos limpos e, em menor extensão, cerrados sentido estrito (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2004). As áreas dominadas pelos campos são permeadas por

florestas de galeria, a maioria não inundável e que fazem limites abruptos naturais com a vegetação aberta do Cerrado.

O clima da região é Cwa de Köppen, temperado chuvoso (mesotérmico) com invernos secos e verões úmidos, subtropical, com temperatura do mês mais quente maior que 22 °C (22,1 °C em fevereiro). A temperatura média anual é de 20,4 °C, com médias mensais variando de 17,1°C no mês de julho e 22,8 °C em fevereiro. A precipitação média anual é de 1460 mm, sendo cerca de 90% concentrados na primavera/verão (meses de outubro-março) e precipitações mensais médias variando de 7 mm no mês de julho a 321 mm em fevereiro (DANTAS; CARVALHO; FERREIRA, 2007). A altitude da região varia de 850 a aproximadamente 1500 m. O relevo predominante é plano a ondulado, com áreas mais acidentadas nos espigões das serras. Os principais solos da região são os Cambissolos (~75% da área) e Latossolos (~20%), com raras ocorrências de argissolos e solos aluviais (GIAROLLA et al., 1997).

2.2 Amostragem da vegetação e dados ambientais

Dentro da região descrita, foram selecionadas oito florestas de galeria (Tabela 1). Em cada floresta amostrada foram alocadas seis parcelas 10 × 20 m, sendo três nas bordas e três no interior. As parcelas de borda foram alocadas em trechos onde as bordas das florestas eram relativamente retilíneas, respeitando-se uma distância mínima de 10 m entre uma parcela e outra. O limite superior das parcelas de borda correspondeu à linha de árvores limítrofe entre a floresta e o campo e das parcelas de interior à distância de 20 m do limite inferior das parcelas de borda. Tanto as parcelas de borda quanto as de interior foram alocadas com seu maior comprimento paralelo à floresta. Todos os indivíduos de arbustos e árvores com DAP (diâmetro à altura do peito, 1,30 m do solo) ≥ 1 cm foram identificados, mapeados e medidos quanto ao DAP e sua altura estimada.

A identificação seguiu o sistema de classificação Angiosperm Phylogeny Group III (APG III, 2009). Os indivíduos perfilhados foram incluídos quando a soma das áreas de secção de seus caules correspondia ou superavam o critério de inclusão. As parcelas de borda foram alocadas entre julho de 2009 e janeiro de 2010 e as de interior entre julho de 2013 e fevereiro de 2014. Optou-se por utilizar os dados de 2009/2010 para as bordas porque o interesse neste estudo foi amostrar áreas bem conservadas, que não apresentavam indícios de impactos como corte seletivo intenso, bosqueamento, corte raso, incêndio evidentes etc., o que aconteceu entre 2009/2010 e 2013/2014, quando o interior foi amostrado.

Para a caracterização ambiental, foram coletadas amostras compostas de solo superficial (0-20 cm) e realizados levantamentos topográficos em cada parcela. Foram utilizadas três variáveis topográficas: altitude, máximo desnível (maior distância vertical entre os vértices das parcelas) e declividade média (média simples das declividades nas duas diagonais, cruzando a parcela retangular). As variáveis de solo analisadas foram: pH (mensurado por suspensão de solo em água), níveis de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), ferro (Fe), zinco (Zn), manganês (Mn), cobre (Cu), matéria orgânica (MO), alumínio (Al), H+Al (acidez potencial), SB (soma de bases trocáveis), t (capacidade de troca catiônica efetiva), T (capacidade de troca catiônica em pH 7,0), V (índice de saturação de bases), m (índice de saturação de alumínio) e P-rem (fósforo remanescente) e porcentagens de areia, silte e argila. As análises químicas e físicas seguiram os protocolos de Paula e Duarte (1997) e foram conduzidas no Laboratório de Solos da Universidade Federal de Lavras.

Tabela 1 Características das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.

Local	Município	BORDA		INTERIOR	
		Coordenadas		Coordenadas	
LVS	Lavras	21°20'43,8"S	44°58'36,8"W	21°20'44,5"S	44°58'41,4"W
ING	Ingaí	21°25'45,1"S	44°58'25,8"W	21°25'43,6"S	44°58'24,2"W
CA1	Carrancas	21°26'59,9"S	44°39'19,5"W	21°27'01,1"S	44°39'19,5"W
CA2	Carrancas	21°27'9,8"S	44°37'33,0"W	21°27'15,9"S	44°37'16,3"W
CA3	Carrancas	21°34'58,7"S	44°36'32,1"W	21°35'01,2"S	44°36'32,1"W
CA4	Carrancas	21°35'15,2"S	44°36'07,2"W	21°35'18,6"S	44°36'09,3"W
ITT	Itutinga	21°21'20,4"S	44°36'48,7"W	21°21'21,6"S	44°36'53,3"W
LUM	Luminárias	21°31'58,8"S	44°50'16,0"W	21°32'01,6"S	44°50'15,9"W

2.3 Análise dos dados

Foram calculadas a densidade de indivíduos e a soma de área basal (para a borda e o interior, separadamente) para a amostra total e para cada floresta. Testou-se então a existência de diferenças significativas nas médias dessas variáveis entre os ambientes de borda e interior, por meio do teste t de Student para a amostra total e para cada área separadamente. Testou-se ainda se as médias de densidade e área basal diferem significativamente entre as áreas, considerando cada ambiente separadamente, por meio de análises de variância (ANOVA), seguidas pelo teste de Tukey, quando pertinente. Avaliou-se também se a distribuição de frequência de indivíduos em classes diamétricas (1-5 cm; 5,01-10 cm e >10 cm) e de altura (1,3-5 m; 5,1-10 m e >10 m) observada no interior difere da esperada (calculada com base na distribuição de frequência dos valores de altura e DAP da borda) por meio de um teste de qui-quadrado (χ^2). As espécies que apresentaram 50 indivíduos ou mais na amostragem total foram classificadas em grupos ecológicos, seguindo a proposta de Swaine e Whitmore (1988), sendo: (a) pioneiras, aquelas que necessitam de luz direta para germinar e se estabelecer; (b) clímax exigentes de luz, aquelas cujas sementes conseguem

germinar nas condições de sombra do sub-bosque, embora os imaturos necessitem de luz abundante para crescer e atingir o dossel; e (c) clímax tolerantes à sombra, aquelas que germinam e conseguem crescer nas condições de sombra do sub-bosque, atingindo a maturidade sob o dossel ou no dossel da floresta. As informações ecológicas sobre as espécies foram obtidas em outros trabalhos realizados na região (NUNES et al., 2003; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994a; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994b; PEREIRA et al., 2010; PINTO et al., 2005).

Para verificar se existem diferenças na riqueza de espécies entre os ambientes de borda e interior, tanto para a amostra total quanto dentro de cada floresta estudada, utilizou-se intervalos de confiança (95%) gerados no programa computacional EstimateS, versão 9 (COLWELL, 2013). Os resultados foram gerados a partir de 999 randomizações nos dados de abundância de indivíduos. Como o número de indivíduos encontrados no interior foi inferior ao encontrado na borda, os resultados para o interior foram extrapolados para o número de indivíduos da borda. Uma vez que o número de indivíduos dentro de cada floresta também difere entre os ambientes de borda e interior, optou-se por um número intermediário de indivíduos (600) para cada área, truncando ou extrapolando os resultados caso os números encontrados nas parcelas de cada ambiente fossem maiores ou menores que este. Obteve-se também as estimativas de diversidade, por meio do Índice de diversidade de Shannon-Wiener (H'). Para comparar a diversidade de espécies entre o ambiente de borda e de interior para a amostra total foram realizados testes t de Student e para comparar os valores de diversidade dentro de cada floresta, realizou-se análises de variância (ANOVA).

Para verificar se existe uma diferenciação florística entre a borda e o interior das florestas de galeria, realizou-se a ordenação dos dados por meio da técnica de escalonamento multidimensional não métrico (*Non-Metric*

Multidimensional Scaling– NMDS). Para tal, foi utilizada uma matriz de presença e ausência das espécies amostradas em cada área de estudo, separadas por ambiente (borda e interior) e o índice de dissimilaridade utilizado foi o de Jaccard. Para esta análise, foi utilizado o programa PC-ORD 5.10 (MCCUNE; MEFFORD, 2006).

