

**EFEITOS ANTRÓPICOS E VARIÁVEIS
AMBIENTAIS NA FORMAÇÃO DE UM
MOSAICO VEGETACIONAL EM FLORESTA
ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA
EM ITUMIRIM, MG - BRASIL**

JEAN DANIEL MOREL

2009

JEAN DANIEL MOREL

**EFEITOS ANTRÓPICOS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA
FORMAÇÃO DE UM MOSAICO VEGETACIONAL EM
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA EM
ITUMIRIM, MG - BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de “Mestre”.

Orientador
José Aldo Alves Pereira

LAVRAS
MINAS GERAIS - BRASIL
2009

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca Central da UFLA**

Morel, Jean Daniel.

Efeitos antrópicos e variáveis ambientais na formação de um mosaico vegetacional em floresta estacional semidecidual Montana em Itumirim, MG - Brasil / Jean Daniel Morel. – Lavras : UFLA, 2009.

102 p. : il.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2009.

Orientador: José Aldo Alves Pereira.

Bibliografia.

1. Ecologia florestal. 2. Fragmentação florestal. 3. Impactos antrópicos. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 634.9

JEAN DANIEL MOREL

**EFEITOS ANTRÓPICOS E VARIÁVEIS AMBIENTAIS NA
FORMAÇÃO DE UM MOSAICO VEGETACIONAL EM
FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL MONTANA EM
ITUMIRIM, MG - BRASIL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de “Mestre”.

APROVADA em 30 de março de 2009

Prof. Marco Aurélio Leite Fontes UFLA

Prof. Rubens Manoel dos Santos UFLA

Prof. José Aldo Alves Pereira - UFLA
(Orientador)

LAVRAS
MINAS GERAIS – BRASIL

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Daniel Morel e Neuza Morel, pelo apoio e confiança incondicionais durante toda a minha vida.

À Adneia Abreu, pelo carinho, compreensão e companheirismo, fundamentais em todos os momentos.

À minha família: avô, avós, tias e primas, por poder sempre contar com eles, quando necessário.

Aos amigos e amigas, pela forte relação construída ao longo dos anos e que, mesmo quando não estão presentes fisicamente, se fazem presentes em pensamento.

Aos companheiros de laboratório e demais colegas, que dedicaram seu tempo para colaborar em trabalhos de campo, análises, sugestões ou simples troca de ideias, enriquecendo todo o esforço despendido neste trabalho. Meu muito obrigado a Leandro Carlos, Emílio Higashikawa, Lidiany Carvalho, Matheus Benício, Malcon Costa, Helaine Sousa, Danilo Gomes, Adriano Coelho, Daniel Quedes, Paulo Garcia, Hisaias Almeida, Ricardo Loschi, Dora Veloso e Rossi Silva.

Ao Sr. Daniel Rezende e ao Wilson Magela, proprietários da área onde o trabalho foi conduzido, pela calorosa acolhida e pelas importantes informações concedidas, que muito enriqueceram os resultados do trabalho.

Ao meu orientador, Prof. José Aldo Alves Pereira, por garantir os ótimos recursos e estrutura com os quais pude contar para a realização deste trabalho, que tanto me foi proveitoso.

Ao Prof. Evandro Machado, pela amizade e contribuição no decorrer de toda a sequência de atividades.

Aos professores Ary Teixeira de Oliveira Filho (ICB/UFMG) e João José Granate de Sá e Melo Marques (DCS/UFLA), pela disposição e presteza, tendo contribuído muito para a obtenção dos resultados aqui apresentados.

Ao professores Marco Aurélio Leite Fontes e Rubens Manoel dos Santos, pela amizade, pela disponibilidade e pelas preciosas sugestões.

Ao Prof. Israel Marinho Pereira, da UFVJM, por ter se mostrado disposto a colaborar, mesmo em condições adversas.

À FAPEMIG, pela concessão da bolsa de estudos.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais, locais onde passei meus últimos sete anos e que vou levar sempre comigo ao longo de minha vida.

SUMÁRIO

	Página
RESUMO	i
ABSTRACT	ii
1 INTRODUÇÃO	01
2 MATERIAL E MÉTODOS	03
2.1 Área de estudo	03
2.2 Coleta de dados	07
2.3 Análise dos dados	10
3 RESULTADOS	16
3.1 Histórico e caracterização dos setores	16
3.2 Variáveis ambientais	17
3.3 Composição e estrutura da vegetação	20
3.4 Riqueza e diversidade	34
3.5 Classificação ecológica das espécies	36
3.6 Similaridade e correlações espécie-ambiente	41
4 DISCUSSÃO	49
4.1 Variáveis ambientais	49
4.2 Composição e estrutura da vegetação	52
4.3 Riqueza e diversidade	60
4.4 Classificação ecológica das espécies	63
4.5 Similaridade e correlações espécie-ambiente	66
5 CONCLUSÕES	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	74
ANEXOS	92

RESUMO

MOREL, Jean Daniel. **Efeitos antrópicos e variáveis ambientais na formação de um mosaico vegetacional em Floresta Estacional Semidecidual Montana em Itumirim, MG, Brasil**. 2009. 102 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

A fragmentação florestal é um processo notável na região do Alto Rio Grande, Sudeste do Brasil, onde está situado o município de Itumirim. O estudo foi conduzido nesta região com o objetivo de comparar a vegetação arbórea de três setores de um remanescente florestal em função das variáveis ambientais e impactos antrópicos ocorridos ao longo do tempo. O primeiro setor sofreu corte raso e queima da vegetação remanescente há 40 anos e apresentou maior número de indivíduos, famílias e espécies. Sua composição de espécies, densidade nas classes diamétricas e de altura, número de árvores com caules múltiplos, valor de importância, guildas de regeneração e espécies indicadoras confirmam seu estágio de regeneração inferior ao dos demais setores. O segundo setor, que nunca sofreu corte, porém é constantemente perturbado pelo pisoteio do gado, possui composição e estrutura de florestas em estágios sucessionais avançados, de acordo com os parâmetros avaliados, já que suas condições ambientais não são tão diferenciadas em relação ao setor submetido ao corte. Já o terceiro setor possui diferenças ambientais significativas, pois se situa em uma área de relevo movimentado. Essa peculiaridade e a ausência de perturbações conferem a este setor uma estrutura de floresta em estágios sucessionais avançados, porém com composição de espécies característica de áreas com influência de umidade, o que é observado principalmente pela composição de guildas e pelas espécies indicadoras. Como conclusão tem-se que os dois primeiros setores se distinguem em função do tipo e intensidade de perturbação antrópica, enquanto o terceiro setor se diferencia devido à ausência de perturbações, às suas características ambientais e por possuir influência ripária.

Comitê Orientador: José Aldo Alves Pereira - UFLA (Orientador), Evandro Luiz Mendonça Machado - UFVJM

ABSTRACT

MOREL, Jean Daniel. **Anthropogenic effects and environmental variables in the formation of a vegetation mosaic in semideciduous seasonal forest montana in Itumirim, MG, Brasil.** 2009. 102 p. Dissertation (Master Program in Forestry) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

The forest fragmentation is remarkable in the upper Rio Grande, southeastern Brazil, where is located the district of Itumirim. The study was performed in this region to compare trees from three sectors of a forest remnant on the basis of environmental variables and anthropogenic impacts occurring over time. The first sector suffered clear cutting and burning of vegetation remnants for 40 years and had higher number of individuals, families and species. Its species composition, density on diameter and height classes, number of trees with multiple stems, importance value, and regeneration guilds and indicator species confirmed the occurrence of regeneration stages lower than other sectors. The second sector, which was never cut, but is constantly disturbed by cattle grazing, had composition and structure of forests in advanced successional stages, according to the parameters evaluated, since their environmental conditions were not as differentiated on the sector submitted to cut. Even the third sector has significant environmental differences, it is situated in sloping topography area. This peculiarity and the absence of disturbances give this sector a structure of forest in advanced successional stages, but with species composition characteristic of areas with influence of moisture, which is observed mainly by the composition of guilds and by indicator species. . Thus, we conclude that the first two sectors are different, which depend on the type and intensity of human disturbance, while the third sector differentiate because of the absence of disturbances, the environmental characteristics and due to the riparian influence.

Comitê Orientador: José Aldo Alves Pereira - UFLA (Orientador), Evandro Luiz Mendonça Machado - UFVJM

1 INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação do ambiente ocorre em condições naturais, no entanto a intensidade e frequência com que ocorre atualmente são decorrentes de atividades antrópicas. Este processo tem resultado em um grande número de problemas ambientais, provocando mudanças na distribuição e abundância dos organismos, tornando-o principal responsável pelo declínio da biodiversidade (Cerqueira et al., 2003).

Em florestas tropicais este processo faz com que suas espécies fiquem mais vulneráveis à extinção, reduzindo a variação genética das espécies remanescentes (Kageyama & Lepsch-Cunha, 2001). Comparações entre ecossistemas florestais em condições naturais e remanescentes florestais mostram que estes últimos possuem menor biodiversidade, devido à interferência humana (Bierregaard & Dale, 1996; Power, 1996; Ferreira & Prance, 1999).

As relações entre vegetação e ambiente também ocasionam mudanças na composição e distribuição da vegetação ao longo do tempo em decorrência de fatores como características do solo, relevo (Dalanesi et al., 2004) e a forma de regeneração das espécies (Kammesheidt, 1999; Kennard et al., 2002; Souza & Batista, 2004). A interação destes fatores irá influenciar na distribuição dos organismos, de acordo com sua capacidade de adaptação às condições ambientais (Ricklefs, 2003).

Ao longo do processo de sucessão das florestas secundárias essas relações são fortemente influenciadas por fatores de distúrbio, como frequência de queimadas, pastejo e outros fatores antrópicos (Lopes, 1984; Myster, 1993; Martinez-Garza & Howe, 2003; Muller et al., 2007). Assim, os fatores ambientais são responsáveis pela diferenciação da vegetação em vários níveis, variando conforme a flora, a região e a história de uso e ocupação do solo (Muller et al., 2007), sendo que a intensidade dos distúrbios sofridos ao longo do

tempo determina a velocidade de regeneração (Whitmore, 1990; Guariguata & Dupuy, 1997; Frelich et al., 1998; Martins & Santos, 1999; Araújo et al., 2001; Ribas et al., 2003).

A Floresta Atlântica brasileira, considerada como *hotspot* para a conservação da biodiversidade (Myers et al., 2000), encontra-se extremamente fragmentada e reduzida a manchas disjuntas (Leitão Filho, 1994; Oliveira Filho & Fontes, 2000; Tabarelli et al., 2005). A maior parte destas áreas é constituída por formações secundárias em diferentes estágios sucessionais (Morellato & Haddad, 2000). A região do Alto Rio Grande, Minas Gerais, situada no domínio da Mata Atlântica *sensu lato* (Oliveira Filho & Fontes, 2000), possui sua cobertura florestal remanescente reduzida a fragmentos esparsos, em sua maior parte com menos de 10 ha (Oliveira Filho et al., 1997b).

Devido às perdas acarretadas à biodiversidade pelo processo de fragmentação florestal e à necessidade de se conhecer aspectos relativos às florestas em regeneração, alguns estudos tem sido realizados em áreas tropicais pós-distúrbios antrópicos (Crown, 1980; Uhl et al., 1982a, 1988; Uhl & Bushbacher, 1985). Além destes, outros estudos foram feitos comparando florestas secundárias com outras, em estágio de regeneração mais avançado, ou em estágio maduro (Saldarriaga et al., 1988; Aide et al., 1996; Ferreira & Prance, 1999; Tabarelli & Mantovani, 1999; Zahawi & Augspurger, 1999; Toniato & Oliveira Filho, 2004; Liebsch et al., 2007). Na região do Alto Rio Grande alguns trabalhos também relacionam as características da vegetação com os impactos de origem antrópica (Oliveira Filho et al., 1994b, 1997b; Nunes et al., 2003; Machado et al., 2004, 2008; Pereira et al., 2007).

A importância em se estudar o comportamento ecológico das espécies que compõem os remanescentes florestais do Alto Rio Grande, se deve a estes serem os últimos locais ocupados por vegetação nativa em uma região que sofreu intenso processo de fragmentação. Como estas áreas estão sujeitas à

exploração desde os primeiros ciclos de ocupação do país, notadamente com a criação extensiva de gado e a extração seletiva de madeira (Oliveira Filho et al., 1994e), levantamentos biológicos nestes ambientes permitem compreender como a vegetação se comportou ao longo do tempo, estando ou não sujeita à distúrbios, e desenvolver estratégias de conservação para as áreas remanescentes. Entretanto, na maioria das vezes, pouco se conhece sobre o histórico destas áreas, o que dificulta inferir sobre os processos ecológicos atuantes.

Este trabalho teve como objetivo diferenciar três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, Minas Gerais, sudeste do Brasil. Para isso, partiu-se da hipótese nula, de que não há diferenças significativas entre os setores. Neste sentido, através de testes estatísticos, buscou-se verificar se os setores diferem quanto às características de solo e relevo, composição de espécies, estrutura, composição de guildas e relações espécie-ambiente. Também se buscou inferir sobre a influência dos impactos de atividades antrópicas na diferenciação, em função das características da vegetação e do histórico de cada setor, obtido por meio de entrevistas com moradores locais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo está situada nas coordenadas geográficas 21°16'35"S e 44°49'34"W, na localidade denominada Dutra, município de Itumirim (FIGURA 1). A área compõe a microrregião do Alto Rio Grande, na região Sul de Minas Gerais, sudeste do Brasil.



FIGURA1 Localização da área de estudo, situada no município de Itumirim, MG, Brasil.

O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Cwa, temperado chuvoso (mesotérmico), caracterizado por invernos secos e verões chuvosos. De acordo com as Normas Climatológicas (Brasil, 1992) que considera o período de 1961 a 1990, a temperatura média anual é de 19,4°C, variando de 15,8°C em julho a 22,1°C em fevereiro. O total de precipitação normal anual é de 1530 mm, sendo julho o mês mais seco e dezembro o mês

mais chuvoso, com médias de 23 mm e 296 mm, respectivamente (Dantas et al., 2007). A região é marcada pela estacionalidade climática, sendo que, segundo dados da Estação Meteorológica de Lavras, 93% da precipitação ocorre de outubro a abril (Oliveira Filho et al., 1994d). A vegetação, de modo geral, é bem diversificada, com formações florestais constituídas por prolongamentos da Floresta Atlântica, formações campestres e outras fisionomias de Cerrado, e formações antrópicas (Rodrigues & Carvalho, 2001).

A região possui um histórico de perturbações antrópicas que remonta aos primeiros séculos da colonização portuguesa, advindo das atividades de mineração, pecuária e culturas agrícolas (Dean, 1996; Vilela, 2007). Nessa região, as florestas existentes foram drasticamente reduzidas, uma vez que sua ocorrência coincidia com os solos mais férteis e úmidos e, portanto, mais visados pela agropecuária (Oliveira Filho et al., 1994b).

O trabalho foi conduzido em um remanescente florestal com cerca de 10 ha, que possui altitude média de 933 metros. De acordo com os critérios empregados por Veloso et al. (1991), a vegetação predominante é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana. A área é drenada por um córrego e está circundada por pastagens, sendo que o gado tem acesso ao interior da floresta em alguns locais. Também fazem limite com a formação florestal uma cultura agrícola de milho, a noroeste, uma voçoroca em processo de regeneração, a oeste, e áreas com vegetação savânica e campestre, ao sul e sudoeste, que também são utilizadas como pastagens.

Para efeito de comparação, considerou-se que o remanescente florestal possui três setores distintos (FIGURA 2). A escolha destes setores, chamados neste trabalho de setores A, B e C, foi pautada nas características aparentes da vegetação e do relevo de cada um deles, que os caracterizam de forma diferenciada.



Fotos: Jean Morel (2008)

FIGURA 2 Aspecto geral dos setores A, B e C, que compõem um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

2.2 Coleta de dados

Após a determinação dos três setores do remanescente florestal foi feito um caminhamento em seu perímetro para georreferenciar os limites da área. Em cada um dos três setores foram locadas 24 unidades amostrais (ou parcelas) de 10×10 m, com 4 m de distância entre si (FIGURA 3). A locação das parcelas foi feita primeiramente no menor dos setores, de forma a compreender a amplitude das possíveis variações da vegetação e do ambiente. Para que as áreas amostrais tivessem o mesmo tamanho e pudessem ser comparadas entre si, o mesmo critério foi utilizado para os demais setores. No conjunto, portanto, foram locadas 72 parcelas, o que corresponde a 0,72 ha de área amostral total e 0,24 ha por setor.

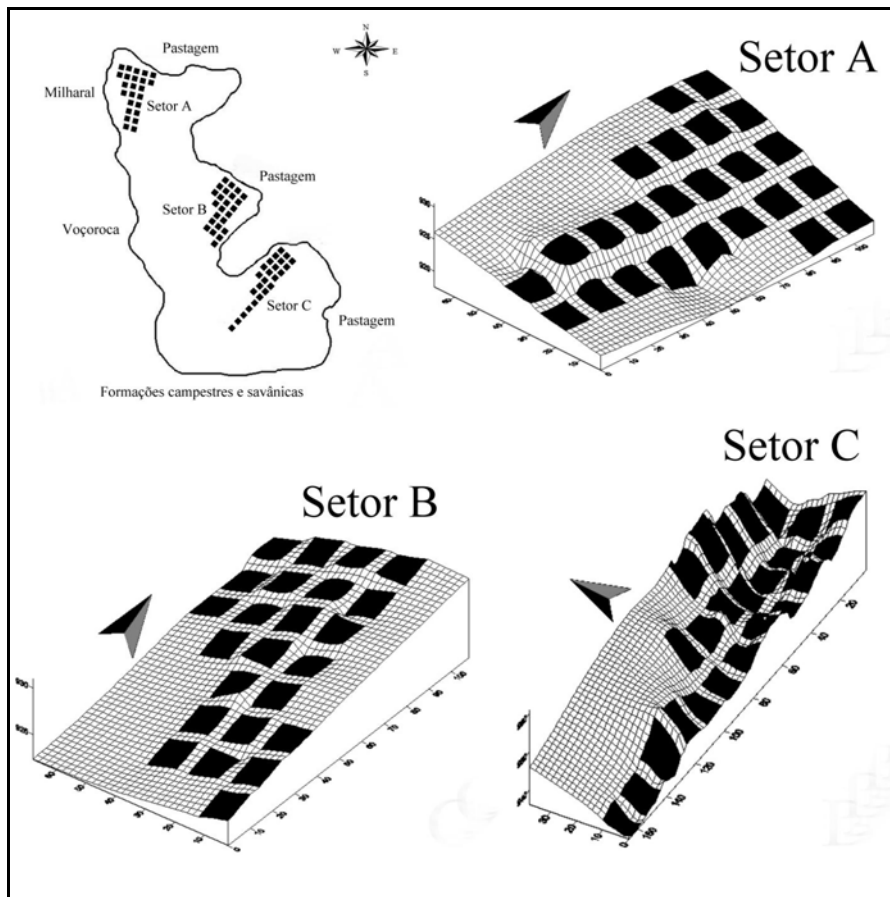


FIGURA 3 Remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil: perímetro da área, disposição dos setores A, B e C, relevo e disposição das parcelas nos setores.

Para correlacionar os atributos físico-químicos dos solos com a distribuição da vegetação foram coletadas, em cada parcela, três amostras simples, de 0 a 20 cm de profundidade. Essas amostras foram homogeneizadas e acondicionadas em sacos plásticos identificados de 0,5 L, totalizando 72 amostras compostas. A classificação dos solos foi feita no campo, nos três setores, e seguiu os critérios do Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - Embrapa, 2006).

Para medir a inclinação do terreno e verificar sua influência em cada setor, foi feito um levantamento topográfico utilizando um clinômetro. Foram feitas leituras de visadas em uma escala da mesma altura da altura de visada. As visadas foram feitas nos vértices das parcelas e nos locais mais inclinados do terreno. Estes dados foram utilizados para a confecção das representações tridimensionais dos setores amostrados e para o cálculo das variáveis topográficas cota média e desnível. A altitude também foi medida nos setores, através de um aparelho GPS.

Para avaliação do componente arbóreo foi estabelecido um critério de inclusão de 5 cm de DAP (15,7 cm de CAP). Dentro de cada parcela foram medidas as circunferências a 1,30 m de altura de todos os indivíduos vivos que tivessem medida igual ou superior ao critério de inclusão. Foi também contado o número de caules múltiplos (perfilhos) destes indivíduos, sendo que todos os indivíduos foram marcados com plaquetas de alumínio numeradas. Indivíduos com caules múltiplos foram medidos quando a raiz da soma dos quadrados das circunferências era $\geq 15,7$ cm, o que implica em uma área basal equivalente (Machado & Figueiredo Filho, 2003). A altura dos indivíduos foi estimada através de comparação com uma escala de 2,5 m.

A identificação botânica seguiu os critérios do sistema de classificação Angiosperm Phylogeny Group (APG II, 2003) e, sempre que possível, foi feita no campo. Na impossibilidade de identificação das plantas *in loco* foram

coletadas amostras e confeccionadas exsiccatas que, posteriormente, foram identificadas pela comparação com exsiccatas existentes no Herbário da Universidade Federal de Lavras (Herbário ESAL) ou pela consulta à literatura taxonômica e a especialistas.

Por fim, foi feito um levantamento do histórico de perturbações da área através de entrevistas com moradores locais. As entrevistas foram conduzidas informalmente através de um roteiro com as principais questões a serem abordadas (Anexo A). As informações obtidas permitiram conhecer o histórico de cada setor, seus aspectos conservacionistas e as atividades impactantes praticadas no decorrer do tempo.

2.3 Análise dos dados

A normalidade dos dados foi verificada tanto graficamente como pelo teste de Bartlett. As variáveis que expressam proporções foram transformadas previamente pela função arco-seno \sqrt{x} . Após a verificação da normalidade, foram realizadas análises de variância (ANOVA) seguidas de testes Tukey (Zar, 1996) para avaliar as diferenças entre as variáveis da vegetação e entre as variáveis ambientais. Estas análises foram feitas empregando o programa BioEstat 5.0.

As amostras de solo foram analisadas pelo Laboratório de Análise de Solos da Universidade Federal de Lavras, de acordo com o protocolo da Embrapa (1997). Essas análises resultaram nos parâmetros de fertilidade e textura dos solos da área amostrada. Os parâmetros de fertilidade obtidos foram: pH em H₂O; teores de P, K, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺ e Al⁺⁺⁺; acidez potencial (H+Al) soma de bases (SB); saturação por bases (V) e por alumínio (m); e proporções de matéria orgânica (MO) e fósforo remanescente (P-rem). Os parâmetros texturais consistiram nas proporções de areia, silte e argila.

Com os dados referentes ao levantamento topográfico foram obtidos os valores de cota média e desnível para cada um dos três setores. Para cada parcela foram somados os valores obtidos pela visada em cada um dos quatro vértices, bem como das demais visadas, quando feitas. O resultado foi dividido pelo número de visadas e consistiu no valor de cota média, representando a altitude média de cada parcela. Todos os valores de cota média foram transformados em valores reais de altitude por meio da conversão a partir dos valores de altitude obtidos em campo. Os valores de desnível foram calculados através da subtração da menor cota em relação à maior e consistiram nos valores de desnível por parcela.

Para descrever a estrutura da comunidade arbórea foram calculados, por espécie e por setor, parâmetros fitossociológicos propostos por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) e comumente utilizados em levantamentos florestais quantitativos. Os parâmetros utilizados foram densidade, frequência e dominância, em termos relativos, e valor de importância (VI), que é dado pela soma dos três parâmetros anteriores. Foram também elaborados *ranks*, para cada setor e para a amostra total, com o fim de identificar, em função do VI, as espécies com maior importância em cada habitat.

Os indivíduos amostrados foram distribuídos em classes de diâmetro e altura para os três setores do remanescente. Nas distribuições diamétricas, foram empregados intervalos de classe com amplitudes crescentes para compensar o decréscimo da densidade nas classes de tamanhos maiores, típico da distribuição em exponencial negativo. Esse critério permite uma melhor representação das classes diamétricas maiores e de baixa densidade, o que é desejável para comparações gráficas (Oliveira Filho et al., 2001). As classes de altura foram estabelecidas de forma a manter a mesma amplitude entre classes.

Foram também calculados parâmetros de riqueza e diversidade de espécies. A riqueza de espécies foi comparada entre setores por meio de curvas

do esforço coletor, traçadas a partir das médias e utilizando intervalos de confiança de 95% (McCune & Mefford, 1999). O índice de diversidade de Shannon (H') e a equabilidade de Pielou (J') (Brower & Zar, 1984) foram calculados para os três setores e para a amostra total. Os índices de Shannon foram comparados pelo teste t de Hutchenson, que é o único teste disponível para comparação de valores de H' . Também foram calculados os estimadores *jackknife* de primeira e segunda ordem, os quais estimam o número total de espécies a partir da heterogeneidade da amostra (Heltsche & Forrester, 1983; Palmer, 1991).

Para avaliar a composição de espécies em nível de famílias utilizou-se a importância relativa das famílias, que consiste na percentagem de riqueza de espécies em cada família em relação à riqueza total (Tabarelli & Mantovani, 1999). Esse índice foi calculado para os três setores do remanescente e para a área total amostrada e verificado pelo teste G (Sokal & Rohlf, 1995) através do programa BioEstat 5.0.

Para a caracterização ecológica dos diferentes setores, as espécies foram classificadas em três sistemas de guildas (Anexo B), como realizado por Nunes et al. (2003). Guildas são grupos de espécies que exploram de maneira semelhante um mesmo recurso do ambiente (Giller, 1984). Em cada um destes sistemas as espécies foram categorizadas de acordo com suas estratégias de regeneração, estratificação e dispersão. Guildas de regeneração são grupos de espécies que se regeneram de acordo com as condições de luminosidade (Denslow, 1980). Já guildas de estratificação são grupos de espécies classificadas de acordo com o estrato da vegetação que ocupam (Wilson, 1989), enquanto guildas de dispersão refere-se à classificação das espécies de acordo com seus agentes dispersores (Wheelwright, 1985). A classificação foi feita com base na observação das espécies em campo, acrescidas de informações obtidas

em literatura (Lorenzi, 2000, 2002; Nunes et al., 2003; Silva Júnior et al., 2005) e consulta a especialistas.

Nas guildas de regeneração, as espécies foram classificadas conforme os critérios propostos por Swaine & Whitmore (1988). Neste sistema as categorias foram: (1) pioneira: espécies que necessitam de luz direta para germinar e se estabelecer; (2) clímax exigente de luz: espécies capazes de germinar em condições de sombra, porém que necessitam de luz abundante para crescer e atingir o dossel; e (3) clímax tolerante à sombra: espécies que germinam e crescem em condições de sombra, atingindo a maturidade sob o dossel ou no próprio dossel.

Para a classificação das espécies nas guildas de estratificação empregaram-se os critérios utilizados por Oliveira Filho et al. (1997a), com base na altura normalmente alcançada pelas espécies quando adultas. As categorias empregadas neste sistema foram: (1) pequena: espécies com altura variando de 2,0 a 7,9 m; (2) média: espécies com variação de altura entre 8,0 e 17,4 m; e (3) grande: espécies que ultrapassam os 17,5 m de altura.

Nas guildas de dispersão a classificação das espécies foi feita com base em Pijl (1982). Neste caso, as categorias utilizadas foram: (1) anemocórica: espécies que produzem sementes que são dispersas pelo vento, (2) hidrocórica: espécies cujas sementes são dispersas com auxílio de água; (3) autocórica: espécies que produzem sementes que são dispersas por gravidade ou deiscência explosiva; e (4) zoocórica: espécies cujas sementes são dispersas por animais.

A análise da distribuição dos indivíduos nas guildas foi feita através da aplicação do teste de Qui-quadrado para tabelas de contingência cruzando as guildas de regeneração, estratificação e dispersão com os setores do remanescente florestal. O teste também foi aplicado para as espécies e teve como objetivo verificar se sua distribuição nas guildas é independente do setor do remanescente.

Para não inviabilizar as análises devido ao pequeno número de espécies em algumas guildas a categoria ‘pioneira’ foi fundida à categoria ‘clímax exigente de luz’, a categoria ‘pequena’ foi fundida à ‘média’, e a categoria ‘anemocórica’ foi fundida à ‘autocórica’, da mesma forma como feito por Nunes *et al.* (2003). Portanto, na análise para as espécies, estas categorias constam como ‘espécie lumínica’, ‘espécie de sub-bosqu’ e ‘espécie de dispersão abiótica’, dentro das guildas de regeneração, estratificação e dispersão, respectivamente. Como somente duas espécies são hidrocóricas (*Cyathea delgadii* e *Dicksonia sellowiana*) elas foram consideradas anemocóricas, por apresentarem também esta forma de dispersão, além da hidrocoria (Almeida, 2008).

Análises multivariadas foram realizadas para relacionar as variáveis ambientais e a composição florística com a possível distinção dos setores A, B e C. Para verificar a influência das variáveis ambientais foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) (Braak, 1987). Esta análise teve como objetivo verificar se os fatores ambientais influenciavam na distinção dos três setores, com base no agrupamento das parcelas. Para isso foi utilizada uma matriz contendo as variáveis de solo e as variáveis topográficas.

Para verificar a ordenação das parcelas em função das espécies foi feita uma Análise de Correspondência Retificada (DCA) (Braak, 1987). Nesse caso foi utilizada uma matriz contendo dados de abundância de indivíduos nas espécies e outra contendo uma variável categórica, correspondente ao setor em que se encontrava cada parcela. Como recomendado por Braak (1995), os dados de abundância foram logaritmizados ($\ln(x+1)$), a fim de compensar os desvios provocados por valores muito discrepantes. O objetivo desta análise foi observar a estrutura gerada somente a partir dos dados das espécies.

Ainda em relação às espécies, foi calculado o coeficiente de similaridade florística de Jaccard (Muller-Dumbois & Ellenberg, 1974), sendo que seus

resultados foram representados utilizando um diagrama de Venn. Este método apresenta a semelhança entre habitats, em percentagem, quando o interesse é o número de espécies em comum entre eles (Porto, 2008).

Foi também realizada uma Análise de Espécies Indicadoras (ISA) (Dufrene & Legendre, 1997), agregada ao teste de Monte Carlo (Braak, 1987) para verificar o grau de significância das espécies como indicadoras dos grupos. Este método combina informações sobre a concentração da abundância de uma espécie em um dado grupo de unidades amostrais e sobre a fidelidade da ocorrência desta espécie a este mesmo grupo (Dufrene & Legendre, 1997). Espécies que possuem alto valor de indicação (IV), com base na frequência com que uma espécie ocorreu dentro e entre grupos (McCune & Mefford, 1999), foram consideradas indicadoras com níveis de significância superiores a 95%.