Avaliou-se ainda o quanto preditores ambientais e espaciais influenciam os padrões florísticos e quais as variáveis ambientais mais importantes em cada ambiente (borda e interior) por meio de Análises de Redundância (RDA). Para isso, primeiro testou-se a existência de autocorrelação espacial (ACE) significativa nas variáveis respostas (abundância das espécies) e nas variáveis preditoras (solo e topografia) por meio de correlogramas de Moran I (FORTIN; DALE, 2005), utilizando o programa computacional SAM (*Spatial Analysis in Macroecology*) versão 4.0 (RANGEL; DINIZ; BINI, 2010). O número e o tamanho das classes de distância utilizadas foram os *defaults* gerados automaticamente pelo programa em cada análise e o valor p calculado após 999 permutações. Foram consideradas as variáveis estruturadas espacialmente quando autocorrelação espacial significativa foi detectada em pelo menos uma das classes de distância (pela correção sequencial de Bonferroni). Quando ACE foi detectada, utilizou-se como variáveis preditoras adicionais filtros espaciais (Moran's Eigenvector Maps – MEM) (DRAY; LEGENDRE; PERES-NETO, 2006). Os MEM foram construídos a partir de uma matriz espacial, contendo as coordenadas geográficas das parcelas, utilizando o pacote “spacemaker” da plataforma R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012). Avaliou-se inicialmente uma matriz florística contendo a abundância de todas as espécies amostradas em cada local de estudo, uma matriz ambiental, contendo 22 variáveis de solo e três variáveis topográficas e uma matriz espacial, contendo todos os MEM gerados anteriormente. Em seguida, removeu-se os *singletons* e aplicou-se a transformação de Hellinger na tabela florística, aumentando o peso

das espécies abundantes (DRAY et al., 2012; LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). Com base nos resultados de uma PCA (Principal Component Analysis), gerada inicialmente a partir dos dados ambientais, foram excluídas as colineariedades e selecionadas os principais componentes ambientais. Por fim, os MEM não significativos pelo teste de Moran I foram excluídos da matriz espacial. A RDA espacial foi efetuada com a matriz florística Hellinger-transformada e a contendo os MEM selecionados pelo teste de Moran I. A RDA ambiental foi rodada com a matriz florística Hellinger-transformada, a matriz ambiental e as variáveis topográficas, que foram padronizadas. Seguindo Blanchet, Legendre e Borcard (2008), aplicou-se o procedimento de seleção progressiva para os preditores ambientais (significativamente relacionados com a variação observada na tabela de espécies) e espaciais (com exceção dos MEM não significativos pelo teste de Moran I, que foram retirados a priori). O procedimento de seleção progressiva foi realizado usando o pacote “packfor” do ambiente R e objetivou selecionar somente as variáveis que provêm significativa contribuição na explicação da variação florística. Por fim, realizou-se a partição da variância (BORCARD; LEGENDRE; DRAPEAU, 1992; LEGENDRE; BORCARD; PERES-NETO, 2005; LEGENDRE; BORCARD; ROBERTS, 2012; PERES-NETO; LEGENDRE, 2010) para acessar quanto da variação florística é explicada pelo componente puramente ambiental, puramente espacial e pela variação ambiental espacialmente estruturada. As frações obtidas foram testadas quanto à significância por testes de permutação (com 999 repetições). Utilizamos para estas análises o pacote “Vegan” (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012).

Para detectar possíveis diferenças nas variáveis edáficas e topográficas entre os habitats de borda e interior foram utilizados o teste de Wilcoxon.

3 RESULTADOS

Foi amostrado um total de 5075 indivíduos de arbustos e árvores com $DAP \geq 1$ cm nas parcelas de borda e 4929 nas parcelas de interior. Os indivíduos amostrados estão distribuídos em 207 espécies, 113 gêneros e 52 famílias na borda e 213 espécies, 116 gêneros e 58 famílias no interior (espécies amostradas, com suas respectivas abundâncias podem ser encontradas na Tabela S1 do material suplementar). As espécies que apresentaram maior número de indivíduos na borda em ordem decrescente foram *Myrsine umbellata*, *Eremanthus erythropappus*, *Myrcia splendens*, *Psychotria vellosiana*, *Hyptidendron asperimum*, *Vismia guianensis*, *Casearia sylvestris*, *Vochysia tucanorum*, *Pera glabrata* e *Leandra scabra*, que somaram 51% do número total de indivíduos. No interior, as espécies com o maior número de indivíduos foram *Psychotria vellosiana*, *Myrcia splendens*, *Calyptranthes clusiifolia*, *Leandra scabra*, *Calyptranthes brasiliensis*, *Faramea latifolia*, *Rudgea jasminoides*, *Protium spruceanum*, *Piper cernuum* Vell. e *Pera glabrata*, que somaram 40,4% dos indivíduos amostrados neste ambiente.

As famílias botânicas que mais contribuíram com o total de indivíduos na borda foram Myrtaceae (853), Myrsinaceae (632), Asteraceae (618), Rubiaceae (418) e Melastomataceae (386), que responderam por 57,3% do total de indivíduos. No interior, as famílias mais representativas foram Rubiaceae (1109), Myrtaceae (868), Melastomataceae (333), Euphorbiaceae (206) e Lauraceae (206), que somaram 55,2% do total de indivíduos. As famílias com o maior número de espécies na borda foram Myrtaceae (29), Melastomataceae (19), Asteraceae (15), Fabaceae (13) e Rubiaceae (11) e no interior foram Myrtaceae (36), Melastomataceae (19), Rubiaceae (14), Lauraceae (14) e Fabaceae (11), somando 42,0% e 43,7% do total de espécies na borda e interior, respectivamente. Os gêneros com o maior número de espécies na borda foram

Miconia (12), *Myrcia* (7), *Myrsine* (5), *Casearia* (5), *Eugenia* (5) e *Ilex* (5), que contribuíram com 18,8% do total de espécies, e no interior foram *Miconia* (15), *Eugenia* (9), *Myrcia* (7), *Ocotea* (7) e *Maytenus* (6) somando 20,5% do total de espécies.

A riqueza de ambos os ambientes foi estatisticamente igual para a amostra total (Gráfico 1). Considerando as áreas de estudo separadamente, apenas em LVS e LUM a riqueza do interior foi mais elevada que na borda (Gráfico 2). Não foram encontradas diferenças significativas na diversidade de espécies entre a borda e o interior nem para a amostra total ($t=-0,92$; $p=0,36$) nem para cada área separadamente.

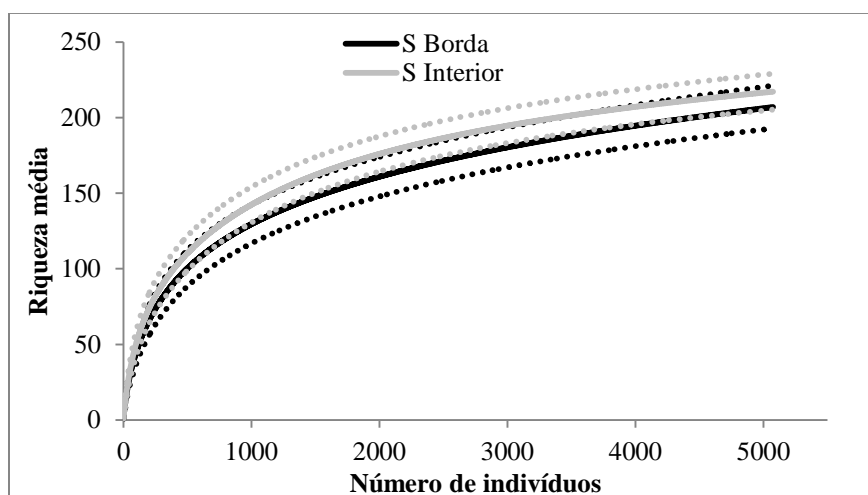


Gráfico 1 Análise da riqueza de espécies encontrada na borda e no interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, com seus respectivos intervalos de confiança (95%). Os resultados se referem ao intervalo gerado para 5075 indivíduos em cada ambiente (extrapolado para o interior).

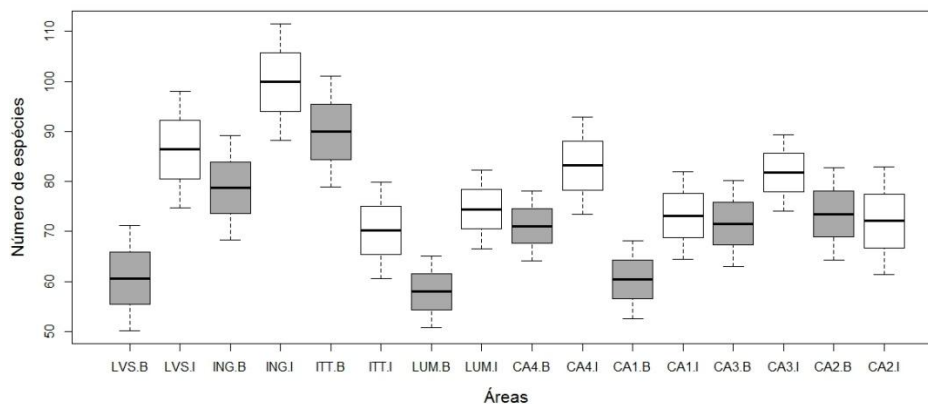


Gráfico 2 Análise da riqueza de espécies encontrada em cada floresta de galeria estudada na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, com seus respectivos desvio padrão. Locais onde os intervalos se sobrepõem são considerados estatisticamente iguais em termos de riqueza de espécies. Os resultados se referem ao intervalo gerado para 600 indivíduos em cada ambiente, para cada área de estudo (por truncagem ou extrapolação, quando necessário). Os códigos das áreas estão na Tabela 1.

As parcelas tenderam a se agrupar por ambiente, indicando baixa similaridade florística entre a borda e o interior (Gráfico 3). As parcelas de borda apresentaram maior dispersão no eixo 2 que as de interior, indicando uma maior diferenciação entre elas. Os três primeiros eixos da NMDS resultaram em um stress de 9,08 após 169 interações.