Com o objetivo de correlacionar a distribuição da abundância das espécies com as variáveis ambientais e verificar sua influência sobre a distinção dos setores, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica (CCA) (Braak, 1987). Foram utilizadas as mesmas matrizes de espécies e variáveis ambientais utilizadas anteriormente na DCA e na PCA. Da mesma forma que na DCA, os valores de abundância foram logaritmizados antes de se processar a análise. O teste de Monte Carlo foi utilizado para testar a significância das correlações, sendo realizada uma CCA preliminar utilizando todas as variáveis.

Em seguida foi realizada a CCA definitiva, contendo apenas aquelas variáveis que apresentaram correlações acima de 0,4 com pelo menos um dos três eixos principais, como realizado por Oliveira Filho et al. (1994d). Neste caso, também foram eliminadas as variáveis auto-relacionadas que apresentaram as menores correlações. O processamento das análises multivariadas foi feito pelo programa PC-ORD for Windows versão 4.14 (McCune & Mefford, 1999) com dados da DCA trabalhados paralelamente pelo software CANOCO 4.5 (Braak & Smilauer, 1998).

3 RESULTADOS

3.1 Histórico e caracterização dos setores

De acordo com as informações obtidas nas entrevistas constatou-se que a pecuária, notadamente a de leite, é a atividade que predomina no local do estudo, pelo menos desde meados do século XIX, época em que os antepassados da família residente se instalaram na região. Além da pecuária, foram também praticadas outras atividades agrícolas no decorrer do tempo, como criação de burros e culturas de café e milho, porém sempre em caráter secundário.

Constatou-se que o setor A, que possui cerca de 2,5 ha e está situado na vertente oeste, foi submetido à corte raso em 1965. As madeiras obtidas foram utilizadas para diversos fins, como construção, movelaria, moirões e lenha, sendo que o restante da biomassa foi “enleirado” e queimado. Após a queima, foi implantado o cultivo de mandioca, que durou apenas uma safra. O cultivo foi abandonado em seguida e a área convertida à pastagem. Após dois anos de sua implantação a pastagem também foi abandonada, devido à rápida regeneração natural. A partir daí a vegetação se estabeleceu sobre este setor, que passou a sofrer cortes seletivos de madeira para uso doméstico, o que ainda ocorre esporadicamente. O gado também teve acesso a este setor com relativa frequência, porém os impactos decorrentes desta atividade se tornaram menos intensos a partir de 1992, quando foi implantado um milharal na área à montante.

Sobre o setor B, que possui cerca de 3 ha e está situado na vertente leste, constatou-se que este anteriormente era conectado a um outro remanescente, situado na mesma vertente. Em 1965, a área hoje existente entre eles foi desmatada para a implantação de uma cultura de café. Esse cultivo durou cerca de oito anos e foi abandonado para a implantação de pastagem visando à criação de gado, atividade que ainda é praticada no local. Exceto no período de 1983 a 1999, quando essa área foi ocupada pela cultura do milho, o gado teve acesso a

este setor. O impacto dessa última atividade foi mais notável no ano de 2005, quando cerca de 80 animais pastavam na área. Atualmente este impacto é menos intenso, sendo que pastam na área apenas 12 animais. No entanto, diferentemente do setor A, o setor B nunca sofreu corte raso e mesmo a extração seletiva de madeira, quando ocorreu, foi feita com pouca frequência.

Já sobre o setor C, que tem cerca de 3 ha e está situado em uma ravina, constatou-se que este nunca sofreu grandes alterações. Este setor abriga as nascentes do curso de água que corta o remanescente florestal e, devido ao seu relevo, funciona como área de recarga. Não há relatos sobre a extração de madeira ou outra atividade impactante neste setor. Isso se deve ao relevo acidentado, que inviabiliza a retirada de madeira e o uso agrícola da área. Ainda assim há indícios de gado próximos a alguns pontos de acesso ao setor, pois eventualmente o gado faz incursões ao local para acessar o curso de água. No entanto isso ocorre apenas na área à jusante de onde foi feita a amostragem.

3.2 Variáveis ambientais

Os resultados das análises das variáveis ambientais para os setores do remanescente florestal indicaram que houve diferenças significativas entre eles, tanto para as variáveis dos solos quanto para as variáveis topográficas (TABELA 1). A única exceção foi o teor de Ca^{++} , que apresentou valores não significativos ($F = 0,5308$; $p = 0,5960$).

TABELA 1 Variáveis ambientais, considerando valores médios e desvios padrão das variáveis químicas e granulométricas dos solos e das variações topográficas para os três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

Variáveis	Setor A	Setor B	Setor C	ANOVA	
				F	p
Químicas					
pH em H ₂ O	4,40 ± 0,17	4,28 ± 0,18	4,50 ± 0,19	8,7194	0,0007
P - Mehlich (mg.dm ⁻³)	1,19 ± 0,27	1,70 ± 0,33	1,53 ± 0,37	15,1381	< 0,0001
K ⁺ (mg.dm ⁻³)	46,83 ± 8,27	60,63 ± 21,28	59,58 ± 9,52	6,9400	0,0022
Ca ⁺⁺ (cmolc.dm ⁻³)	0,11 ± 0,03	0,11 ± 0,03	0,10 ± 0,02	0,5308	0,5960
Mg ⁺⁺ (cmolc.dm ⁻³)	0,10 ± 0,02	0,17 ± 0,09	0,11 ± 0,03	9,1394	0,0005
Al ⁺⁺⁺ (cmolc.dm ⁻³)	1,65 ± 0,25	2,09 ± 0,36	1,39 ± 0,20	30,6167	< 0,0001
H ⁺ +Al ⁺⁺⁺ (cmolc.dm ⁻³)	9,35 ± 1,40	12,40 ± 2,70	6,54 ± 1,19	57,9955	< 0,0001
SB - soma de bases (cmolc.dm ⁻³)	0,32 ± 0,07	0,44 ± 0,13	0,38 ± 0,07	9,0919	< 0,0001
V - saturação por bases (%)	3,50 ± 0,84	3,50 ± 1,32	5,43 ± 1,17	23,5141	< 0,0001
m - saturação por alumínio (%)	82,92 ± 3,53	82,63 ± 6,05	78,92 ± 3,37	5,9275	0,0045
Matéria Orgânica (dag.kg ⁻¹)	3,37 ± 0,50	3,63 ± 0,53	2,44 ± 0,34	43,7153	< 0,0001
P - rem (mg.L ⁻¹)	12,26 ± 1,52	15,91 ± 3,74	28,82 ± 2,07	264,5494	< 0,0001
Granulométricas					
Areia (dag.kg ⁻¹)	36,38 ± 4,47	49,83 ± 6,46	52,42 ± 5,63	57,1751	< 0,0001
Silte (dag.kg ⁻¹)	15,50 ± 3,15	10,96 ± 2,10	22,50 ± 4,94	62,8345	< 0,0001
Argila (dag.kg ⁻¹)	48,13 ± 2,61	39,21 ± 5,01	25,21 ± 3,15	229,5878	< 0,0001
Topográficas					
Cota média (m)	924,79 ± 3,14	926,87 ± 1,58	947,61 ± 4,47	354,4307	< 0,0001
Desnível (m)	1,70 ± 0,85	1,58 ± 0,28	6,70 ± 2,65	78,7200	< 0,0001

De maneira geral, os parâmetros de fertilidade não tiveram grande oscilação. De acordo com os critérios empregados pela Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais - CFSEMG (1999) para interpretação dos resultados de análises de solo, apenas três variáveis diferiram categoricamente entre os setores. O setor B apresentou teor médio de Mg⁺⁺ considerado baixo, enquanto os setores A e C apresentaram teores considerados muito baixos. Já o setor C apresentou média de H+Al considerada alta, enquanto nos demais setores as médias se enquadraram entre alta e muito alta. O teor médio de P-rem também diferiu bastante neste setor, em relação às médias dos demais.

Para os três setores, considerando-se os desvios, os demais parâmetros de fertilidade enquadram-se nas seguintes categorias: teores de P, Ca⁺⁺, SB e V considerados muito baixos; proporções de MO e teores de K considerados médios; teores de Al⁺⁺⁺ considerados altos; valores de m considerados muito altos; e pH indicando acidez muito elevada.

Segundo os critérios empregados pelo Laboratório de Análise de Solo da UFLA para a realização das análises texturais (Embrapa, 1997), de acordo com as proporções de areia, silte e argila, podem-se considerar as seguintes classificações: textura argilosa para os solos do setor A e para a maior parte do setor B (19 das 24 parcelas do setor); e textura média para os solos do setor C, que apresentaram maiores teores de areia e silte.

Quanto à classificação dos solos, foram obtidas as seguintes categorias: LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico húmico e LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico para o setor A; LATOSSOLO VERMELHO-AMARELO Distrófico típico para o setor B; e CAMBISSOLO HÁPLICO Tb Distrófico argissólico e NEOSSOLO FLÚVICO Distrófico típico para o setor C.

Em relação às variáveis topográficas, as análises apresentaram o setor C como tendo a maior média de cotas (947,61 m) e o setor A como tendo a menor (924,79 m), sendo o setor B intermediário, porém com média mais próxima à do setor A (926,87 m). Já quando comparados os valores de desnível, tem-se que o relevo no setor C é mais acidentado que nos demais, o que também é percebido pelos valores de desvio padrão ($6,70 \pm 2,65$ m em C, contra $1,70 \pm 0,85$ m em A e $1,58 \pm 0,28$ m em B).

3.3 Composição e estrutura da vegetação

No levantamento da vegetação arbórea foram amostrados 1228 indivíduos na área do remanescente florestal, sendo 533 indivíduos no setor A, 358 no setor B e 337 no setor C. Os indivíduos foram classificados em 154 espécies pertencentes a 55 famílias botânicas. O setor A apresentou 37 famílias e 95 espécies; o setor B, 33 famílias e 79 espécies; e o setor C, 39 famílias e 88 espécies.

Estes valores foram significativos pela análise de variância, considerando os valores médios de cada setor (TABELA 2). Entretanto, o teste Tukey indicou que não há diferenças significativas entre as médias quando comparados os setores B e C, tanto para o número de indivíduos quanto para famílias e espécies.

TABELA 2 Valores médios para número de indivíduos, famílias e espécies do estrato arbóreo em três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil, onde médias seguidas por letras diferentes indicam valores não significativos entre os setores pelos testes Tukey.

	Setores	Médias		<i>F</i>	<i>p</i>
Indivíduos	A	22,21	a	17,1021	< 0,0001
	B	14,92	bc		
	C	14,04	bc		
Famílias	A	11,42	a	13,6251	< 0,0001
	B	8,54	bc		
	C	8,50	bc		
Espécies	A	14,38	a	18,4088	< 0,0001
	B	10,13	bc		
	C	10,29	bc		

As famílias com maior abundância na amostra foram Fabaceae (158 indivíduos), Myrtaceae (108 indivíduos) e Burseraceae (100 indivíduos). No setor A, as maiores abundâncias foram encontradas em Fabaceae (108 indivíduos), Sapindaceae (53 indivíduos) e Myrtaceae (50 indivíduos). Já no setor B, as famílias mais abundantes foram Rubiaceae (53 indivíduos), Rutaceae (40 indivíduos) e Myrtaceae (29 indivíduos), enquanto no setor C as maiores abundâncias foram verificadas nas famílias Burseraceae (44 indivíduos), Moraceae (35 indivíduos) e Lauraceae (30 indivíduos).

Em relação às espécies, as de maior abundância foram *Copaifera langsdorffii* (92 indivíduos), *Protium spruceanum* (69 indivíduos) e *Cupania vernalis* (62 indivíduos). Nos setores, as maiores abundâncias foram das espécies *Copaifera langsdorffii* (62 indivíduos), *Cupania vernalis* (49 indivíduos) e *Cordia sellowiana* (32 indivíduos), no setor A; *Galipea jasminiflora* (29 indivíduos), *Faramea nigrescens* (28 indivíduos) e *Trichilia catigua* (25 indivíduos), no setor B; e *Naucleopsis oblongifolia* (33 indivíduos), *Protium spruceanum* (24 indivíduos) e *Copaifera langsdorffii* (16 indivíduos), no setor C.

Quanto à distribuição diamétrica dos indivíduos, o setor A apresentou maior abundância nas classes de DAP de $5 < 10$ cm e na de $10 < 20$ cm. Porém este setor foi superado pelos setores C e B na classe de $20 < 40$ cm e por B e C na de $40 < 80$ cm (FIGURA 4). Em relação às classes de altura, o setor A possui maior número de indivíduos apenas na classe de $5 < 10$ m, ficando em segundo na classe de $10 < 15$ m e em terceiro na classe de $1,3 < 5$ m, não possuindo nenhum indivíduo na classe de $15 < 20$ m. Nesta classe o setor C é que possui o maior número de indivíduos, o que também ocorre nas classes de $1,3 < 5$ m e na de $10 < 15$ m (FIGURA 5).

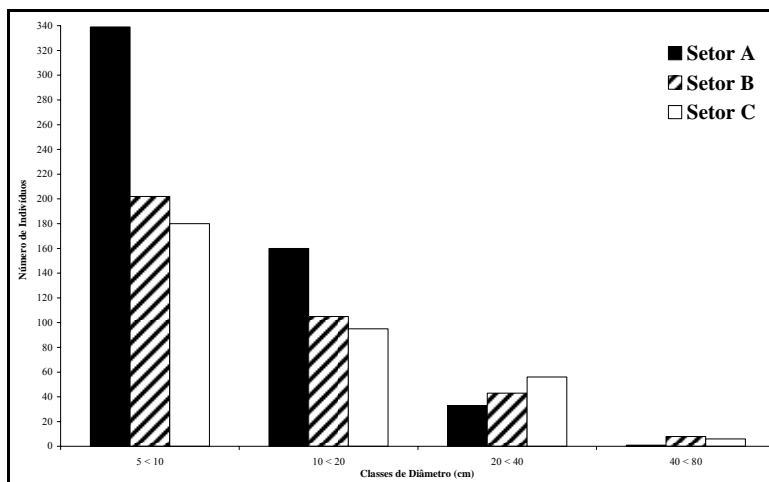


FIGURA 4 Distribuição em classes diamétricas dos indivíduos arbóreos em três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

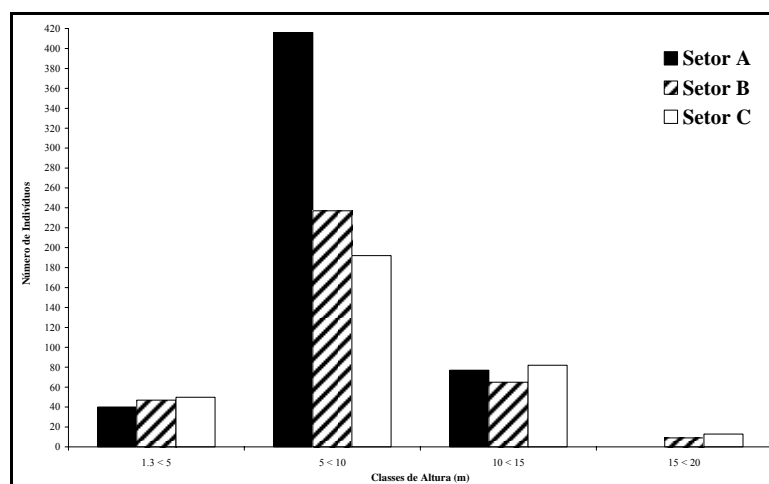


FIGURA 5 Distribuição em classes de altura dos indivíduos arbóreos em três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

A densidade de indivíduos foi altamente significativa entre os setores do remanescente florestal ($F = 17,1021$; $p < 0,0001$), o que também foi verificado para as classes de distribuição diamétrica e de altura, com exceção das classes de $1,30 < 5$ m ($F = 0,4849$; $p = 0,6235$) e de $10 < 15$ m ($F = 0,7873$; $p = 0,5370$). Os valores de área basal não apresentaram diferenças significativas entre os setores ($F = 0,7232$; $p = 0,5068$).

Já a distribuição do número de árvores perfilhadas e de perfilhos foi altamente significativa. O setor A apresentou o maior número de árvores perfilhadas por parcela ($F = 19,9814$; $p < 0,0001$) e maior número de perfilhos por parcela; ($F = 17,558$; $p < 0,0001$), conforme mostrado na TABELA 3. Neste setor as espécies que apresentaram o maior número de indivíduos com caules múltiplos foram: *Cordia sellowiana* (11 indivíduos); *Protium spruceanum* (09 indivíduos); *Amaioua guianensis* (06 indivíduos); *Heteropterys byrsonimifolia* e *Cupania vernalis* (05 indivíduos); e *Protium widgrenii* (04 indivíduos).

TABELA 3 Médias e desvios padrão para densidade, área basal, árvores perfilhadas e número de perfilhos para três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil. Valores de $p < 0,05$ indicam diferenças significativas entre os setores.

	Setor A	Setor B	Setor C	F	p
Número de árvores					
Densidade (DAP 5 > 80 cm)	22,21 ± 6,69	14,92 ± 4,17	14,04 ± 4,75	17,102	< 0,0001
Densidade (DAP 5 > 10 cm)	13,74 ± 3,82	8,26 ± 3,09	7,65 ± 2,98	25,573	< 0,0001
Densidade (DAP 10 > 20 cm)	6,95 ± 3,70	4,55 ± 2,30	4,09 ± 2,48	5,774	0,0051
Densidade (DAP 20 > 40 cm)	1,94 ± 1,03	2,22 ± 1,00	2,41 ± 1,18	3,511	0,0343
Densidade (DAP 40 > 80 cm)	1,00	1,14 ± 0,38	1,2 ± 0,45	-	-
Densidade (H 1,30 > 5,00 m)	2,17 ± 1,47	2,20 ± 1,32	2,33 ± 1,46	0,485	0,6235
Densidade (H 5,00 > 10,00 m)	16,96 ± 6,55	9,74 ± 3,71	8,17 ± 3,81	24,143	< 0,0001
Densidade (H 10,00 > 15,00 m)	3,89 ± 2,26	3,05 ± 1,28	3,43 ± 1,9	0,787	0,5370
Densidade (H 15,00 > 20,00 m)		1,50 ± 0,84	1,63 ± 0,92	-	-
Área basal					
Área Basal (m ²)	0,239 ± 0,095	0,268 ± 0,126	0,282 ± 0,152	0,723	0,5068
Perfilhos					
Número de árvores perfilhadas	3,83 ± 2,82	1,54 ± 1,25	0,58 ± 0,72	19,981	< 0,0001
Número de perfilhos	9,42 ± 7,69	3,54 ± 2,86	1,42 ± 1,77	17,558	< 0,0001

Com relação aos demais parâmetros estruturais utilizados, sintetizados pelos VI das espécies amostradas, tem-se as espécies *Copaifera langsdorffii*, *Protium spruceanum* e *Tapirira obtusa*, como as espécies mais importantes, considerando-se a amostra total. No setor A, as espécies mais importantes foram *Copaifera langsdorffii*, *Cordia sellowiana* e *Cupania vernalis*, enquanto no setor B, estas foram *Copaifera langsdorffii*, *Trichilia catigua* e *Cheiloclinium cognatum*. Já no setor C, *Copaifera langsdorffii*, *Naucleopsis oblongifolia* e *Protium spruceanum* foram as espécies que apresentaram os maiores VI (TABELA 4). Tem-se, portanto, no setor A, as mesmas três espécies que apresentaram maior abundância com os maiores VI, o mesmo ocorrendo no setor C. Já no setor B as três mais abundantes encontram-se entre as que possuem os sete maiores VI.

TABELA 4 Lista de espécies arbóreas amostradas nos três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil, dispostas em ordem alfabética de família e com os parâmetros quantitativos obtidos, onde: DR = densidade relativa; DoR = dominância relativa; FR = frequência relativa; VI = valor de importância; e *Rank* = classificação das espécies em função do VI.

Família	Espécie	DR (%)				DoR (%)				FR (%)				VI							
		A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total				
Anacardiaceae														Rank		Rank		Rank			
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,75	0,00	0,59	0,49	1,32	0,00	0,74	0,67	0,58	0,00	0,40	0,36	2,65	37	0,00		1,74	45	1,51	60
	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D. Mitch.	3,75	2,79	2,97	3,26	3,23	4,58	5,72	4,58	2,61	2,88	3,24	2,87	9,59	6	10,25	9	11,92	4	10,71	3
Annonaceae																					
	<i>Annona cacans</i> Warm.	0,75	0,00	0,30	0,41	0,82	0,00	1,32	0,72	1,16	0,00	0,40	0,60	2,73	36	0,00		2,03	38	1,73	51
	<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	2,44	1,12	0,89	1,63	1,84	0,80	0,46	0,99	2,90	0,82	1,21	1,80	7,18	9	2,74	31	2,56	30	4,42	18
	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	0,38	0,56	0,30	0,41	0,10	0,14	0,08	0,11	0,58	0,82	0,40	0,60	1,06	61	1,52	55	0,78	74	1,11	79
	<i>Rollinia laurifolia</i> Schlttdl.	1,13	0,84	0,89	0,98	1,74	0,19	0,24	0,68	1,45	0,82	1,21	1,20	4,32	23	1,85	49	2,35	32	2,85	23
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	0,00	0,28	1,78	0,57	0,00	0,32	0,83	0,40	0,00	0,41	2,02	0,72	0,00		1,01	62	4,63	18	1,69	55
Aquifoliaceae																					
	<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	0,75	0,28	0,00	0,41	0,50	0,05	0,00	0,17	1,16	0,41	0,00	0,60	2,41	39	0,75	75	0,00		1,18	74
	<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	0,19	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,01	0,29	0,00	0,00	0,12	0,52	94	0,00		0,00		0,21	153
Araliaceae																					
	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	0,00	0,00	1,19	0,33	0,00	0,00	0,88	0,31	0,00	0,00	1,62	0,48	0,00		0,00		3,69	26	1,12	78
Arecaceae																					
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	0,00	0,00	2,37	0,65	0,00	0,00	0,69	0,25	0,00	0,00	2,43	0,72	0,00		0,00		5,49	15	1,62	57
Asteraceae																					
	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H. Rob.	0,75	0,28	0,00	0,41	3,79	1,26	0,00	1,58	1,16	0,41	0,00	0,60	5,70	13	1,95	45	0,00		2,58	29
Bignoniaceae																					
	<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	0,00	1,12	0,59	0,49	0,00	0,83	0,64	0,51	0,00	1,65	0,81	0,72	0,00		3,59	22	2,04	37	1,72	53

Continua...

TABELA 4, Cont.

Família	Espécie	DR (%)				DoR (%)				FR (%)				VI								
		A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	Rank	Rank	Rank	Rank	
Boraginaceae	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	6,00	0,00	0,00	2,61	7,98	0,00	0,00	2,42	4,64	0,00	0,00	1,92	18,62	2	0,00		0,00			6,94	11
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	0,19	0,28	3,26	1,06	0,34	0,21	3,05	1,27	0,29	0,41	3,64	1,32	0,81	68	0,90	64	9,96	7	3,64	21	
	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	4,88	5,31	7,12	5,62	3,33	2,76	4,15	3,43	4,06	4,12	5,67	4,55	12,27	4	12,18	8	16,94	3	13,60	2	
	<i>Protium widgrenii</i> Engl.	1,50	0,28	2,67	1,47	1,04	0,21	3,03	1,47	2,03	0,41	2,83	1,80	4,57	21	0,90	65	8,54	10	4,73	17	
Canellaceae	<i>Capsicodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,04	0,01	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00		0,74	85	0,21	148	
Celastraceae	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Sm.	0,19	6,70	0,00	2,04	0,05	6,18	0,00	2,11	0,29	4,12	0,00	1,32	0,53	87	17,00	3	0,00		5,46	13	
	<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,12	0,04	0,00	0,40	0,12	0,00	0,00		0,00		0,82	65	0,25	123	
	<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G. Don	0,75	0,84	0,00	0,57	0,76	0,59	0,00	0,43	0,87	1,23	0,00	0,72	2,38	40	2,66	33	0,00		1,72	52	
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	0,00	0,00	0,59	0,16	0,00	0,00	0,37	0,13	0,00	0,00	0,81	0,24	0,00		0,00		1,77	43	0,53	101	
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i> Pers.	0,38	0,00	0,00	0,16	0,12	0,00	0,00	0,04	0,58	0,00	0,00	0,24	1,08	59	0,00		0,00		0,44	112	
Clusiaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	0,00	0,00	2,37	0,65	0,00	0,00	2,76	0,99	0,00	0,00	2,43	0,72	0,00		0,00		7,57	12	2,36	35	
	<i>Chrysochlamys saldanhae</i> (Engl.) Oliveira-Filho	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,47	0,17	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00		1,17	59	0,37	114	
	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	0,00	0,00	2,08	0,57	0,00	0,00	0,35	0,13	0,00	0,00	1,62	0,48	0,00		0,00		4,05	20	1,18	75	
Combretaceae	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	1,31	0,00	0,00	0,57	1,12	0,00	0,00	0,34	1,45	0,00	0,00	0,60	3,89	25	0,00		0,00		1,51	61	
Cunoniaceae	<i>Lamanonia grandistipularis</i> (Taub.) Taub.	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	1,12	0,40	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00		1,82	40	0,60	98	
	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	0,00	0,00	0,59	0,16	0,00	0,00	0,84	0,30	0,00	0,00	0,81	0,24	0,00		0,00		2,24	35	0,70	90	
Cyatheaceae	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	0,00	0,00	0,59	0,16	0,00	0,00	0,13	0,05	0,00	0,00	0,81	0,24	0,00		0,00		1,53	52	0,45	111	

Continua...

TABELA 4, Cont.

Familia	Espécie	DR (%)				DoR (%)				FR (%)				VI							
		A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total				
Dicksoniaceae	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	0,00	0,00	2,08	0,57	0,00	0,00	0,72	0,26	0,00	0,00	2,02	0,60	0,00	Rank	0,00	Rank	4,82	17	1,42	64
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	0,19	0,00	0,30	0,16	0,05	0,00	0,51	0,20	0,29	0,00	0,40	0,24	0,53	84	0,00		1,21	58	0,60	96
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylon deciduum</i> Saint-Hilaire	0,19	0,00	0,00	0,08	0,06	0,00	0,00	0,02	0,29	0,00	0,00	0,12	0,54	80	0,00		0,00		0,22	138
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	0,00	0,84	0,89	0,49	0,00	1,04	3,04	1,44	0,00	0,82	1,21	0,60	0,00		2,70	32	5,14	16	2,53	32
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	0,75	0,00	0,00	0,33	1,70	0,00	0,00	0,51	0,87	0,00	0,00	0,36	3,32	28	0,00		0,00		1,20	73
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	2,63	3,35	0,30	2,20	2,96	7,47	0,29	3,53	2,03	4,12	0,40	2,16	7,61	8	14,93	6	1,00	60	7,89	7
	<i>Sebastiania klotzschiana</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	0,00	2,79	0,00	0,81	0,00	0,60	0,00	0,20	0,00	2,47	0,00	0,72	0,00		5,86	12	0,00		1,74	50
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	0,75	0,56	0,00	0,49	0,66	1,10	0,00	0,58	0,87	0,82	0,00	0,60	2,28	41	2,49	35	0,00		1,66	56
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	1,13	0,28	0,00	0,57	1,53	0,71	0,00	0,71	1,45	0,41	0,00	0,72	4,10	24	1,40	57	0,00		1,99	43
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	11,63	3,91	4,75	7,49	10,34	9,63	17,51	12,66	5,80	4,12	2,83	4,43	27,77	1	17,65	1	25,09	1	24,59	1
	<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	0,00	0,28	1,78	0,57	0,00	0,12	2,08	0,78	0,00	0,41	2,02	0,72	0,00		0,81	69	5,89	14	2,07	41
	<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	0,75	0,28	0,00	0,41	1,64	0,09	0,00	0,53	0,87	0,41	0,00	0,48	3,26	29	0,78	70	0,00		1,41	66
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	0,38	0,28	0,00	0,24	0,47	2,48	0,00	0,98	0,29	0,41	0,00	0,24	1,14	57	3,17	25	0,00		1,47	62
	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	0,94	0,00	0,30	0,49	2,67	0,00	0,10	0,84	1,16	0,00	0,40	0,60	4,77	18	0,00		0,80	70	1,93	45
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	0,08	0,00	0,03	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00		0,77	72	0,00		0,23	131
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	0,19	0,00	0,00	0,08	0,37	0,00	0,00	0,11	0,29	0,00	0,00	0,12	0,85	66	0,00		0,00		0,31	119
	<i>Machaerium nictians</i> (Vell.) Benth.	0,56	0,00	0,00	0,24	1,98	0,00	0,00	0,60	0,87	0,00	0,00	0,36	3,41	27	0,00		0,00		1,20	72
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	1,69	0,28	0,00	0,81	2,57	0,33	0,00	0,89	1,74	0,41	0,00	0,84	6,00	11	1,03	61	0,00		2,54	30
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,08	0,03	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00		0,78	73	0,23	128
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	1,69	0,00	0,00	0,73	1,41	0,00	0,00	0,43	1,74	0,00	0,00	0,72	4,84	16	0,00		0,00		1,88	46
	<i>Swartzia flaeamingii</i> Vogel	0,38	0,00	0,00	0,16	0,15	0,00	0,00	0,05	0,58	0,00	0,00	0,24	1,10	58	0,00		0,00		0,45	110
	<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	0,19	0,84	0,30	0,41	2,14	1,07	0,12	1,05	0,29	1,23	0,40	0,60	2,62	38	3,14	26	0,82	67	2,06	42

Continua...

TABELA 4, Cont.