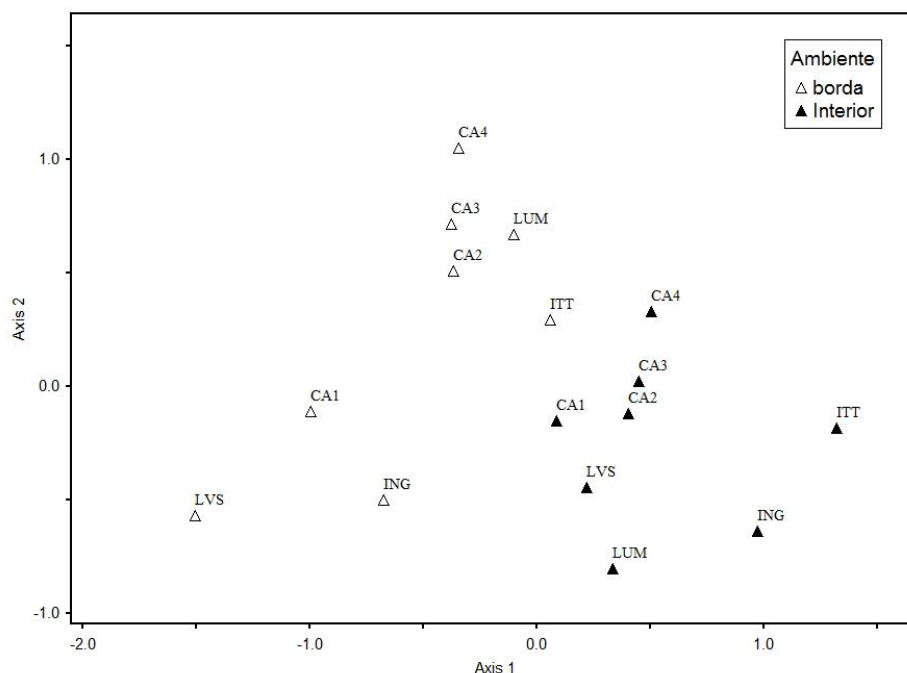


Gráfico 3 Diagrama de ordenação das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, separadas por ambiente baseado na técnica de escalonamento multidimensional não métrico (NMDS) para os dados de presença e ausência de espécies. Os códigos das áreas estão na Tabela 1.

A densidade e a área basal estimadas para a amostra total foram, respectivamente, $10573 \text{ ind.ha}^{-1}$ e $22,7 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ nas bordas e $10269 \text{ ind.ha}^{-1}$ e $30,95 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ no interior. Considerando a amostra total, os ambientes de borda e interior apresentaram densidade média de indivíduos estatisticamente iguais ($t=0,19$; $p=0,85$), mas soma de área basal média diferente ($t=-2,62$; $p=0,02$), sendo a do interior superior à da borda. Ao analisar cada floresta separadamente (Tabelas 2 e 3), foram identificadas diferenças na média de densidade entre a borda e o interior somente no local CA2 ($t=3,38$; $p=0,03$), sendo a média da borda superior à do interior. Com relação à soma de área basal, o interior tende a apresentar maiores valores do que a borda, embora tendências significativas

tenham sido identificadas apenas para as áreas LVS ($t=-3,88$; $p=0,02$) e ITT ($t=-3,49$; $p=0,03$), sendo as médias do interior superiores à das bordas em ambas.

Tabela 2 Densidade média de indivíduos e comparações estatísticas (teste t) entre a borda e o interior de cada floresta de galeria estudada na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Valores de $p<0,05$ são apresentados em negrito.

Local	DENSIDADE			
	Média borda (ind.ha ⁻¹)	Média interior (ind.ha ⁻¹)	t	p
LVS	5667,67	8116,68	-1,29	0,27
ING	7200,00	9283,33	-0,80	0,46
CA1	9333,33	10483,33	-1,32	0,25
CA2	17350,00	10000,00	3,38	0,03
CA3	10950,00	11716,67	-0,47	0,66
CA4	13783,33	9983,33	2,11	0,10
ITT	6733,33	8466,67	-0,96	0,39
LUM	13616,67	14100,00	-0,65	0,55

Tabela 3 Área basal média e comparações estatísticas (teste t) entre a borda e o interior de cada floresta de galeria estudada na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Valores de $p<0,05$ são apresentados em negrito.

	ÁREA BASAL			
	Média borda (m ² .ha ⁻¹)	Média interior (m ² .ha ⁻¹)	t	p
LVS	19,05	32,98	-3,88	0,02
ING	14,69	29,31	-1,93	0,13
CA1	17,34	19,30	-0,54	0,61
CA2	24,35	34,05	-1,70	0,16
CA3	39,11	33,93	0,64	0,55
CA4	26,80	33,69	-1,66	0,17
ITT	14,97	33,08	-3,49	0,02
LUM	21,08	31,28	-1,95	0,12

Analisando a variação entre florestas em termos de médias de densidade e área basal para cada ambiente (borda e interior) em separado, encontramos que as bordas apresentam maior heterogeneidade que o interior. Há diferenças entre

as áreas tanto em termos de densidade ($F=9,10$; $p<0,01$) quanto de área basal ($F=3,66$; $p=0,01$) nas bordas (Tabela 4). A borda mais densa é a CA2 (17350 ind.ha⁻¹), sendo sua densidade superior à dos locais LVS, ING, CA1 e ITT e igual à dos demais. A borda menos densa é a LVS (5667 ind.ha⁻¹), que apresenta densidade inferior aos locais CA2, CA4 e LUM e igual às demais. Com relação à área basal, o local com maior valor foi CA3 (39,11 m².ha⁻¹), que supera as áreas ING, CA1 e ITT e o menor valor foi encontrado no local ING (14,69 m².ha⁻¹) que se mostrou inferior à área basal de CA3 (39,10 m².ha⁻¹). No interior, há diferenças na densidade ($F=2,77$; $p=0,04$) somente entre as áreas de menor e maior média, que são LVS (8117 ind.ha⁻¹) e LUM (14100 ind.ha⁻¹) e não há diferenças significativas para a área basal ($F=1,81$; $p=0,15$).

Tabela 4 Comparações das médias de densidade e área basal entre a borda e o interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de significância. Os códigos das florestas estão na Tabela 1.

Local	DENSIDADE		ÁREA BASAL	
	Média borda (ind.ha ⁻¹)	Média interior (ind.ha ⁻¹)	Média borda (ind.ha ⁻¹)	Média interior (ind.ha ⁻¹)
LVS	5667 ^a	8117 ^a	19,06 ^{ab}	32,98 ^a
ITT	6733 ^a	8467 ^{ab}	14,97 ^a	33,08 ^a
ING	7200 ^{ab}	9283 ^{ab}	14,69 ^a	29,31 ^a
CA1	9333 ^{ab}	10483 ^{ab}	17,34 ^a	19,30 ^a
CA3	10950 ^{abc}	11717 ^{ab}	39,11 ^b	33,93 ^a
LUM	13617 ^{bc}	14100 ^b	21,08 ^{ab}	31,27 ^a
CA4	13783 ^{bc}	9983 ^{ab}	26,80 ^{ab}	33,69 ^a
CA2	17350 ^c	10000 ^{ab}	24,35 ^{ab}	34,05 ^a

Considerando a amostra total para a borda e para o interior, as classes que apresentaram maior frequência de indivíduos em ambos os ambientes foram as primeiras, tanto para a altura quanto para o DAP (Gráfico 4). Na borda, 84,5% dos indivíduos têm entre 1,3 e 5 m de altura e 85,0% entre 1 e 5 cm de DAP e no interior, essas mesmas classes são representada por 75,5% e 81,0%

para altura e DAP respectivamente. A segunda classe de altura (5,1 – 10 m) foi representada por 12,7% dos indivíduos na borda e 18,9% no interior e a terceira (>10 m) por 2,8% na borda e 5,5% no interior. Para o DAP a segunda classe (5,1 – 10 cm) foi representada por 9,7% na borda e 11,4% no interior e na terceira classe (>10 cm) por 5,3% nas bordas e 7,6% no interior (Gráfico 4).

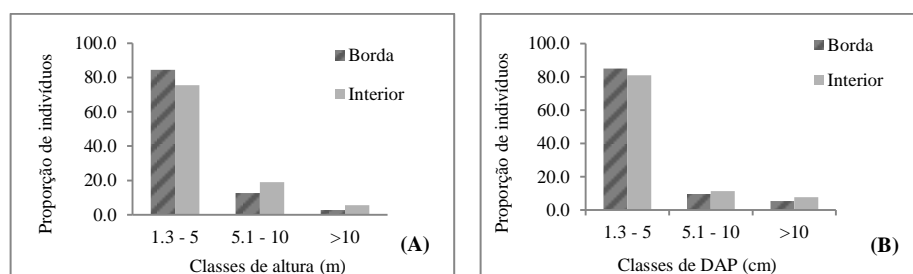


Gráfico 4 Distribuição de altura (A) e DAP (B) dos indivíduos amostrados nas florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.