Família	Espécie	DR (%)				DoR (%)				FR (%)				VI							
		A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total				
Humiriaceae														Rank	Rank	Rank	Rank				
	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	0,19	0,00	0,30	0,16	0,38	0,00	0,04	0,13	0,29	0,00	0,40	0,24	0,86	65	0,00	0,74	87	0,53	102	
	<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.	0,00	0,56	0,30	0,24	0,00	0,28	1,10	0,49	0,00	0,82	0,40	0,36	0,00	1,67	53	1,81	42	1,10	81	
Hypericaceae																					
	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	0,08	0,00	0,03	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00	0,77	71	0,00		0,23	130	
Lacistemataceae																					
	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	0,75	0,00	0,00	0,33	0,22	0,00	0,00	0,07	0,87	0,00	0,00	0,36	1,85	46	0,00	0,00		0,75	88	
Lamiaceae																					
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	1,13	1,12	0,00	0,81	1,63	0,58	0,00	0,69	1,74	0,41	0,00	0,84	4,50	22	2,10	44	0,00	2,34	36	
	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	0,38	0,56	0,00	0,33	2,07	1,18	0,00	1,03	0,58	0,82	0,00	0,48	3,02	32	2,56	34	0,00	1,83	48	
Lauraceae																					
	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,82	0,30	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00			1,53	53	0,50	104	
	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	0,19	0,00	0,59	0,24	0,07	0,00	1,27	0,48	0,29	0,00	0,81	0,36	0,55	79	0,00	2,67	28	1,08	83	
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	0,19	0,84	0,00	0,33	0,55	1,19	0,00	0,57	0,29	1,23	0,00	0,48	1,03	62	3,26	24	0,00	1,38	67	
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	0,19	0,00	0,30	0,16	0,25	0,00	0,05	0,09	0,29	0,00	0,40	0,24	0,73	71	0,00	0,75	80	0,49	106	
	<i>Nectandra nitidula</i> Nees	0,00	0,56	0,00	0,16	0,00	6,51	0,00	2,21	0,00	0,82	0,00	0,24	0,00	7,89	10	0,00		2,61	28	
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	0,56	0,56	1,19	0,73	1,49	0,98	0,64	1,01	0,87	0,82	1,62	1,08	2,92	33	2,36	36	3,44	27	2,82	24
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	0,19	0,28	0,30	0,24	0,23	0,66	1,03	0,66	0,29	0,41	0,40	0,36	0,70	72	1,35	58	1,74	46	1,27	70
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	0,56	0,84	2,37	1,14	1,42	0,15	3,29	1,65	0,87	1,23	2,43	1,44	2,85	34	2,22	40	8,09	11	4,23	19
	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,17	0,06	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00	0,87	62	0,26	122	
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	2,63	1,68	3,26	2,52	4,02	1,22	2,87	2,66	3,19	2,06	3,64	2,99	9,83	5	4,95	15	9,78	8	8,18	5
	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	0,75	1,12	0,30	0,73	0,46	1,64	0,72	0,95	0,87	1,65	0,40	0,96	2,08	44	4,41	17	1,42	57	2,64	26
	<i>Persea rufotomentosa</i> Nees & Mart. ex Nees	1,31	0,00	0,00	0,57	3,04	0,00	0,00	0,92	1,45	0,00	0,00	0,60	5,80	12	0,00			2,09	40	
	<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	1,18	0,00	0,40	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00	1,87	48	0,00		0,60	97	

Continua...

TABELA 4, Cont.

Família	Espécie	DR (%)				DoR (%)				FR (%)				VI							
		A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total				
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	0,00	0,28	0,30	0,16	0,00	0,16	0,11	0,09	0,00	0,41	0,40	0,24	0,00	Rank	0,85	67	0,81	68	0,50	105
Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	1,47	0,00	0,50	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00	Rank	2,16	41	0,00		0,70	91
Magnoliaceae	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Sprengel	0,00	0,00	1,48	0,41	0,00	0,00	3,00	1,07	0,00	0,00	1,62	0,48	0,00	Rank	0,00		6,10	13	1,96	44
Malpighiaceae	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	0,19	1,12	0,59	0,57	0,04	0,94	1,35	0,81	0,29	1,65	0,40	0,72	0,52	93	3,70	18	2,35	33	2,10	38
	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	1,43	0,00	0,49	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00	Rank	2,12	43	0,00		0,69	93
	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,03	0,00	0,00	0,01	0,29	0,00	0,00	0,12	0,51	95	0,00		0,00		0,21	154
	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	2,81	1,12	0,30	1,63	2,24	0,42	0,15	0,88	2,03	1,23	0,40	1,32	7,09	10	2,77	30	0,86	64	3,82	20
Malvaceae	<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,04	0,01	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00	Rank	0,00		0,74	82	0,22	144
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	1,31	0,00	0,00	0,57	2,53	0,00	0,00	0,77	1,16	0,00	0,00	0,48	5,00	15	0,00		0,00		1,81	49
	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,87	0,31	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00	Rank	0,00		1,57	50	0,51	103
Melastomataceae	<i>Miconia argyrophylla</i> DC.	1,13	0,00	0,00	0,49	0,90	0,00	0,00	0,27	1,16	0,00	0,00	0,48	3,19	30	0,00		0,00		1,24	71
	<i>Miconia chartacea</i> Triana	1,50	0,00	0,89	0,90	0,89	0,00	0,24	0,36	1,16	0,00	1,21	0,84	3,55	26	0,00		2,35	31	2,09	39
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	0,00	0,84	0,00	0,24	0,00	0,21	0,00	0,07	0,00	0,82	0,00	0,24	0,00	Rank	1,87	47	0,00		0,56	99
	<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,04	0,01	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00	Rank	0,00		0,74	84	0,22	146
Meliaceae	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	0,38	0,00	0,30	0,24	0,58	0,00	0,04	0,19	0,58	0,00	0,40	0,36	1,54	52	0,00		0,74	86	0,79	87
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,10	0,04	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00	Rank	0,00		0,80	71	0,24	126
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	0,56	6,98	3,86	3,34	0,81	3,74	3,70	2,84	0,87	6,58	3,24	3,23	2,24	42	17,31	2	10,80	5	9,41	4
	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	0,19	0,00	0,59	0,24	0,14	0,00	0,55	0,24	0,29	0,00	0,81	0,36	0,61	76	0,00		1,96	39	0,84	86

Continua...

TABELA 4, Cont.

Família	Espécie	DR (%)				DoR (%)				FR (%)				VI							
		A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total				
Memecylaceae	<i>Mouriri glazioviana</i> Cogn.	0,19	1,12	0,30	0,49	0,25	0,34	0,06	0,21	0,29	1,65	0,40	0,72	0,73	70	3,10	27	0,76	78	1,42	65
Monimiaceae	<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	0,56	0,28	0,00	0,33	0,37	0,30	0,00	0,21	0,58	0,41	0,00	0,36	1,51	54	0,99	63	0,00		0,90	85
	<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC	0,38	0,00	0,00	0,16	0,23	0,00	0,00	0,07	0,58	0,00	0,00	0,24	1,19	56	0,00		0,00		0,47	109
Moraceae	<i>Ficus adhatifolia</i> Schott	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,12	0,04	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00		0,82	66	0,25	124
	<i>Ficus enormis</i> (Mart.) Miq.	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,23	0,08	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00		0,94	61	0,28	120
	<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhlm.) Carauta	0,00	0,28	9,79	2,77	0,00	0,05	7,23	2,61	0,00	0,41	6,48	2,04	0,00		0,74	76	23,50	2	7,41	10
Myrsinaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	0,19	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,01	0,29	0,00	0,00	0,12	0,52	88	0,00		0,00		0,21	149
	<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,01	0,29	0,00	0,00	0,12	0,52	89	0,00		0,00		0,21	150
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	0,56	0,28	0,30	0,41	0,27	0,12	0,10	0,16	0,87	0,41	0,40	0,60	1,70	48	0,81	68	0,81	69	1,17	76
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,04	0,02	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00		0,75	81	0,22	142
	<i>Calyptanthes brasiliensis</i> Spreng.	0,00	0,00	1,78	0,49	0,00	0,00	0,51	0,18	0,00	0,00	1,62	0,48	0,00		0,00		3,91	22	1,15	77
	<i>Calyptanthes clusifolia</i> O.Berg	1,69	2,23	1,78	1,87	1,70	0,59	0,77	0,99	2,03	2,47	1,62	2,04	5,42	14	5,29	14	4,17	19	4,90	15
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,77	0,28	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00		1,47	56	0,48	108
	<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,06	0,02	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00		0,76	77	0,22	136
	<i>Eugenia florida</i> DC.	0,56	0,28	0,59	0,49	0,28	0,04	0,09	0,13	0,87	0,41	0,81	0,72	1,71	47	0,73	78	1,49	55	1,34	68
	<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	0,07	0,00	0,02	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00		0,76	74	0,00		0,22	135

Continua...

TABELA 4, Cont.

Família	Espécie	DR (%)				DoR (%)				FR (%)				VI					
		A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total		
Myrtaceae														Rank	Rank	Rank	Rank		
	<i>Eugenia punicifolia</i> (Kunth) DC.	0,94	0,00	0,00	0,41	0,35	0,00	0,00	0,11	1,45	0,00	0,00	0,60	2,74	35	0,00	0,00	1,11	80
	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	0,00	0,00	0,59	0,16	0,00	0,00	0,22	0,08	0,00	0,00	0,81	0,24	0,00	0,00	1,63	48	0,48	107
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00	0,73	77	0,00	0,22	147
	<i>Myrcia hebetata</i> DC.	0,19	0,56	1,48	0,65	0,04	0,26	1,04	0,47	0,29	0,82	1,21	0,72	0,52	91	1,64	54	3,74	47
	<i>Myrcia pulchra</i> Kiaersk.	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	0,44	0,00	0,15	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00	1,13	59	0,00	0,35	116
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	4,13	0,56	0,30	2,04	1,97	0,75	0,16	0,91	3,48	0,82	0,40	1,80	9,58	7	2,13	42	0,86	4,74
	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	0,56	0,00	0,00	0,24	0,25	0,00	0,00	0,08	0,87	0,00	0,00	0,36	1,69	49	0,00	0,00	0,68	94
	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	0,38	1,12	0,59	0,65	0,56	0,35	0,15	0,34	0,58	0,82	0,81	0,72	1,52	53	2,29	38	1,56	51
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	0,00	1,40	0,00	0,41	0,00	0,61	0,00	0,21	0,00	1,65	0,00	0,48	0,00	3,66	20	0,00	1,09	82
	<i>Siphoneugena densiflora</i> O. Berg.	0,75	0,84	0,59	0,73	0,52	1,00	0,24	0,58	0,87	1,23	0,81	0,96	2,14	43	3,07	28	1,64	47
	<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	0,04	0,00	0,01	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00	0,73	79	0,00	0,21	151
	<i>Siphoneugena widgreniana</i> O. Berg	0,19	0,00	0,00	0,08	0,05	0,00	0,00	0,02	0,29	0,00	0,00	0,12	0,53	85	0,00	0,00	0,22	141
Nyctaginaceae																			
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,05	0,02	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00	0,00	0,75	79	0,22	137
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,04	0,01	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00	0,00	0,74	83	0,22	145
Ochnaceae																			
	<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	0,19	1,96	0,89	0,90	0,14	1,29	0,60	0,69	0,29	2,47	0,81	1,08	0,62	74	5,72	13	2,30	34
Opiliaceae																			
	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,06	0,00	0,00	0,02	0,29	0,00	0,00	0,12	0,53	83	0,00	0,00	0,22	140
Phyllanthaceae																			
	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	0,19	0,56	0,59	0,41	0,19	0,34	0,41	0,32	0,29	0,82	0,81	0,60	0,67	73	1,72	52	1,81	41

Continua...

TABELA 4, Cont.

Família	Espécie	DR (%)				DoR (%)				FR (%)				VI							
		A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total				
Polygonaceae	<i>Coccoloba declinata</i> (Vell.) Mart.	0,00	0,56	0,00	0,16	0,00	0,45	0,00	0,15	0,00	0,82	0,00	0,24	0,00	Rank	Rank	Rank	Rank			
															1,83	50	0,00	0,55	100		
Proteaceae	<i>Roupala montana</i> Aubl.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,14	0,00	0,00	0,04	0,29	0,00	0,00	0,12	0,62	75	0,00	0,00	0,24	125		
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	0,75	0,56	1,19	0,81	0,30	0,89	1,31	0,86	0,87	0,82	1,21	0,96	1,92	45	2,27	39	3,71	25	2,63	27
Rubiaceae	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	1,88	0,56	3,26	1,87	0,64	0,13	2,45	1,11	2,32	0,82	3,24	2,16	4,83	17	1,51	56	8,95	9	5,14	14
	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	0,00	0,84	0,00	0,24	0,00	0,25	0,00	0,08	0,00	1,23	0,00	0,36	0,00		2,32	37	0,00	0,69	92	
	<i>Faramea nigrescens</i> Mart.	0,00	7,82	3,56	3,26	0,00	4,39	4,92	3,25	0,00	3,29	1,62	1,44	0,00		15,50	5	10,10	6	7,95	6
	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	0,56	5,31	1,19	2,12	1,64	6,93	1,53	3,40	0,87	4,53	1,21	2,04	3,07	31	16,76	4	3,93	21	7,55	9
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	0,07	0,00	0,03	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00		0,77	73	0,00	0,23	132	
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,06	0,00	0,00	0,02	0,29	0,00	0,00	0,12	0,54	81	0,00	0,00	0,22	139		
	<i>Rudgea</i> sp.	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,08	0,03	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00		0,00	0,79	72	0,23	127	
Rutaceae	<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	0,38	8,10	1,78	3,01	0,12	1,74	0,34	0,75	0,58	4,94	1,62	2,16	1,07	60	14,78	7	3,74	23	5,92	12
	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	0,56	3,07	0,00	1,14	0,25	1,42	0,00	0,56	0,58	2,06	0,00	0,84	1,39	55	6,55	11	0,00	2,54	31	
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,39	0,00	0,00	0,12	0,29	0,00	0,00	0,12	0,87	64	0,00	0,00	0,32	118		
	<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,04	0,00	0,00	0,01	0,29	0,00	0,00	0,12	0,52	92	0,00	0,00	0,21	152		
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,53	0,00	0,00	0,16	0,29	0,00	0,00	0,12	1,01	63	0,00	0,00	0,36	115		
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	1,88	0,84	0,59	1,22	0,70	1,52	0,22	0,81	2,03	1,23	0,81	1,44	4,61	19	3,59	21	1,62	49	3,47	22
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	0,56	0,00	0,00	0,24	0,21	0,00	0,00	0,06	0,87	0,00	0,00	0,36	1,64	51	0,00	0,00	0,67	95		
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	0,19	1,12	0,00	0,41	0,06	0,48	0,00	0,18	0,29	1,23	0,00	0,48	0,53	82	2,83	29	0,00	1,06	84	
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	1,69	0,56	0,00	0,90	0,56	0,54	0,00	0,35	2,32	0,82	0,00	1,20	4,57	20	1,92	46	0,00	2,45	33	
	<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,08	0,00	0,00	0,02	0,29	0,00	0,00	0,12	0,55	78	0,00	0,00	0,22	134		

Continua...

TABELA 4, Cont.

Família	Espécie	DR (%)				DoR (%)				FR (%)				VI							
		A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total	A	B	C	Total				
Sapindaceae														Rank	Rank	Rank	Rank				
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,07	0,02	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00	0,00	0,77	76	0,23	133			
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	9,19	0,56	0,30	4,23	3,44	0,16	0,03	1,11	5,51	0,41	0,40	2,51	18,15	3	1,13	60	0,74	88	7,86	8
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	0,56	1,12	0,59	0,73	0,23	0,74	0,66	0,56	0,87	1,65	0,81	1,08	1,66	50	3,50	23	2,06	36	2,37	34
	<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	0,19	0,00	0,89	0,33	0,04	0,00	0,47	0,18	0,29	0,00	0,40	0,24	0,52	90	0,00	1,77	44	0,75	89	
Siparunaceae																					
	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	0,38	0,84	1,19	0,73	0,15	0,10	0,17	0,14	0,29	0,82	1,21	0,72	0,82	67	1,76	51	2,57	29	1,59	59
Styracaceae																					
	<i>Styrax pohlii</i> A. DC.	0,38	0,00	0,00	0,16	0,13	0,00	0,00	0,04	0,29	0,00	0,00	0,12	0,80	69	0,00	0,00	0,32	117		
Theaceae																					
	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	0,00	0,00	0,30	0,08	0,00	0,00	0,08	0,03	0,00	0,00	0,40	0,12	0,00	0,00	0,78	75	0,23	129		
Thymelaeaceae																					
	<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	0,00	0,00	0,59	0,16	0,00	0,00	0,09	0,03	0,00	0,00	0,81	0,24	0,00	0,00	1,49	54	0,43	113		
Vochysiaceae																					
	<i>Qualea cordata</i> (Mart.) Spreng.	0,19	0,00	0,00	0,08	0,05	0,00	0,00	0,02	0,29	0,00	0,00	0,12	0,53	86	0,00	0,00	0,22	143		
	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	0,00	0,28	0,00	0,08	0,00	0,20	0,00	0,07	0,00	0,41	0,00	0,12	0,00	0,90	66	0,00	0,27	121		
	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	0,00	0,56	0,00	0,16	0,00	3,52	0,00	1,19	0,00	0,82	0,00	0,24	0,00	4,90	16	0,00	1,60	58		
	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	0,19	0,28	0,00	0,16	0,11	2,98	0,00	1,04	0,29	0,41	0,00	0,24	0,59	77	3,67	19	0,00	1,44	63	
Total geral		100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	300,00	300,00	300,00	300,00				

3.4 Riqueza e diversidade

A diversidade de espécies, avaliada pelo índice de Shannon, variou entre 3,757 nats/indivíduo no setor B e 3,928 nats/indivíduo no setor C. Já na amostra total o valor do índice foi de 4,308 nats/indivíduo (TABELA 5). De acordo com o teste t de Hutchenson, os valores de H' não apresentaram diferenças significativas entre os setores A e B e entre A e C. A equabilidade de Pielou foi de 0,855 considerando-se a área amostral total, variando de 0,844 no setor A a 0,877 no setor C. Já os estimadores *jackknife* indicam maior riqueza potencial para o setor A, seguido pelo setor C, o que é corroborado pelas curvas do esforço coletor, traçadas a partir do número cumulativo de espécies e do aumento do número de parcelas (FIGURA 6).

TABELA 5 Índices de riqueza e diversidade de espécies arbóreas para três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

Riqueza e diversidade de espécies	Setor A	Setor B	Setor C	Total
Número de espécies	95	79	88	154
Índice de diversidade Shannon (H')	3,844	3,757	3,928	4,308
Equabilidade de Pielou (J')	0,844	0,86	0,877	0,855
Estimador <i>jackknife</i> ; 1ª ordem	132,4	107,7	128,2	204,3
Estimador <i>jackknife</i> ; 2ª ordem	158,5	117,7	153,6	235,7

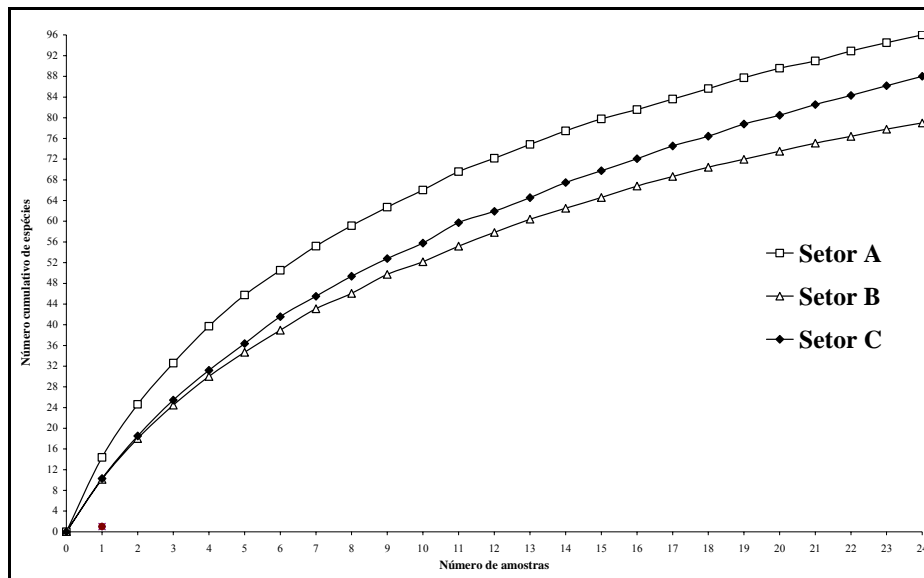


FIGURA 6 Curvas de progressão do número cumulativo médio de espécies arbóreas, com o incremento do número de parcelas, traçadas para os três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

Segundo a riqueza de espécies, a família com maior importância relativa no remanescente florestal foi Myrtaceae, com média de 12,34% das espécies do setor, seguida por Fabaceae e Lauraceae, com médias de 9,74% e 8,44%, respectivamente. Nos setores, estas mesmas famílias foram as que apresentaram a maior importância relativa. A ordem de importância foi variável, porém suas distribuições não apresentaram variações significativas, como mostradas na TABELA 6.

TABELA 6 Valores de importância relativa das famílias em três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil, segundo o teste *G*. Onde: V. obs. = percentagem de espécies observada; V. esp. = percentagem de espécies esperadas. Valores de $p > 0,05$ são considerados não significativos.

Famílias	Setores	V. obs. (%)	V. esp. (%)	<i>G</i>	<i>p</i>
Myrtaceae	A	9,47	11,63	0,8541	0,6524
	B	13,92	11,63		
	C	11,49	11,63		
Fabaceae	A	12,63	9,92	2,9617	0,2274
	B	11,39	9,92		
	C	5,75	9,92		
Lauraceae	A	9,47	9,98	0,0415	0,9795
	B	10,13	9,98		
	C	10,34	9,98		

3.5 Classificação ecológica das espécies

Quando avaliado o número de indivíduos nas guildas, as que obtiveram maior frequência no setor A foram: exigentes de luz, com 52,72% do número de indivíduos; grandes, com 62,48%; e zoocóricas, com 84,05%. No setor B, as mais frequentes foram: tolerantes à sombra (61,17%); médias (54,19%); e zoocóricas (79,89%). Já no setor C, as guildas de maior frequência foram: tolerantes à sombra (76,56%); grandes (53,12%); e zoocóricas (92,58%) (TABELA 7).

TABELA 7 Número e percentagem de indivíduos em guildas de regeneração, estratificação e dispersão em três setores de um remanescente florestal no município de Itumirim, MG, Brasil, onde: Pio = espécies pioneiras; Luz = espécies clímax exigentes de luz; Som = espécies clímax tolerantes à sombra; Peq = espécies de porte pequeno; Med = espécies de porte médio; Grd = espécies de porte grande; Ane = espécies anemocóricas; Aut = espécies autocóricas; e Zoo = espécies zoocóricas.

Setores	Regeneração			Estratificação			Dispersão		
	Guildas	Indivíduos	%	Guildas	Indivíduos	%	Guildas	Indivíduos	%
A	Pio	41	7,69	Peq	11	2,06	Ane	76	14,26
	Luz	281	52,72	Med	189	35,46	Aut	9	1,69
	Som	211	39,59	Grd	333	62,48	Zoo	448	84,05
B	Pio	28	7,82	Peq	37	10,34	Ane	22	6,15
	Luz	111	31,01	Med	194	54,19	Aut	50	13,97
	Som	219	61,17	Grd	127	35,47	Zoo	286	79,89
C	Pio	5	1,48	Peq	19	5,64	Ane	19	5,64
	Luz	74	21,96	Med	139	41,25	Aut	6	1,78
	Som	258	76,56	Grd	179	53,12	Zoo	312	92,58

De acordo com o teste de Qui-quadrado, a distribuição de frequências dos indivíduos amostrados nas guildas de regeneração e estratificação não é independente dos setores (TABELA 8). A única exceção foi a categoria de espécies zoocóricas, que se mostrou não significativa ($X^2 = 3,264$; $p = 0,181$), sendo sua distribuição independente dos setores. Quando comparadas as distribuições de cada guilda dentro de cada setor, as análises também mostraram resultados significativos, exceto para as guildas de estratificação no setor C, onde a distribuição dos indivíduos apresentou resultados não significativos ($X^2 = 0,155$; $p = 0,895$).

TABELA 8 Frequências observadas e esperadas dos indivíduos amostrados em três setores de um remanescente florestal no município de Itumirim, MG, Brasil, em guildas de regeneração, estratificação e dispersão, onde: Pio = espécies pioneiras; Luz = espécies clímax exigentes de luz; Som = espécies clímax tolerantes à sombra; Peq = espécies de porte pequeno; Med = espécies de porte médio; Grd = espécies de porte grande; Ane = espécies anemocóricas; Aut = espécies autocóricas; e Zoo = espécies zoocóricas.

Frequência observada						Frequência esperada		
Setor	Regeneração			χ^2	p	Regeneração		
	Pio	Luz	Som			Pio	Luz	Som
A	41	281	211	27,991	0,000	32,12	202,26	298,62
B	28	111	219	3,412	0,017	21,57	135,85	200,57
C	5	74	258	36,208	0,000	20,31	127,88	188,81
χ^2	14,613	56,914	52,010					
p	0,000	0,000	0,000					
Setor	Estratificação			χ^2	p	Estratificação		
	Peq	Med	Grd			Peq	Med	Grd
A	11	189	333	27,659	0,000	29,08	226,57	277,35
B	37	194	127	44,511	0,000	19,53	152,18	186,29
C	19	139	179	0,155	0,895	18,39	143,25	175,36
χ^2	25,368	17,383	29,574					
p	0,000	0,000	0,000					
Setor	Dispersão			χ^2	p	Dispersão		
	Ane	Aut	Zoo			Ane	Aut	Zoo
A	76	9	448	641,388	0,000	7,38	28,21	454,00
B	22	50	286	105,595	0,000	4,96	18,95	304,94
C	19	6	312	50,314	0,000	4,67	17,84	287,05
χ^2	725,162	68,872	3,264					
p	0,000	0,000	0,181					

A proporção de indivíduos de espécies pioneiras foi maior que a esperada para os setores A e B. O mesmo ocorreu com as espécies exigentes de luz para o setor A e tolerantes à sombra para os setores B e C. O número de indivíduos das espécies de pequeno e médio porte foi menor que o esperado no setor A, enquanto o oposto foi observado para as espécies de grande porte. Em relação às guildas de dispersão, para as espécies anemocóricas o número de

indivíduos foi maior que o esperado nos setores A, B e C, enquanto para as espécies autocóricas isso ocorreu apenas no setor B.

Já quando comparada a riqueza de espécies, o setor A apresentou maior percentagem nas seguintes guildas: espécies lumínicas (62,11%); espécies de sub-bosque (55,79%); e espécies zoocóricas (80,00%). Estas mesmas guildas foram as que obtiveram o maior número de espécies no setor B, nas proporções de 56,96%; 58,23%; e 81,00%, respectivamente. Já no setor C, as guildas mais ricas em espécies foram: tolerantes à sombra, com 57,95%; espécies de sub-bosque, com 59,09%; e espécies zoocóricas, com 87,50% (TABELA 9).

TABELA 9 Número e percentagem de espécies amostradas em três setores de um remanescente florestal no município de Itumirim, MG, Brasil, em guildas de regeneração, estratificação e dispersão, onde: Lum = espécies lumínicas (Pio + Luz); Som = espécies clímax tolerantes à sombra; Sub = espécies de sub-bosque (Peq + Med); Grd = espécies de porte grande; Abi = espécies de dispersão abiótica (Ane + Aut); e Zoo = espécies zoocóricas.

Setores	Regeneração			Estratificação			Dispersão		
	Guildas	Espécies	%	Guildas	Espécies	%	Guildas	Espécies	%
A	Lum	59	62,11	Sub	53	55,79	Abi	19	20,00
	Som	36	37,89	Grd	42	44,21	Zoo	76	80,00
B	Lum	45	56,96	Sub	46	58,23	Abi	15	20,00
	Som	34	43,04	Grd	33	41,77	Zoo	64	81,00
C	Lum	37	42,05	Sub	52	59,09	Abi	11	12,50
	Som	51	57,95	Grd	36	40,91	Zoo	77	87,50

No entanto, a distribuição das espécies não foi significativa para as guildas nos três setores, indicando que a distribuição não difere estatisticamente entre eles (TABELA 10). Apenas quando comparadas as distribuições das

guildas de regeneração no setor C os valores foram significativos, apresentando valor menor que o esperado para as espécies lumínicas e maior que o esperado para as espécies tolerantes à sombra. Todas as outras combinações apresentaram resultados não significativos.

TABELA 10 Freqüências observadas e esperadas das espécies amostradas em três setores de um remanescente florestal no município de Itumirim, MG, Brasil, em guildas de regeneração, estratificação e dispersão, onde: Lum = espécies lumínicas (Pio + Luz); Som = espécies climáceas tolerantes à sombra; Sub = espécies de sub-bosque (Peq + Med); Grd = espécies de porte grande; Abi = espécies de dispersão abiótica (Ane + Aut); e Zoo = espécies zoocóricas.

<u>Freqüência observada</u>					<u>Freqüência esperada</u>	
<u>Setor</u>	<u>Regeneração</u>		X^2	p	<u>Regeneração</u>	
	<u>Lum</u>	<u>Som</u>			<u>Lum</u>	<u>Som</u>
A	59	36	0,763	0,328	54,29	40,71
B	45	34	0,007	0,974	45,14	33,86
C	37	51	7,585	0,004	50,29	37,71
X^2	3,58	4,77				
p	0,141	0,073				

<u>Estratificação</u>					<u>Estratificação</u>	
<u>Setor</u>	<u>Estratificação</u>		X^2	p	<u>Estratificação</u>	
	<u>Sub</u>	<u>Grd</u>			<u>Sub</u>	<u>Grd</u>
A	53	42	0,463	0,432	56,75	38,25
B	46	33	0,025	0,784	47,19	31,81
C	52	36	0,000	0,901	52,57	35,43
X^2	0,197	0,292				
p	0,867	0,810				

<u>Dispersão</u>					<u>Dispersão</u>	
<u>Setor</u>	<u>Dispersão</u>		X^2	p	<u>Dispersão</u>	
	<u>Abi</u>	<u>Zoo</u>			<u>Ane</u>	<u>Zoo</u>
A	19	76	0,009	0,975	19,12	75,88
B	15	64	0,013	0,800	15,90	63,10
C	11	77	2,729	0,074	17,71	70,29
X^2	2,198	0,554				
p	0,273	0,721				

3.6 Similaridade e correlações espécie-ambiente

O diagrama de ordenação obtido pela PCA mostrou que a separação do remanescente nos três setores amostrados é consistente quando avaliadas as variáveis ambientais isoladamente (FIGURA 7).

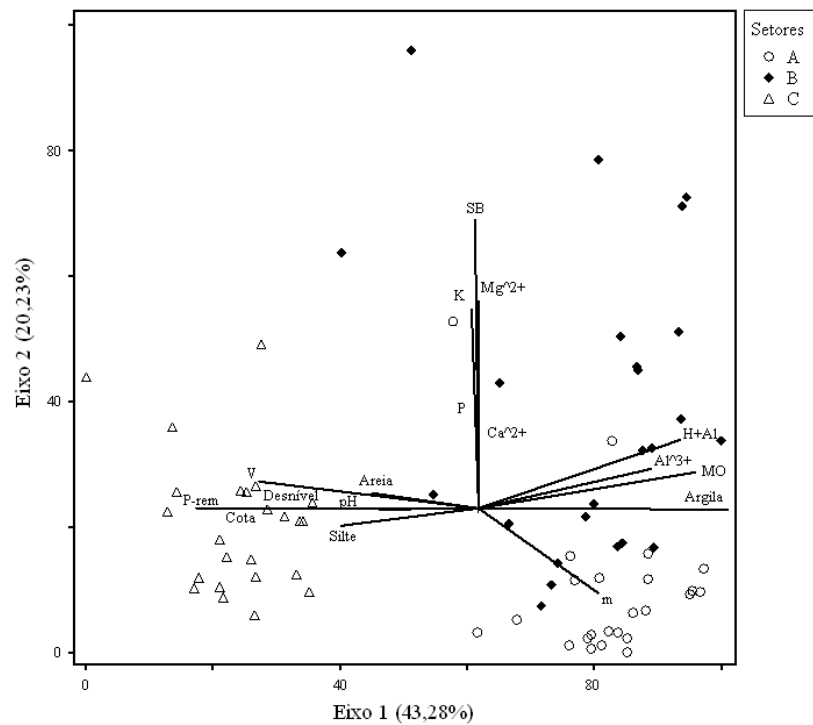


FIGURA 7 Diagrama de ordenação obtido por Análise de Componentes Principais (PCA) para as 72 parcelas dos três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

Pelo diagrama, nota-se a separação mais evidente entre os setores A e C. A saturação por alumínio (m) foi a maior responsável pelo agrupamento das parcelas do setor A e as variáveis P-rem, V, Cota e Desnível foram as que tiveram maior influência no agrupamento das parcelas do setor C. As parcelas do setor B apresentaram tendência de agrupamento ao setor A, quando considerada sua distribuição no eixo 1, que possui autovalor igual a 7,79 e é responsável por 43,28% da variância dos dados (TABELA 11). Nove das 24 parcelas deste setor apresentaram-se de forma agrupada ao setor A. As demais parcelas apresentaram-se de forma mais dispersa, porém ainda assim com maior proximidade a este último setor, quando avaliada sua distribuição no primeiro eixo.