Há diferenças significativas entre a frequência de indivíduos nas classes de altura e DAP da borda e do interior ao nível de significância de 5% ($\chi^2=327,54$; $p < 0,01$ e $\chi^2=72,42$; $p < 0,01$ para altura e DAP, respectivamente). Tanto para a altura quanto para o DAP, no interior, foi observado uma proporção menor de indivíduos na primeira classe e maior nas demais classes do que o esperado se este ambiente seguisse a distribuição da borda. Considerando cada área de estudo separadamente, foram identificadas diferenças significativas nas distribuições de frequência de altura entre a borda e o interior em LVS ($\chi^2=431,75$; $p < 0,01$), ING ($\chi^2=29,50$; $p < 0,01$), CA1 ($\chi^2=362,73$; $p < 0,01$), CA2 ($\chi^2=545,77$; $p < 0,01$), CA3 ($\chi^2=28,45$; $p < 0,01$) e CA4 ($\chi^2=12,14$; $p < 0,01$). Em todos estes locais foi observada uma menor proporção de indivíduos no interior na primeira classe de altura e maior nas demais classes do que o esperado. A frequência observada foi igual à esperada em ITT ($\chi^2=4,66$; $p=0,10$) e LUM ($\chi^2=5,09$; $p=0,08$). Para o DAP, foram encontradas diferenças nas distribuições

de frequência em LVS ($\chi^2=7,44$; $p=0,02$), ING ($\chi^2=7,21$; $p=0,03$), CA2 ($\chi^2=168,70$; $p<0,01$), CA3 ($\chi^2=12,91$; $p<0,01$) e CA4 ($\chi^2=39,45$; $p<0,01$), sendo a frequência observada igual à esperada em CA1 ($\chi^2= 1,70$; $p=0,43$), ITT ($\chi^2=5,38$; $p=,07$) e LUM ($\chi^2=3,88$; $p=0,14$). Nos locais LVS e ING foi observado uma maior proporção de indivíduos na primeira e na terceira classe e menor na segunda classe. Nos locais CA2, CA3 e CA4 foi observado uma menor proporção de indivíduos na primeira classe e maior na segunda e terceira classe de DAP do que o esperado para o interior.

A frequência de indivíduos em cada grupo ecológico difere entre a borda e o interior ($\chi^2= 4679,45$; $p<0,01$). A maior parte dos indivíduos, tanto da borda quanto do interior pertence ao grupo das espécies clímax exigentes de luz, que representaram 65,7% e 51% dos indivíduos na borda e interior, respectivamente. O segundo grupo mais abundante na borda é o das espécies pioneiras (28,1%) e no interior o das espécies clímax tolerantes à sombra (35,8%). O grupo menos expressivo na borda foi o das espécies clímax tolerantes à sombra, que responderam por apenas 6,2% dos indivíduos e no interior o grupo das pioneiras, que somam 13,2% dos indivíduos (Gráfico 5). A lista de espécies com sua respectiva classificação ecológica pode ser encontrada nas Tabelas S2 e S3, para borda e interior, respectivamente, do material suplementar.

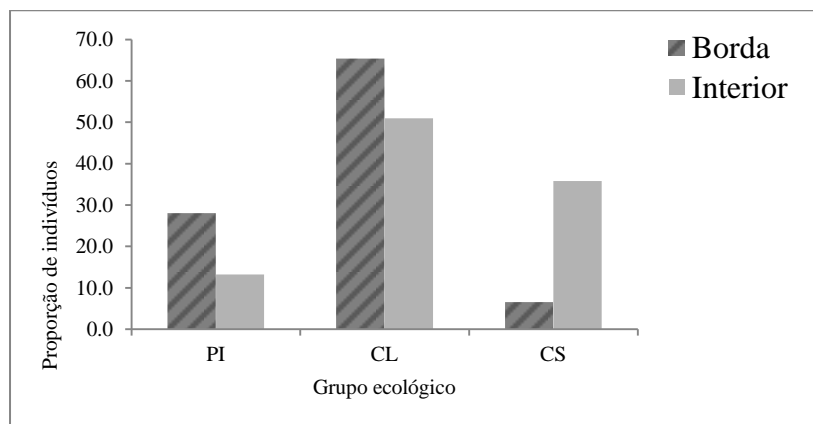


Gráfico 5 Distribuição em grupos ecológicos dos arbustos e árvores (espécies com mais de 50 indivíduos na amostragem total) amostrados nas florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. P = pioneiras, CL = clímax exigentes de luz e CS = clímax tolerantes à sombra.

A variação na composição e abundância das espécies explicada por cada fração (puramente ambiental [a], ambiental espacialmente estruturada [b] e puramente espacial [c]) é similar para a borda e o interior. Na borda, a fração [a] explicou 13% da variância ($R^2_{\text{ajustado}} = 0,13$; $p < 0,01$), a fração [b] 19% ($R^2_{\text{ajustado}} = 0,19$) e a fração [c] não foi significativa, enquanto 65% da variação permaneceu não explicada. Já para o interior, a fração [a] explicou 16% ($R^2_{\text{ajustado}} = 0,16$; $p < 0,01$), a fração [b] 17% ($R^2_{\text{ajustado}} = 0,17$), a fração [c] 6% ($R^2_{\text{ajustado}} = 0,06$; $p = 0,03$) e a fração residual foi de 61%. As variáveis ambientais selecionadas para cada ambiente são mostradas na Tabela 5.

Tabela 5 Variáveis ambientais selecionadas pelo procedimento de seleção progressiva ($p < 0.05$) para compor os modelos estatísticos que explicam a variação florística nos ambientes de borda e de interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais.

BORDA				INTERIOR			
Variáveis	R²	F	p	Variáveis	R²	F	p
Altitude	0.14	3.64	<0,01	Altitude	0.14	3.53	<0,01
Alumínio	0.11	3.05	<0,01	Alumínio	0.12	3.27	<0,01
Fósforo	0.07	2.15	<0,01	pH	0.07	2.16	<0,01
Cálcio	0.07	2.15	<0,01	Declividade média	0.06	1.9	0.02
Potássio	0.06	1.84	0,01	Manganês	0.05	1.7	0.04
Matéria Orgânica	0.05	1.77	0,02	Máximo desnível	0.06	2.14	0.01

O pH do solo foi significativamente menor e o conteúdo de alumínio maior no interior que na borda. O conteúdo de fósforo da borda foi significativamente inferior ao do interior enquanto o teor de manganês mostrou tendência contrária, sendo maior no interior. Os conteúdos de Cálcio, Potássio e matéria orgânica não apresentaram diferenças significativas entre os ambientes (Tabela 6).

Tabela 6 Resultados para os testes de comparação entre as variáveis edáficas e topográficas dos ambientes de borda e interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. Os valores p destacados em negrito foram significativos pelo teste de Wilcoxon. A descrição das siglas adotadas para cada variável se encontra na descrição da metodologia utilizada nas análises de solos.

Variável	Mediana da borda	Mediana do interior	W	p
pH	4,60	4,10	538	<0,01
P (mg.dm ⁻³)	2,30	4,48	98	<0,01
K (mg.dm ⁻³)	84,00	76,00	362	0,13
Ca (cmol.dm ⁻³)	0,10	0,10	242	0,27
Mg (cmol.dm ⁻³)	0,10	0,10	388	0,01
Al (cmol.dm ⁻³)	2,40	3,05	141,5	<0,01
H+Al (cmol.dm ⁻³)	13,00	15,33	186	0,03
SB (cmol.dm ⁻³)	0,40	0,41	384	0,75
t (cmol.dm ⁻³)	3,05	3,41	153,5	<0,01
T (cmol.dm ⁻³)	13,30	15,70	189	<0,01
V (%)	2,60	2,42	371	0,01
m (%)	83,00	88,37	229	0,22
MO (dag.Kg ⁻¹)	4,20	3,99	345	0,24
P-Rem (mg.L ⁻¹)	17,60	13,96	406	0,01
Zn (mg.dm ⁻³)	0,50	0,63	132,5	<0,01
Fe (mg.dm ⁻³)	87,15	77,18	368	0,10
Mn (mg.dm ⁻³)	2,25	2,85	192	0,05
Cu (mg.dm ⁻³)	1,70	1,16	447	<0,01
B (mg.dm ⁻³)	0,10	0,10	271	0,72
Areia (dag.Kg ⁻¹)	54,00	50,50	329	0,40
Silte (dag.Kg ⁻¹)	19,00	14,00	372,5	0,08
Argila (dag.Kg ⁻¹)	26,50	34,50	169,5	0,01
Declividade média	-0,21	-0,14	196	0,05
Máximo desnível	4,93	6,26	162	<0,01

4 DISCUSSÃO

Os resultados suportaram apenas parcialmente a hipótese de que a estrutura e composição de espécies mudam da borda para o interior das florestas de galeria estudadas. Os padrões estruturais não se mostraram suficientemente divergentes entre a borda e o interior, no entanto, a composição de espécies se mostrou bastante distinta entre estes ambientes. O padrão esperado para fragmentos florestais recém-formados é de uma maior densidade de indivíduos próximo às bordas, devido principalmente à maior disponibilidade de luz nesta região, que favorece o adensamento da vegetação (MURCIA, 1995). Este padrão tem sido observado tanto em bordas artificiais (p. ex. BROTHERS; SPINGARN, 1992; CAMARGO; KAPO, 1995; KAPO et al., 1993; LOVEJOY et al., 1986; PALIK; MURPHY, 1990; WILLIAMS-LINERA, 1990; YOUNG; MITCHELL, 1994) quanto naturais (p. ex. KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998; VAN DEN BERG; OLIVEIRA-FILHO, 1999). No entanto, os resultados revelam que as florestas de galeria estudadas não seguem este padrão, visto que a densidade nas bordas é estaticamente igual à do interior. De modo similar, a soma de área basal, que se mostrou diferente entre os ambientes na amostra total, difere pouco entre a borda e o interior dentro de cada floresta estudada. Mesmo com a tendência de uma maior soma de área basal no interior, as diferenças nas médias foram significativas em apenas dois locais de estudo. Isso sugere que a média da amostragem total pode ter sido influenciada pela amplitude dos valores de área basal dos locais que apresentaram extremos de média.