TABELA 11 Resumo dos resultados da Análise de Componentes Principais (PCA), Análise de Correspondência Retificada (DCA) e Análise de Correspondência Canônica (CCA) para os três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

	Eixo 1	Eixo 2	Eixo 3
PCA			
Autovalores	7,790	3,642	2,463
Variância cumulativa dos dados ambientais (%)	43,28	63,51	77,20
DCA			
Autovalores	0,545	0,398	0,337
Variância cumulativa dos dados de espécies (%)	4,70	8,10	11,10
CCA			
Autovalores	0,443	0,352	0,269
<i>p</i> (teste de Monte Carlo para autovalores)	0,01	0,01	0,01
Variância cumulativa dos dados de espécies (%)	3,80	6,90	9,20
Correlações espécies-ambiente (Pearson)	0,941	0,90	0,917
<i>p</i> (teste de Monte Carlo para correlações)	0,01	0,04	0,01

Utilizando uma DCA, a distinção entre os setores também pôde ser feita avaliando a distribuição das parcelas em função das abundâncias de indivíduos nas espécies. O diagrama gerado apresenta tendência de agrupamento para os setores. Entretanto as parcelas se apresentam de forma dispersa e com pouca sobreposição. Neste caso, percebe-se o setor A distinto do setor C e o setor B com uma distribuição de transição entre os dois (FIGURA 8).

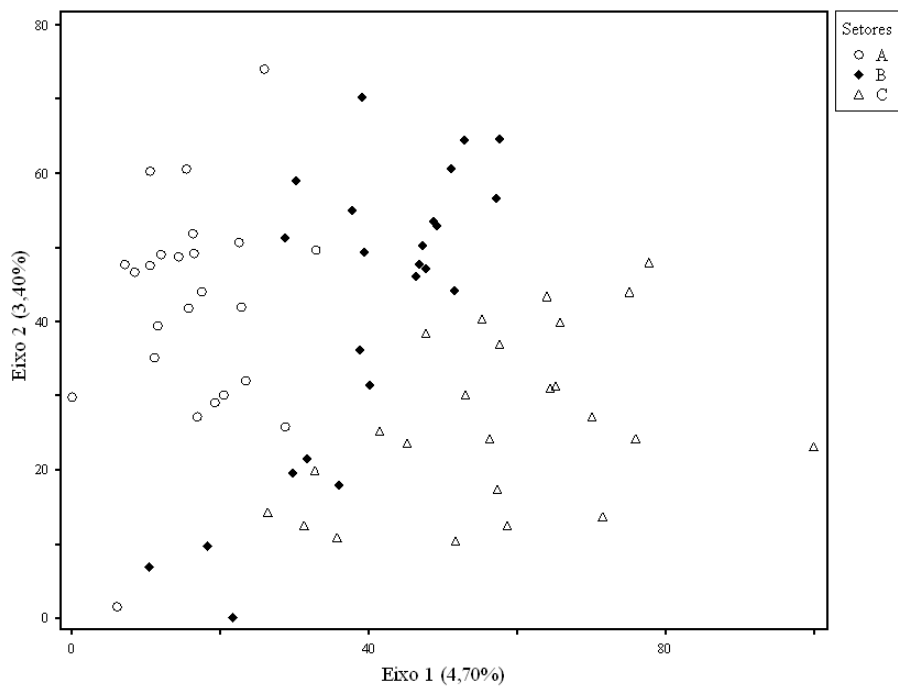


FIGURA 8 Diagrama de ordenação obtido por Análise de Correspondência Retificada (DCA) para as 72 parcelas dos três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

Das parcelas do setor A, dezessete apresentaram tendência de agrupamento à esquerda do diagrama, no início do eixo 1 e na metade do eixo 2. As parcelas do setor C apresentaram-se mais distribuídas, porém pareceram seguir um padrão diagonal no sentido crescente dos eixos 1 e 2, com maior amplitude no primeiro eixo. Já as parcelas do setor B apresentaram um padrão aparentemente semelhante ao apresentado pelo setor C, porém com maior amplitude no eixo 2. O autovalor do eixo 1 maior que 0,5 indica que houve substituição de espécies entre os extremos do eixo (Braak, 1995), sendo que ele explica 4,7% das variações (TABELA 11).

O coeficiente de Jaccard apresentou 43,80% de similaridade florística entre A e B; 34,56% entre A e C; e 35,77% entre B e C. Em termos absolutos, a maior similaridade entre A e B é de 17 espécies, o que corresponde a 17,89% das espécies do setor A e 21,52% das espécies do setor B. Os índices de Jaccard, bem como o número de espécies em comum entre os setores, encontram-se na FIGURA 10.

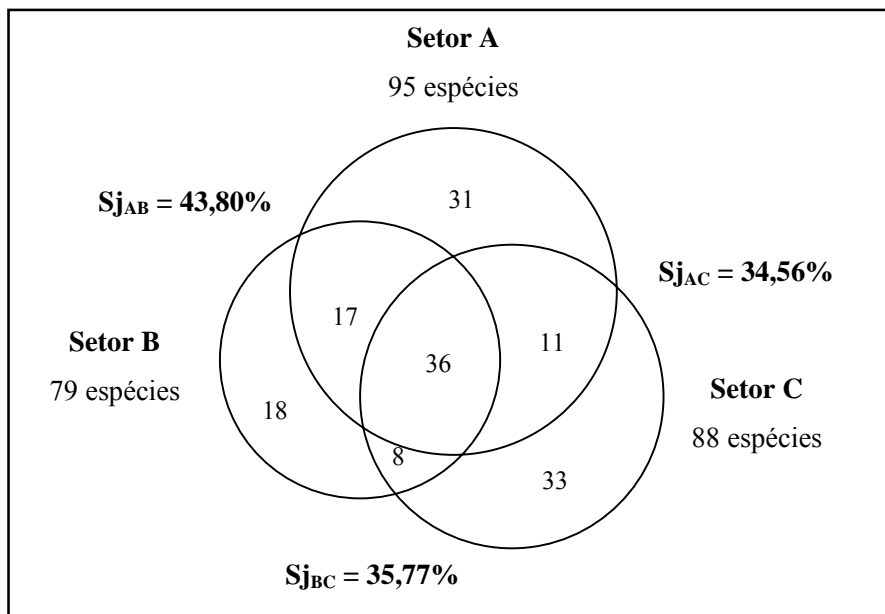


FIGURA 10 Diagrama de Venn com o número de espécies por setor, entre setores e coeficientes de similaridade florística de Jaccard, calculados para os três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

A análise de espécies indicadoras mostrou que no setor A as espécies com os maiores valores de indicação foram: *Cupania vernalis* (IV = 74,6; $p = 0,001$); *Cordia sellowiana* (IV = 66,7; $p = 0,001$); e *Copaifera langsdorffii* (IV = 52,6; $p = 0,001$). No setor B, as espécies com maiores IV foram: *Trichilia catigua* (IV = 40,7; $p = 0,002$); *Cheiloclinium cognatum* (IV = 40,0; $p = 0,001$); e *Galipea jasminiflora* (IV = 39,2; $p = 0,001$). Já no setor C, as espécies que tiveram os maiores IV, de acordo com a análise, foram: *Naucleopsis oblongifolia* (IV = 64,7; $p = 0,001$); *Protium heptaphyllum* (IV = 31,7; $p = 0,001$); e *Calophyllum brasiliense* e *Euterpe edulis* (IV = 25,0; $p = 0,004$) (TABELA 12).

TABELA 12 Espécies indicadoras de três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil, onde: IV = valor de indicação da espécie; p = nível de significância pelo teste de Monte Carlo.

Setor	Espécie	IV	p
A	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	17,9	0,029
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	19,4	0,036
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	27,3	0,003
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	56,2	0,001
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	66,7	0,001
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	74,6	0,001
	<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	27,1	0,006
	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	20,8	0,010
	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	21,9	0,023
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	16,7	0,037
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	22,5	0,010
	<i>Miconia argyrophylla</i> DC.	16,7	0,030
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	44,0	0,001
	<i>Persea rufotomentosa</i> Nees & Mart. ex Nees	20,8	0,010
	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	25,0	0,003
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	20,8	0,007	
B	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Sm.	40,0	0,001
	<i>Faramea nigrescens</i> Mart.	23,3	0,015
	<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	39,2	0,001
	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	33,5	0,002
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	16,7	0,034
	<i>Sebastiania klotzschiana</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	25,0	0,003
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	40,7	0,002	
C	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	25,0	0,004
	<i>Calypttranthes brasiliensis</i> Spreng.	16,7	0,037
	<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	17,9	0,035
	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	20,8	0,006
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	25,0	0,004
	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	16,7	0,036
	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Sprengel	16,7	0,025
	<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhlm.) Carauta	64,7	0,001
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	31,7	0,001
	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	16,7	0,021
<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	17,9	0,038	

Na realização da CCA preliminar, para analisar a influência dos fatores ambientais associada à distribuição de indivíduos nas espécies, as variáveis ambientais que foram eliminadas por possuírem baixa correlação ($< 0,4$) ou por serem auto-relacionadas foram: Ca^{++} , Mg^{++} , SB, K, m, pH, H+Al, Silte e Cota. O diagrama de ordenação da CCA definitiva, realizada com o restante das variáveis, também apresentou os setores como sendo distintos (FIGURAS 11 e 12).

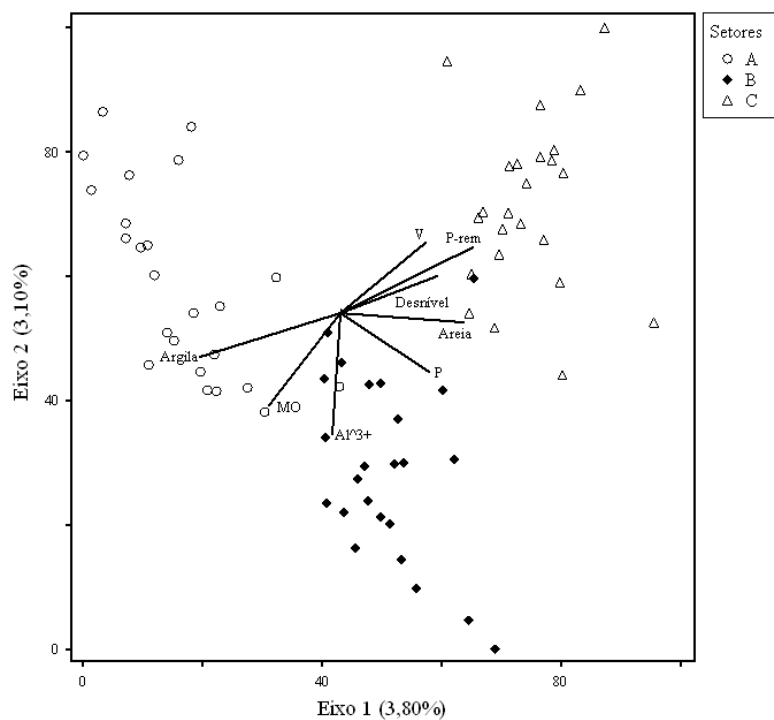


FIGURA 11 Diagrama de ordenação obtido por Análise de Correspondência Canônica (CCA) considerando a influência das variáveis ambientais para as 72 parcelas dos três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

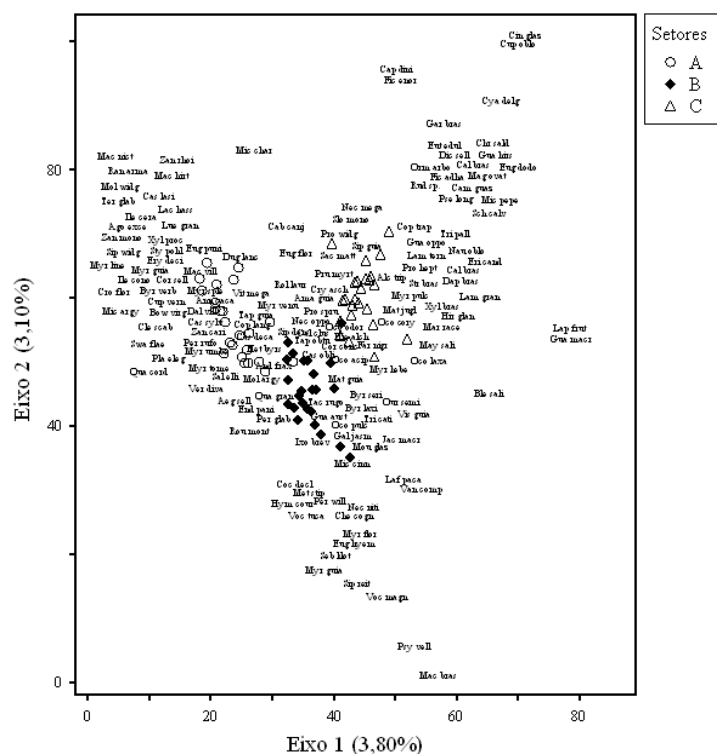


FIGURA 12 Diagrama de ordenação obtido por Análise de Correspondência Canônica (CCA) considerando a influência das espécies para as 72 parcelas dos três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

O diagrama de ordenação da CCA mostra as parcelas do setor A dispersas à esquerda, as do setor C à direita e as do B mais ao centro, decrescendo no eixo 2, que explica 3,10% da variação (TABELA 11). Algumas parcelas deste setor distribuem-se em uma região de transição entre A e C, considerando o eixo 1. No entanto, a variância cumulativa dos dados das espécies nos três eixos foi de apenas 9,30%, sendo o eixo 1 responsável por

3,80% da variação. A variância total (inércia) para os dados das espécies também foi baixa (11,57%), sendo que a maior parte das variações é estocástica, ou não explicável pelas variáveis disponíveis. Entretanto, essa expressiva variância remanescente é comum em dados de vegetação e não prejudica a significância das relações entre espécie e ambiente (Braak, 1987).

Pela CCA, a variável ambiental que apresentou maior influência sobre parte das parcelas do setor A foi o teor de argila. A maior parte das parcelas do setor B distribuiu-se em uma área situada entre os vetores de P e Al⁺⁺⁺. Já no setor C, as variáveis ambientais que mais influenciaram a distribuição das parcelas no diagrama foram Desnível, V e P-rem, sendo que a proporção de areia também possui influência, porém em menor intensidade.