Por outro lado, apesar das semelhanças na densidade e na soma de área basal entre a borda e o interior, estes diferiram quanto à frequência de indivíduos nas classes de tamanho. A borda apresentou uma frequência de indivíduos de pequeno porte (1-5 cm de DAP e 1,3 a 5 m de altura) superior à do interior e de

indivíduos de médio (5,01-10 cm de DAP e 5,01 a 10 m de altura) e grande porte (>10 cm de DAP e >10 m de altura) inferior à do interior. De acordo com van den Berg e Oliveira-Filho (1999) esse é um padrão comum em bordas florestais, tanto naturais quanto antrópicas. Segundo estes autores, tal fato pode ser atribuído a três fatores, que podem não ser mutuamente exclusivos. O primeiro é a de que a floresta está se expandindo para o campo limpo. Assim, a maior parte dos indivíduos presentes nas bordas seriam pequenos por serem jovens. O segundo é que, por estarem em uma região ecotonal, mais expostos aos efeitos de borda (p. ex. vento, variações de temperatura e ocasionalmente fogo), os indivíduos presentes nas bordas teriam seu crescimento em diâmetro e altura diminuído. Por último, a borda teria uma composição diferenciada, com o predomínio de espécies altamente exigentes de luz e de ciclo de vida curto e, por isto, de menor porte. Em adição, apesar do interior não apresentar densidade e soma de área basal distintas da borda, o interior se mostrou mais homogêneo com relação a estes atributos, com poucas diferenças entre os locais de estudo. Uma provável explicação para essa menor estabilidade das bordas seria sua maior exposição às variações microclimáticas e perturbações externas com relação aos habitats de interior (KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998; MURCIA, 1995), o que reflete a heterogeneidade encontrada nas médias de densidade e área basal entre os locais de estudo.

Apesar da literatura sobre efeitos de borda em paisagens fragmentadas prever uma menor riqueza de espécies nas bordas de fragmentos antrópicos recentes (MURCIA, 1995), os resultados mostram que em bordas naturais e antigas, tais como as das florestas de galeria, isso não é observado. Analisando os padrões florísticos, verificou-se que as bordas das florestas de galeria estudadas são tão ricas e diversas quanto os seus habitats de interior. Neste contexto, um fator importante, que contribui com a alta riqueza de espécies das florestas de galeria é a resposta diferencial das espécies à variação ambiental e

aos distúrbios, principalmente nas bordas, que é a porção de habitat mais exposta às perturbações externas (KELLMAN; TACKABERRY, 1993; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998). As bordas sofrem mais com a ação dos ventos, a incidência luminosa é maior, ocorrem mais variações de temperatura (OLIVEIRA-FILHO, 1994a; OLIVEIRA; FELFILI, 2008) e são, ocasionalmente, atingidas por fogo (KELLMAN; MEAVE, 1997). Seja de origem antrópica ou natural, incêndios frequentemente atingem os campos e cerrados adjacentes às florestas de galeria. Normalmente, o fogo se extingue nas bordas destas florestas, que possuem menos material inflamável e microclima menos favorável à sua propagação (BIDDULPH; KELLMAN, 1998; FELFILI, 1997; KELLMAN; MEAVE, 1997; MACDOUGALL; KELLMAN, 1992; OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999). Apesar de consumir a serrapilheira e raízes superficiais e matar plântulas e indivíduos jovens, o fogo contribui para a heterogeneidade ambiental, possibilitando o estabelecimento de espécies com diferentes características e requerimentos ecológicos (KELLMAN; MEAVE, 1997; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998; MACDOUGALL; KELLMAN, 1992). Neste sentido, as espécies que compõem as bordas das florestas de galeria seriam mais hábeis para se desenvolver e prosperar em regimes de alta disponibilidade de luz e algumas inclusive seriam tolerantes ao fogo (KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998). A concentração dessas espécies nas bordas forma um tampão na borda imediata, atenuando os efeitos de borda e prevenindo intrusões por fogo no interior da floresta, o que favorece as espécies tolerantes à sombra e intolerantes ao fogo (MEAVE; KELLMAN, 1994).

Os dados obtidos vão de encontro com o que foi discutido acima, pois como observado, mesmo com a baixa similaridade florística entre as bordas dos diferentes locais de estudo (COELHO, 2011), estas são mais similares entre si do que com seus respectivos habitats de interior. As bordas são compostas quase

que integralmente (93,4%) por indivíduos dependentes de luz em algum estágio de seu desenvolvimento, em detrimento do interior, onde estes grupos representam (64,2%) dos indivíduos mais abundantes. Por outro lado, espécies tolerantes à sombra são muito mais abundantes no interior, onde a proporção de indivíduos deste grupo ecológico se mostrou mais de cinco vezes superior à da borda. Nas florestas de galeria, além da luz penetrar pelas aberturas dossel, ocorre também à entrada lateral de luz, nos limites com o campo limpo. van den Berg e Santos (2003) estudaram a variação ambiental em uma das florestas avaliadas no presente estudo (local ITT) e verificaram que a luz penetra de 30 a 50 m através das bordas para dentro da floresta. Esta entrada lateral da luz tem um papel determinante na composição e estrutura da vegetação nestas florestas, pois beneficia um grupo característico de espécies, altamente exigentes de luz e que não seria hábil em prosperar no interior da floresta, salvo pela abertura de clareiras. De forma complementar, embora os efeitos do fogo na vegetação não tenham sido avaliados no presente estudo, tem sido observado nos locais de estudo que algumas espécies presentes nas bordas apresentam grande capacidade de rebrota após a ocorrência de incêndios (dados ainda não publicados).

A alta especialização da vegetação presente nas bordas naturais de formação distinta da vegetação do interior é um possível cenário em longo prazo para bordas resultantes da fragmentação florestal. Essas bordas naturais estudadas se formaram lentamente e tiveram tempo suficiente para ajustar e mudar sua estruturação, chegando aos padrões anteriormente discutidos. Por outro lado, bordas antrópicas são criadas abruptamente. Assim, a composição e dinâmica da vegetação de fragmentos recém-formados é dominada por processos de reajuste de curto prazo, devido às abruptas mudanças ambientais resultantes da fragmentação (KELLMAN; MEAVE, 1997; KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998). Neste contexto, espera-se que após prolongado tempo de fragmentação, as bordas de fragmentos antrópicos apresentem conformação

semelhante à de fragmentos naturais, característica que provavelmente persistirá no longo prazo.

Além da fração puramente ambiental ter representado importantes e significativas somas da explicação total dos nossos modelos, a variação ambiental espacialmente estruturada agregou ainda mais explicação, tanto na borda quanto no interior. Por outro lado, a fração puramente espacial foi pouco expressiva no interior e não significativa na borda, indicando que a organização espacial das comunidades, devido a processos intrínsecos às mesmas (p. ex. dispersão espacialmente limitada, interações intra e interespecíficas e dinâmica diferencial das espécies), são pouco importantes (BALDECK et al., 2013; BORCARD; FRANÇOIS; LEGENDRE, 2011; DRAY et al., 2012; LEGENDRE et al., 2005). No entanto, grande parte da variação composicional não foi explicada (fração [d]), tanto nas bordas quanto no interior, o que, de acordo com ter Braak e Šmilauer (2002) é comum em modelos de ordenação de comunidades vegetais. Essa alta proporção de variação não explicada, de acordo com Legendre, Borcard e Roberts (2012) e Ter Braak e Šmilauer (2002) pode ser devido a variáveis que não foram mensuradas (p. ex. histórico de incêndios, disponibilidade de luz e água). Deve-se considerar também a existência de fatores estocásticos, tais como deriva ecológica e colonização ao acaso, ligados à teoria neutra de Hubbell (2001).

Apesar da pequena explicação fornecida pelas variáveis ambientais avaliadas, foi possível perceber que a acidez do solo parece ser um fator importante afetando a composição e distribuição das espécies nas florestas de galeria estudadas. Comparando os solos da borda com os solos do interior, é possível notar uma diminuição do pH no sentido da borda para o interior das florestas, acompanhando o aumento no teor de alumínio neste mesmo sentido. De acordo com Whright (2002) variações topográficas em escala local podem condicionar um gradiente edáfico, alterando as condições de umidade e

nutrientes no solo, o que pode ser particularmente importante nas florestas de galeria, já que estas ocorrem próximas a cursos d'água (KELLMAN; TACKABERRY; RIGG, 1998). De forma complementar, conforme citam van den Berg e Oliveira-Filho (1999), porções mais altas no relevo geralmente são mais pobres em nutrientes que porções mais baixas, devido à lixiviação. Neste sentido, essa diferenciação na acidez do solo, que condiciona a maior disponibilidade de manganês no interior (LAMBERS et al., 2008) pode estar associada à topografia mais acidentada neste ambiente, já que a declividade média e o máximo desnível mostraram ter um importante papel na diferenciação da vegetação do interior. Por outro lado, os conteúdos de Cálcio, Potássio e matéria orgânica, que também se mostraram importantes na diferenciação das bordas, não diferiram entre os ambientes, mostrando que estes componentes são pouco importantes na diferenciação da vegetação das bordas com relação ao interior.

Em ambos os ambientes, a altitude mostrou ter um papel determinante na estruturação das comunidades. Acredita-se que o efeito da altitude na diferenciação florística se deve à ocorrência de *Eremanthus erythropappus*, que foi a espécie com maior valor de importância nas bordas, nos locais com altitude mais elevada (CA1, CA2, CA3 e CA4). Nestes locais, indivíduos desta espécie se concentram essencialmente próximo aos limites entre a floresta e o campo limpo, onde formam uma densa faixa de vegetação denominada candeal. A presença do candeal proporciona um maior fechamento da borda, o que tem um efeito protetor nos limites entre a floresta e o campo, atenuando os efeitos de borda. Com o maior fechamento do dossel, a incidência de radiação solar diminui e o microclima se torna mais úmido. Essas alterações nas condições microclimáticas diminui a ocorrência de gramíneas (que atuam como combustível), atenuando os efeitos de incêndios, comuns nessas áreas. Além disso, conforme discutem Oliveira-Filho e Fluminhan-Filho (1999), *Eremanthus*

erythropappus possui súberespesso, que proporciona às árvores do candeal resistência a regimes moderados de incêndio.

5 CONCLUSÃO

A vegetação presente nas bordas aparentemente é mais hábil para suportar as perturbações externas às quais estão mais expostas e a prosperar em regimes de alta disponibilidade de luz e, possivelmente, ser mais resistente ao fogo. Deste modo, a vegetação das bordas parece ter um efeito isolante à penetração dos efeitos de borda no interior da floresta. No interior, o microclima provavelmente é mais estável e, portanto, favorável às espécies tolerantes à sombra e sensíveis ao fogo. Neste sentido, os resultados contribuem com a explicação da alta diversidade geralmente encontrada nas florestas de galeria e de como espécies com diferentes tolerâncias e requerimentos ecológicos coexistem em fragmentos florestais pequenos e com uma grande proporção de área de borda.

REFERÊNCIAS

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

BALDECK, C. A. et al. Soil resources and topography shape local tree community structure in tropical forests. **Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences**, London, v. 280, n. 1753, p. 20122532, Feb. 2013.

BIDDULPH, J.; KELLMAN, M. Fuels and fire at savanna gallery forest boundaries in southeastern Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 14, n. 4, p. 445-461, July 1998.

BLANCHET, F. G.; LEGENDRE, P.; BORCARD, D. Forward selection of explanatory variables. **Ecology**, Copenhagen, v. 89, p. 2623-2632, Sept. 2008.

BOND, W. J.; PARR, C. L. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. **Biological Conservation**, Oxford, v. 143, n. 10, p. 2395-2404, Nov. 2010.

BORCARD, D.; FRANÇOIS, G.; LEGENDRE, P. **Numerical Ecology with R**. New York: Springer, 2011. 306 p.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P.; DRAPEAU, P. Partialling out the Spatial Component of Ecological Variation. **Ecology**, Copenhagen, v. 73, n. 3, p. 1045-1055, June 1992.

BOWMAN, D. M. J. S. Establishment of two dry monsoon forest tree species on a fire-protected monsoon forest-savanna boundary, Cobourg Peninsula, northern Australia. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 18, n. 2, p. 235-237, June 1993.

BOWMAN, D. M. J. S.; FENSHAM, R. J. Response of a monsoon forest-savanna boundary to fire protection, Weipa, northern Australia. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 16, n. 1, p. 111-118, Mar. 1991.

BROTHERS, T. S.; SPINGARN, A. Forest Fragmentation and Alien Plant Invasion of Central Indiana Old-Growth Forests. **Conservation Biology**, Washington, v. 6, n. 1, p. 91-100, Mar. 1992.

CAMARGO, J. L. C.; KAPOS, V. Complex Edge Effects on Soil-Moisture and Microclimate in Central Amazonian Forest. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 11, p. 205-221, May 1995.

COELHO, G.A.O. **Padrões florísticos e estruturais da comunidade arbustivo-arbórea de bordas naturais em matas de galeria no Alto Rio Grande – MG**. 2011. 161 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

COLWELL, R. K. **Estimates S**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.1.0. 2013. Storrs: University of Connecticut, 2013. Disponível em:<<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 15 jun. 2013.

DANTAS, A. A. A.; CARVALHO, L. G.; FERREIRA, E. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 31, n. 6, p. 1862-1866, Dez. 2007.

DANTAS, V. L.; BATALHA, M. A.; PAUSAS, J. G. Fire drives functional thresholds on the savanna–forest transition. **Ecology**, Copenhagen, v. 94, n. 11, p. 2454-2463, Nov. 2013.

DANTAS, V. L.; PAUSAS, J. G. The lanky and the corky: fire-escape strategies in savanna woody species. **Journal of Ecology**, New York, v. 101, n. 5, p. 1265-1272, Sep. 2013.

DRAY, S.; LEGENDRE, P.; PERES-NETO, P. R. Spatial modelling: a comprehensive framework for principal coordinate analysis of neighbour matrices (PCNM). **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 196, p. 483-493, July 2006.

DRAY, S. et al. Community ecology in the age of multivariate multiscale spatial analysis. **Ecological Monographs**, Washington, v. 82, p. 257-275, Aug. 2012.

ERDŐS, L. et al. Species composition and diversity of natural forest edges: edge responses and local edge species. **Community Ecology**, Szeged, v. 14, p. 48-58, 2013-6-1, June 2013.

FAVIER, C. et al. Modelling forest–savanna mosaic dynamics in man-influenced environments: effects of fire, climate and soil heterogeneity. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 171, n. 1-2, p. 85-102, Jan. 2004.

FELFILI, J. M. Dynamics of the natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 91, n. 2-3, p. 235-245, Apr. 1997.

FORTIN, M. J.; DALE, M. R. T. **Spatial analysis: a guide for ecologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. 380 p.

GEIGER, E. L. et al. Distinct roles of savanna and forest tree species in regeneration under fire suppression in a Brazilian savanna. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 22, n. 2, p. 312-321, Apr. 2011.

GIAROLLA, N. F. B. et al. **Solos da região sob influência do reservatório da hidrelétrica de Itutinga/Camargos (MG): perspectiva ambiental**. Lavras: Editora UFLA, 1997. 101 p.

HARPER, K. A. et al. Edge influence on forest structure and composition in fragmented landscapes. **Conservation Biology**, Washington, v. 19, p. 768-782, June 2005.

HENNENBERG, K. J. et al. Border and ecotone detection by vegetation composition along forest-savanna transects in Ivory Coast. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 16, n. 3, p. 301-310, June 2005.

HOFFMANN, W. A. et al. Tree topkill, not mortality, governs the dynamics of savanna–forest boundaries under frequent fire in central Brazil. **Ecology**, Copenhagen, v. 90, n. 5, p. 1326-1337, May 2009.

HOFFMANN, W. A. et al. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. **Ecology Letters**, Hoboken, v. 15, n. 7, p. 759-68, July 2012.

HUBBELL, S. P. **The unified neutral theory of biodiversity and biogeography**. Princeton, New Jersey: Princeton University Press, 2001. 500 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil**. Rio de Janeiro, 2004. 1 mapa. Escala 1: 5.000.000.

KAPOS, V. et al. 13C as an indicator of edge effects in Tropical Rainforest Reserves. **The Journal of Ecology**, New York, v. 81, p. 425, Sept. 1993.

KARK, S.; VAN RENSBURG, B. J. Ecotones: marginal or central areas of transition? **Israel Journal of Ecology & Evolution**, Jerusalem, v. 52, n. 1, p. 29-53, 2006.

KELLMAN, M.; MEAVE, J. Fire in the tropical gallery forest of Belize. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 24, n. 1, p. 23-24, Jan. 1997.

KELLMAN, M.; TACKABERRY, R. Disturbance and Tree Species Coexistence in Tropical Riparian Forest Fragments. **Global Ecology and Biogeography Letters**, Oxford, v. 3, n. 1, p. 1, Jan. 1993.

KELLMAN, M.; TACKABERRY, R.; RIGG, L. Structure and function in two tropical gallery forest communities: implications for forest conservation in fragmented systems. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 35, n. 1, p. 195-206, Feb. 1998.

LAMBERS, H.; CHAPIN III, F. S.; PONS, T. L. **Plant Physiological Ecology**. New York: Springer, 2008. 610 p.

LAURANCE, W. F.; DIDHAM, R. K.; POWER, M. E. Ecological boundaries: a search for synthesis. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 16, n. 2, p. 70-71, Feb. 2001.

LAURANCE, W. F. et al. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, Copenhagen, v. 79, p. 2032-2040, Sept. 1998.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. **Conservation Biology**, Washington, v. 16, p. 605-618, June 2002.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; PERES-NETO, P. R. Analyzing Beta Diversity: Partitioning the Spatial Variation of Community Composition Data. **Ecological Monographs**, Washington, v. 75, n. 4, p. 435-450, Nov. 2005.

LEGENDRE, P.; BORCARD, D.; ROBERTS, D. W. Variation partitioning involving orthogonal spatial eigenfunction submodels. **Ecology**, Copenhagen, v. 93, n. 5, p. 1234-1240, May 2012.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. **Oecologia**, New York, v. 129, p. 271-280, Oct. 2001.

LOVEJOY, T. E. et al. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, 1986. 584 p.

MACDOUGALL, A.; KELLMAN, M. The Understorey Light Regime and Patterns of Tree Seedlings in Tropical Riparian Forest Patches. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 19, n. 6, p. 667-675, Nov. 1992.

MALCOLM, J. R. Edge Effects in Central Amazonian Forest Fragments. **Ecology**, Copenhagen, v. 75, p. 2438, Dec. 1994.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**: multivariate analysis of ecological data. Version 5.1. Oregon: MjM *Software*, 2006. 1 CD-ROM.

MEAVE, J.; KELLMAN, M. Maintenance of Rain Forest Diversity in Riparian Forests of Tropical Savannas: Implications for Species Conservation During Pleistocene Drought. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 21, n. 2, p. 121-135, Mar. 1994.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 10, n. 2, p. 58-62, Feb. 1995.

NUNES, Y. R. F. et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 213-229, abr./jun. 2003.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FLUMINHAN-FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 51-64, 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of the past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period (1987-1992). **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 131, n. 1, p. 45-66, July 1997.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, New York, v. 10, n. 4, p. 483-508, May 1994a.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 113, n. 2, p. 99-124, Aug. 1994b.

OLIVEIRA, A. P.; FELFILI, J. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 597-610, out./dez. 2008.

OLIVEIRA, E. C. L.; FELFILI, J. M. Estrutura e dinâmica da regeneração natural de uma mata de galeria no Distrito Federal, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, n. 19, v. 4, p. 801-811, out./dez. 2005.

PALIK, B. J.; MURPHY, P. G. Disturbance versus edge effects in sugarmaple/beechness forest fragments. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 32, n. 2-4, p. 187-202, May 1990.

PAULA, J. L.; DUARTE, M. N. **Manual de Métodos de Análise de Solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA – CNPS, 1997. 212 p. PEREIRA, I. M. et al. Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambientes de mata ciliar, como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do Rio Grande, Minas Gerais, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 2, p. 235-253, abr./jun. 2010.

PERES-NETO, P. R.; LEGENDRE, P. Estimating and controlling for spatial structure in the study of ecological communities: Spatial structure in ecological communities. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 19, p. 174-184, Mar. 2010.

PINTO, L. V. A. et al. Estudo da vegetação como subsídios para propostas de recuperação das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Árvore**, Viçosa, v. 29, n. 5, p. 775-794, set./out. 2005.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2012.

RANGEL, T. F.; DINIZ, J. A. F.; BINI, L. M. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. **Ecography**, Malden, v. 33, n. 1, p. 46-50, Feb. 2010.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). **Cerrado: ecologia e flora**. Volume 1. Planaltina: EMBRAPA - CPAC. 2008. cap. 6, p. 151-212.

RIES, L. et al. Ecological responses to habitat edges: mechanisms, models, and variability explained. **Annual Review in Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 491-522, Dec. 2004.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, Washington, v. 5, p. 18-32, Mar. 1991.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forest. **Vegetatio**, Dordrecht, v. 75, n. 1-2, p. 81-86, May 1988.

TER BRAAK, C. J. F.; ŠMILAUER, P. **CANOCO: Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)** New York: Microcomputer Power 2002.

VAN DEN BERG, E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial partitioning among tree species within na área of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora**, London, v. 194, n. 3, p. 249-266, July 1999.

VAN DEN BERG, E.; SANTOS, F. A. M. Aspectos da variação ambiental em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Ciência Floresta**, Santa Maria, v. 13, n. 2, p. 83-98, dez. 2003.

WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forest edges in Panama. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 78, n. 2, p. 356-373, June 1990.

WILLIAMS, R. J. et al. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. **Austral Ecology**, Hobohen, v. 24, n. 1, p. 50-59, Aug. 1999.

WRIGHT, J. S. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of speciescoexistence. **Oecologia, Berlin**, v. 130, n. 1, p. 1-14, Feb. 2002.

YOUNG, A.; MITCHELL, N. Microclimate and vegetation edge effects in a fragmented podocarp-broadleaf forest in New Zealand. **Biological Conservation**, Oxford, v. 67, n. 1, p. 63-72, 1994.

MATERIAL SUPLEMENTAR

Tabela S1 Espécies de arbustos e árvores amostradas nas florestas de galeria amostradas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais. As espécies estão organizadas por família, seguidas pelo número de indivíduos encontrados em cada ambiente.

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
Anacardiaceae		
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	25	57
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	50	25
Annonaceae		
<i>Annona cacans</i> Warm.	15	1
<i>Annona dolabripetala</i> (Raddi) H.Rainer	1	
<i>Annona neolaurifolia</i> H.Rainer	15	5
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.		5
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	6	17
<i>Guatteria nigrescens</i> Mart.	3	
<i>Xylopiya brasiliensis</i> Spreng.		44
Apocynaceae		
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	1	19
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	1	2
Aquifoliaceae		
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	2	
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	22	4
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	1	1
<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	3	
<i>Ilex sapotifolia</i> Reissek	1	10
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek		1
Araliaceae		
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne. & Planch.	7	1
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	21	33
Asteraceae		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	2	

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
<i>Baccharis tridentata</i> Vahl.	18	
<i>Baccharis</i> sp.	28	
<i>Dasyphyllum brasiliense</i> (Spreng.) Cabrera		1
<i>Dasyphyllum spinescens</i> (Less.) Cabrera	1	
<i>Dasyphyllum tomentosum</i> (Spreng.) Cabrera		2
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	454	6
<i>Eupatorium</i> sp1.	10	
<i>Eupatorium</i> sp2.	3	
<i>Eupatorium</i> sp3.	12	
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	21	
<i>Morithamnus ganophyllus</i> (Mattf. ex Pilg.) R.M.King & H.Rob.	25	
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	15	40
<i>Piptocarpha macropoda</i> Baker	22	16
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	1	11
<i>Vernonanthura phosphorica</i> (Vell.) H.Rob.	5	
<i>Vernoniasp.</i>	1	
Bignoniaceae		
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose		2
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	1	4
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.		3
Boraginaceae		
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.		40
<i>Varronia curassavica</i> Jacq.		1
Burseraceae		
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	8	
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	72	125
<i>Protium warmingianum</i> Marchand	23	
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	70	41
Calophyllaceae		
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	2	20

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
Cannabaceae		
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume		4
Celastraceae		
<i>Maytenus communis</i> Reissek		3
<i>Maytenus evonymoides</i> Reissek		2
<i>Maytenus glazioviana</i> Loes.	2	
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.		5
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. ex Reissek		4
<i>Maytenus robusta</i> Reissek	17	3
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	7	84
Chrysobalanaceae		
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.		3
Clethraceae		
<i>Clethra scabra</i> Pers.	108	50
Clusiaceae		
<i>Chrysochlamys saldanhae</i> (Engl.) Oliveira-Filho		3
<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	1	
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planch. & Triana) Zappi		19
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	2	
Combretaceae		
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.		1
Cordiaceae		
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	2	
Cunoniaceae		
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	1	
Dilleniaceae		
<i>Davilla rugosa</i> Poir.		1
Ebenaceae		
<i>Diospyros hispida</i> A.DC.		1
Elaeocarpaceae		
<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	1	

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
Erythroxylaceae		
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.	14	
<i>Erythroxylum deciduum</i> A.St.-Hil.	1	
<i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil.	8	
Euphorbiaceae		
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	15	59
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	50	39
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	5	17
<i>Croton organensis</i> Baill.		5
<i>Croton salutaris</i> Casar.		58
<i>Croton verrucosus</i> Radcl.-Sm. & Govaerts	17	
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	1	
<i>Manihot</i> sp.	3	
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs		28
Fabaceae		
<i>Acosmium dasycarpum</i> (Vogel) Yakovlev	1	
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	1	3
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.		2
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	6	
<i>Chamaecrista setosa</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	2	
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	28	67
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton		3
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	1	2
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.		1
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	2	5
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel		2
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	15	10
<i>Ormosia fastigiata</i> Tul.		3
<i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S.Irwin & Barneby	24	
<i>Senna rugosa</i> (G.Don) H.S.Irwin & Barneby & Zucc.	3	
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Cov.	1	
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	1	

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	9	10
Humiriaceae		
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme		2
Hypericaceae		
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	177	9
Lacistemataceae		
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	8	4
Lamiaceae		
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	4	
<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Epling) Harley	189	
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	2	2
<i>Vitex polygama</i> Cham.	5	1
<i>Vitex sellowiana</i> Cham.	1	
Lauraceae		
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.		1
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	2	11
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.		5
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	3	
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	1	
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez		11
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	1	
<i>Nectandra nitidula</i> Nees		1
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees		3
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees & Mart.) Mez		6
<i>Ocotea brachybotrya</i> (Meisn.) Mez		1
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	26	69
<i>Ocotea elegans</i> Mez		2
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer		76
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees		4
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	35	15
<i>Ocotea tristis</i> (Nees) Mez	1	

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	3	
<i>Persea rufotomentosa</i> Nees & Mart. ex Nees	1	
<i>Persea willdenowii</i> Kosterm.		1
Loganiaceae		
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.		2
Lythraceae		
<i>Diplusodon virgatus</i> Pohl	9	
<i>Lafoensia glyptocarpa</i> Koehne		1
<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.		5
<i>Lafoensia vandelliana</i> Cham. & Schldtl.	9	
Magnoliaceae		
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.		1
Malpighiaceae		
<i>Byrsonima crassa</i> Nied.	3	1
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	6	6
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	1	
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	5	5
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A.Juss.		13
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	23	
Malvaceae	5	7
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	1	
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns		3
<i>Eriotheca macrophylla</i> (K.Schum.) A.Robyns		1
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	1	
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.		3
<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	3	
Melastomataceae		
<i>Leandra coriacea</i> Cogn.	9	
<i>Leandra melastomoides</i> Raddi		1
<i>Leandra scabra</i> DC.	110	178
<i>Leandrasp.</i>	1	
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Triana	2	

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
<i>Miconia chartacea</i> Triana	32	51
<i>Miconia cinerascens</i> Miq.		1
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	14	11
<i>Miconia corallina</i> Spring	4	3
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	1	8
<i>Miconia paniculata</i> (DC.) Naudin		8
<i>Miconia paulensis</i> Naudin	79	
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	45	2
<i>Miconia pusilliflora</i> (DC.) Triana		12
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	2	20
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	24	
<i>Miconia trianae</i> Cogn.	1	12
<i>Miconia tristis</i> Spring	6	7
<i>Miconia urophylla</i> DC.	1	3
<i>Miconia willdenowii</i> Klotzsch		4
<i>Miconia</i> sp1.		2
<i>Miconia</i> sp2.		7
<i>Tibouchina fothergillae</i> (DC.) Cogn.	1	
<i>Tibouchina granulosa</i> Cogn.	13	
<i>Tibouchina sellowiana</i> (Cham.) Cogn.		1
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn.	33	
<i>Trembleya parviflora</i> (D.Don) Cogn.	8	
Meliaceae		
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	12	21
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	1	
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	2	2
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl		14
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.		84
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	1	51
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.		7

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
Monimiaceae		
<i>Macropeltus dentatus</i> (Perkins) I.Santos & Peixoto		5
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	3	27
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.		6
Moraceae		
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.		1
<i>Ficus pertusa</i> L.f.	2	
<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhl.) Carauta	4	12
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C.Burger et al.		28
Myrsinaceae		
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	12	89
<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	40	
<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	4	6
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	570	63
<i>Myrsine venosa</i> A.DC.	6	
Myrtaceae		
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	5	5
<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng.	65	170
<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg	72	185
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.		5
<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg	4	1
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	3	
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	4	
<i>Eugenia acutata</i> Miq.		6
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	6	
<i>Eugenia blastantha</i> (O.Berg) D.Legrand		4
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.		4
<i>Eugenia florida</i> DC.	4	2
<i>Eugenia hiemalis</i> Cambess.		1
<i>Eugenia involucrata</i> DC.		1
<i>Eugenia laruotteana</i> Cambess.		1

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
<i>Eugenia leitonii</i> ined.	4	
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	29	57
<i>Eugenia umbrosa</i> O.Berg		1
<i>Eugenia uniflora</i> L.	1	
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	22	
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	3	8
<i>Marlierea tomentosa</i> Cambess.	1	
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin		1
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	1	
<i>Myrceugenia ovalifolia</i> (O.Berg) Landrum	1	
<i>Myrceugenia ovata</i> (Hook. & Arn.) O.Berg	1	
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	21	22
<i>Myrcia hebetata</i> DC.	1	17
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.		1
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	1	
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	2	8
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	333	267
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	42	5
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	92	28
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg		4
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg		1
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	17	1
<i>Psidium pohlianum</i> O.Berg	1	1
<i>Psidium rufum</i> Mart. ex DC.		2
<i>Psidium salutare</i> (Kunth) O.Berg		3
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	35	37
<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	63	3
<i>Siphoneugena widgreniana</i> O.Berg	19	13
Nyctaginaceae		
<i>Guapira graciliflora</i> (Schmidt) Lundell	13	
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell		2

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	3	3
<i>Guapira venosa</i> (Choisy) Lundell	4	
Opiliaceae		
<i>Agonandra brasiliensis</i> Miers ex Benth. & Hook.	1	2
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	1	7
Pentaphylacaceae		
<i>Ternstroemia alnifolia</i> Wawra	3	
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.		3
Peraceae		
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	146	101
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.		6
Phyllanthaceae		
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	8	27
Piperaceae		
<i>Piper aduncum</i> L.	7	13
<i>Piper amalago</i> L.		1
<i>Piper caracolanum</i> C.DC.		24
<i>Piper cernuum</i> Vell.	2	113
<i>Piper gardichandianum</i> Kunth	12	9
Polygonaceae		
<i>Coccoloba acuminata</i> Kunth		1
Proteaceae		
<i>Euplassa legalis</i> (Vell.) I.M.Johnst.		8
<i>Euplassa rufa</i> (Loes.) Sleumer	5	3
<i>Roupala montana</i> Aubl.	7	9
Rhamnaceae		
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	1	
Rosaceae		
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	24	61
Rubiaceae		
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. &Schult.f.	10	82

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
<i>Amaioua pilosa</i> K.Schum.	3	
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	7	12
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	12	85
<i>Faramea latifolia</i> (Cham. & Schltl.) DC.	49	133
<i>Faramea nigrescens</i> Mart.		1
<i>Gallium</i> sp.	2	
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	15	33
<i>Margaritopsis cephalantha</i> (Müll.Arg.) C.M.Taylor		8
<i>Posoqueria latifolia</i> (Rudge) Roem. & Schult.		1
<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.		1
<i>Psychotria hastisepala</i> Müll.Arg.	1	
<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltl.) Wawra		35
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	298	588
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.		1
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	17	129
<i>Rudgea viburnoides</i> (Cham.) Benth.	4	2
Rutaceae		
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.		3
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sarg.	4	2
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	12	
Salicaceae		
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	1	
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	78	29
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	5	
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	36	97
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	163	53
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler		3
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.		6
Sapindaceae		
<i>Cupania racemosa</i> (Vell.) Radlk.		4
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	4	12

“Tabela S1, continuação”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	2	53
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	28	11
Siparunaceae		
<i>Siparuna brasiliensis</i> (Spreng.) A.DC.	27	5
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	29	85
Solanaceae		
<i>Brunfelsia uniflora</i> (Pohl) D.Don		4
<i>Capsicum</i> sp.	3	
<i>Cestrum axillare</i> Vell.	6	5
<i>Solanum cernuum</i> Vell.		1
<i>Solanum leucodendron</i> Sendtn.		4
<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	2	
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	4	
<i>Solanum</i> sp.	1	
Symplocaceae		
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	1	5
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.		5
Theaceae		
<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	1	
Thymelaeaceae		
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	13	
<i>Daphnopsis coriacea</i> Taub.		4
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	104	1
<i>Daphnopsis utilis</i> Warm.		11
Urticaceae		
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	1	
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	1	12
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini		1
Verbenaceae		
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) A.Juss.	1	
<i>Stachytarpheta</i> sp.		1

“Tabela S1, conclusão”

Famílias e espécies	Número de indivíduos	
	Borda	Interior
Vochysiaceae		
<i>Qualea multiflora</i> Mart.		17
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	7	11
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	151	44
Indeterminada 1		
Indeterminada 1	2	

Tabela S2 Relação das espécies com número de indivíduos ≥ 50 amostradas nas bordas das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, dispostas em ordem decrescente do número de indivíduos (N), seguido pela classificação ecológica. P = pioneira, CL = clímax exigentes de luz e CS = clímax tolerantes à sombra.

Espécie	N	Grupo
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	570	CL
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	454	PI
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	333	CL
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	298	CL
<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Epling) Harley	189	CL
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	177	PI
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	163	PI
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	151	CL
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	146	CL
<i>Leandra scabra</i> DC.	110	PI
<i>Clethra scabra</i> Pers.	108	CL
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Nevling	104	CL
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	92	CL
<i>Miconia paulensis</i> Naudin	79	PI
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	78	CS
<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg	72	CS
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	72	CL
<i>Protium widgrenii</i> Engl.	70	CL
<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng.	65	CS
<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	63	CL
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	50	CL
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	50	CL

Tabela S3 Relação das espécies com mais de 50 indivíduos amostradas nas parcelas de interior das florestas de galeria estudadas na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, dispostas em ordem decrescente do número de indivíduos (N), seguido pela classificação ecológica. P = pioneira, CL = clímax exigentes de luz e CS = clímax tolerantes à sombra.

Espécie	N	Grupo
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	588	CL
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	267	CL
<i>Calyptanthes clusiifolia</i> O.Berg	185	CS
<i>Leandra scabra</i> DC.	178	PI
<i>Calyptanthes brasiliensis</i> Spreng.	170	CS
<i>Faramea latifolia</i> (Cham. & Schltdl.) DC.	133	CL
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	129	CS
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	125	CL
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	101	CL
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	97	CL
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	89	PI
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	85	CS
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	85	CL
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	84	CS
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	84	CS
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	82	CS
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	76	CS
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	69	CL
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	68	CS
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	63	CL
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	61	CS
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	59	PI
<i>Croton salutaris</i> Casar.	58	PI
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg	57	CS
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	57	CL
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	53	PI
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	53	CS
<i>Miconia chartacea</i> Triana	51	CL
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	51	CS
<i>Clethra scabra</i> Pers.	50	CL