Em relação às espécies, as consideradas indicadoras, como apresentado anteriormente, exerceram grande influência na separação dos setores quando correlacionadas às variáveis ambientais. Além destas, outras espécies exerceram influência na distribuição das parcelas como *Clethra scabra*, *Myrcia tomentosa* e *Vitex megapotamica*, no setor A; *Hymenaea courbaril*, *Matayba guianensis* e *Ouratea semiserrata*, no setor B; e *Daphnopsis brasiliensis*, *Nectandra megapotamica* e *Ocotea corymbosa*, no setor C.

4 DISCUSSÃO

4.1 Variáveis ambientais

O solo é o principal meio para o crescimento das plantas, resultante de transformações que envolvem o intemperismo de rochas e minerais, a ciclagem de nutrientes e a decomposição de biomassa. A presença de nutrientes é um dos aspectos que garantem a boa qualidade dos solos. No entanto, grande parte dos solos das regiões tropicais e subtropicais possui baixa fertilidade natural em razão das condições às quais estão submetidos (Lopes & Guilherme, 2007).

De forma geral, os solos do remanescente florestal estudado apresentaram parâmetros que indicam baixa fertilidade. Isto é ressaltado pelos baixos teores de P, Ca^{++} , SB e V, além da acidez elevada e altos teores de alumínio, indicadas pelos parâmetros pH, m e Al^{+++} . Estas mesmas características foram constatadas em um estudo realizado por Carvalho et al. (2000) em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual, situada às margens de um reservatório, em Itambé do Mato Dentro, MG, sendo comum a ocorrência deste tipo de vegetação sob as condições de solo avaliadas. Segundo Lopes & Guilherme (2007), baixa fertilidade, alta acidez e toxicidade por alumínio são comuns em solos brasileiros em consequência das altas temperaturas e alta pluviosidade.

Os parâmetros de fertilidade que diferenciam os setores colocam o setor B, que não sofreu corte raso, mas é afetado pelo pisoteio do gado, como sendo ligeiramente mais fértil que os demais em função do teor médio de Mg^{++} . Mesmo assim, os valores apresentados não os caracterizam como detentores deste componente em condições de boa fertilidade. Os parâmetros em melhores condições de fertilidade apresentado para os três setores foram o teor de K^{++} e de matéria orgânica, porém, ainda assim com valores considerados apenas médios (CFSEMG, 1999).

O setor C, localizado em um ambiente de ravina, apresentou menor acidez potencial em relação aos demais. Entretanto, os maiores valores para P-rem encontrados nos solos deste setor indicam a ocorrência de solos com menor capacidade em promover a fixação de fosfatos ou baixa capacidade tampão (Furtini Neto et al., 2001). Isto indica que estes solos têm grande resistência em ter o seu pH alterado, o que leva a crer que seu pH é naturalmente ácido.

O setor C também possui um alto teor de areia e menor proporção de matéria orgânica em relação aos outros setores. Estes parâmetros também são indicadores de baixa capacidade tampão, proporcionando a ocorrência de solos

com elevado grau de lixiviação. Neste aspecto deve-se considerar que a perda de matéria orgânica é um dos piores aspectos da erosão, afetando grandemente a fertilidade dos solos, que dentre outros fatores deixa de reter P, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺ e K (Lopes & Guilherme, 2007).

Considerando a topografia, os setores A e B são bastante semelhantes entre si, diferenciando-se mais em relação a maior variação de cotas do setor A. Já o setor C, além de possuir as maiores cotas, possui altos valores de desnível, pois está situado em uma área de relevo movimentado. Essa característica explica as menores proporções de matéria orgânica deste setor devido à lixiviação, já que o local é caracterizado como área de recarga.

Situação semelhante foi constatada por Rodrigues et al. (2003) que, em trabalho realizado em Luminárias, MG, encontrou grandes concentrações de alumínio e baixos níveis de cálcio e magnésio em um setor íngreme de uma encosta, com solos rasos e arenosos. Esses resultados mostram que a topografia acidentada dificulta a ciclagem de nutrientes, sendo que as propriedades químicas e físicas dos solos frequentemente estão relacionadas a ela (Oliveira Filho et al., 1994c).

Em relação à textura e considerando o intemperismo, têm-se os solos dos setores A e B como sendo solos de formação mais antiga que os do setor C. Segundo Resende et al. (1997), as partículas do tamanho de areia e silte, sob a ação do intemperismo, transformam-se em argila. Somente os solos mais novos é que apresentam alto teor de silte, que é baixo nos Latossolos, sendo estes os solos de ocorrência em A e B. Essa relação é, portanto, verificada para os setores, pois além dos solos do setor C serem solos novos (Cambissolo e Neossolo), estes possuem maiores teores de areia e silte, tendo sido classificados como solos de textura média.

4.2 Composição e estrutura da vegetação

A regeneração de uma floresta pressupõe modificações nas características da comunidade e mudanças direcionais na composição de espécies (Gómez-Pompa & Vásquez-Yanes, 1981; Whitmore, 1991; Kappelle et al., 1996; Paula et al., 2002, 2004). Com relação às características estruturais, as principais mudanças no processo sucessional são o aumento da biomassa, volume, área basal, diâmetro e altura (Tabarelli & Mantovani, 1999; Aide et al., 2000; Steininger, 2000; Chinea, 2002; Tabarelli et al., 2004; Liebsch et al., 2007).

Quando avaliada a abundância, o setor A apresentou-se como detentor do maior número de indivíduos, contribuindo com 43,4% do total amostrado. Este setor também foi o mais abundante em número de espécies e famílias botânicas. Este fato pode ser explicado em razão do corte raso seguido da queima, realizado neste setor há cerca de quarenta anos. Sabe-se que o corte raso seguido pela queima do material combustível estimula o crescimento vegetal, iniciando o período sucessional e, conseqüentemente, proporcionando maior abundância através do processo de facilitação, que fornece habitats adequados ao recrutamento (Connell & Slatyer, 1977; Tabarelli & Mantovani, 1999).

O fato dos setores B e C não terem diferido significativamente entre si em relação aos parâmetros de abundância pode ser considerado normal, caso sejam atribuídas a eles condições sucessionais semelhantes. Como estes setores são adjacentes um ao outro e não sofreram corte raso em nenhum momento durante o período de estabelecimento da vegetação, é plausível que apresentem valores de abundância próximos entre si, sendo suas diferenças relacionadas a fatores ambientais e, ou devido a outros tipos de perturbação.

As famílias mais abundantes no setor A são famílias compostas por espécies generalistas em relação à ambientes, principalmente Fabaceae e Sapindaceae. Já no setor C as famílias que apresentaram maior abundância

(Burseraceae, Moraceae e Lauraceae) são famílias que abrigam espécies mais seletivas, enquanto as famílias com maior número de indivíduos no setor B (Rubiaceae, Rutaceae e Myrtaceae) possuem indivíduos com ambas as características.

A análise das espécies mais abundantes apresentou a mesma tendência observada para as famílias. No entanto, as espécies do setor A são espécies de médio a alto estágio de regeneração. O mesmo ocorre no setor B, porém as espécies mais abundantes não são as mesmas do setor A. Já as duas espécies com maior número de indivíduos no setor C (*Naucleopsis oblongifolia* e *Protium spruceanum*), além de serem características de estágios sucessionais mais avançados, são também espécies mais longevas.

Analisando apenas as características destas espécies, os dados indicam que o setor A, após mais de quarenta anos de regeneração, possui certa quantidade de espécies características de estágios sucessionais mais avançados. O mesmo é válido para o setor B, porém o fato deste setor não ter sofrido corte raso pode diferenciar as espécies em relação ao setor A, visto que as condições ambientais entre eles não são muito variáveis. Isto está de acordo com a afirmação de que uma floresta em estágio sucessional inicial tende a restaurar primeiro seus atributos florísticos, sendo a estrutura restaurada em fases de regeneração mais avançadas (Uhl et al., 1982b; Saldarriaga et al., 1988; Brown & Lugo, 1990; Saldarriaga & Uhl, 1991; Tabarelli & Mantovani, 1999).

Neste caso, o corte raso parece ter forte influência na diferenciação, devido ao aumento na intensidade luminosa proporcionada pelo efeito das bordas (Crown, 1980; Oliveira Filho et al., 1997b; Oliveira, 2002). Já a abundância e composição de espécies do setor C se justificam pelo fato deste não ter sido submetido às perturbações que afetaram os outros dois setores e por ser ambientalmente diferenciado em relação aos mesmos.

Apesar da composição florística e abundância do setor A não serem marcadamente de uma área em regeneração, a distribuição diamétrica de seus indivíduos a caracteriza como tal (Oliveira Filho et al., 2004). A maior densidade de indivíduos na menor classe diamétrica ($5 < 10$ cm), seguida pela classe de $10 < 20$ cm está de acordo com as afirmações de que áreas em baixo estágio de regeneração possuem alto número de indivíduos com menores diâmetros, pois, geralmente, florestas em estágios iniciais de regeneração formam grandes adensamentos de árvores finas (Uhl & Murphy, 1981; Parthasarathy, 1991; Tabarelli & Mantovani, 1999). O fato de esta área ter ficado exposta por maior tempo à penetração de luz, tornando-se um ambiente relativamente mais seco e luminoso, pode ter induzido o adensamento de árvores de menor porte (Murcia, 1995; Berg & Oliveira Filho, 1999; Oliveira Filho et al., 1997b).

A maior densidade em menores classes diamétricas provoca o processo de auto-desbaste, característico de florestas tropicais em regeneração e responsável por altas taxas de mortalidade (Crow, 1980; Saldarriaga et al., 1988; Brown & Lugo, 1990; Rao et al., 1990; Oliveira Filho et al., 1997b, 2004), o que ainda não é muito notável no setor, caracterizando-o como em regeneração. Isto pode ser corroborado quando se verifica as menores densidades nas classes diamétricas dos demais setores que não sofreram perturbação por corte raso, considerando típica a redução na densidade total de indivíduos com o avanço sucessional (Crow, 1980; Saldarriaga et al., 1988; Brown & Lugo, 1990; Tabarelli & Mantovani, 1999).

Em relação à altura, o fato da maior parte dos indivíduos do setor A situar-se na classe de $5 < 10$ m também corrobora a afirmação de que este se encontra em um baixo estágio sucessional (Oliveira Filho et al., 2004). Sendo assim, a maior semelhança entre os setores B e C em relação à distribuição

diamétrica e de altura parece ser resultado da ausência de corte raso nestes locais, indicando estágio regenerativo mais avançado (Nunes et al., 2003).

O fato da densidade de indivíduos em duas das quatro classes de altura e, principalmente, da área basal não ter sido significativa entre os setores não corresponde a padrões incomuns em florestas tropicais, apesar de estudos afirmarem que este é um dos últimos parâmetros a serem restaurados por florestas em regeneração (Uhl et al., 1982b; Saldarriaga et al., 1988; Brown & Lugo, 1990; Saldarriaga & Uhl, 1991; Tabarelli & Mantovani, 1999). A recuperação deste parâmetro depende de outros fatores, como a capacidade da vizinhança em fornecer propágulos, a intensidade de uso da área, a quantidade de árvores vivas remanescentes e a quantidade de rebrotações de cepas e raízes (Frelich et al., 1998; Oliveira Filho et al., 2004).

Aide et al. (1996) observaram que florestas secundárias com 40 anos de regeneração em Porto Rico não mais se distinguem de florestas não perturbadas em relação à densidade e área basal. O mesmo foi constatado por Toniato & Oliveira Filho (2004), comparando dois trechos de floresta conservada e dois de floresta secundária com 40 anos em Bauru, no estado de São Paulo e por Oliveira Filho et al. (2004) comparando duas áreas de floresta estacional semidecidual em Itambé do Mato Dentro, MG, com 15 e 40 anos de regeneração.

Resultados como estes podem estar relacionados ao caráter estacional da vegetação, como sugerido por Toniato & Oliveira Filho (2004), sendo que as florestas semidecíduais e montanas apresentam maior taxa de resiliência que as florestas úmidas de terras baixas, requerendo menos tempo para se regenerar (Begon et al., 1996; Tabarelli & Mantovani, 1999). Considerando-se que a velocidade de regeneração de florestas tropicais depende do tipo e da intensidade da perturbação sofrida (Whitmore, 1990; Guariguata & Dupuy, 1997; Oliveira Filho et al., 2004), pode-se dizer que o rápido abandono da área

correspondente hoje ao setor A após o desmatamento e queima e a existência de fonte de propágulos que possibilitaram a regeneração foram responsáveis pela recuperação da área basal.

Quando avaliados o número de árvores perfilhadas e o número de perfilhos pode-se também inferir sobre o estágio regenerativo mais baixo do setor A, visto que muitas das espécies arbóreas e arbustivas de florestas tropicais possuem capacidade de rebrota (Paciorek et al., 2000). Segundo Chazdon (2003), muitas delas rebrotam após sofrer danos severos devido a impactos naturais ou antrópicos. Este autor cita alguns estudos que ressaltam a importância da rebrota para a recolonização de áreas perturbadas: Ewel (1977) e Murphy & Lugo (1986) constataram rápida restauração das espécies por meio da brotação de raízes em uma área submetida à talhadia na América Central; Uhl et al. (1981) mostraram que a rebrotação de cepas foi uma forma comum de regeneração da floresta submetida a corte em San Carlos, na Venezuela; e Kammesheidt (1998) afirma que a rebrota contribuiu fortemente para a regeneração da vegetação arbórea após corte e queima no leste do Paraguai.

O corte seguido de queima reduz a regeneração por meio do banco de sementes, favorecendo a rebrota e o estabelecimento de mudas a partir de sementes recém dispersadas na área após o distúrbio (Uhl et al., 1981). Em florestas recentemente desmatadas, as espécies da floresta primária se fazem presentes por meio de brotações, ao contrário das espécies secundárias e herbáceas, que normalmente se desenvolvem por sementes (Rouw, 1993). Uhl et al. (1988) verificaram que em regiões com uso leve, a rebrota a partir de tocos e estolões é intensa, sendo a principal fonte de entrada de espécies no processo de regeneração da área. Provavelmente esse processo ocorreu no setor A, o que poderia explicar os maiores números de caules múltiplos em espécies não muito características de áreas em estágios iniciais de regeneração como *Cordia sellowiana*, *Protium spruceanum* e *Amaioua guianensis*. Paciorek et al. (2000)

também constataram altas taxas de rebrota para espécies das famílias Sapindaceae e Lauraceae. No presente estudo estas famílias também apresentaram número considerável de indivíduos perfilhados, sendo que estas abrigam espécies de estágios sucessionais mais avançados.

Provavelmente, estes indivíduos se originaram de cepas de plantas estabelecidas na área antes das perturbações, pois este tipo de colonização é comum quando estas plantas são mantidas vivas e fisiologicamente atuantes, constituindo a fonte inicial de colonização (Oliveira, 2002). Esta estratégia, portanto, pode ter desempenhado um importante papel para a resiliência do setor A, interferindo sobre o estágio atual da comunidade e fornecendo elementos para a recuperação de sua composição de espécies (Denslow, 1985; Oliveira Filho et al., 2004).

Este tipo de estratégia também explicaria a coexistência no setor A de grande quantidade de indivíduos pertencentes a espécies características de estágios iniciais e avançados de regeneração. Segundo Vesik & Westoby (2004) a rebrota de cepas constitui uma importante estratégia para a regeneração de áreas perturbadas, apresentando grande importância em locais onde as condições para a colonização por sementes são limitadas. Portanto, esse argumento pode ser utilizado para explicar a presença significativa de espécies de estágios iniciais e tardios após o início da sucessão e ao longo do processo de regeneração, desde que o distúrbio não tenha apresentado intensidade suficiente para eliminar todos os indivíduos regenerantes (Rodrigues et al., 2004). Pode-se compreender que boa parte dos indivíduos presentes no setor A é oriunda de estágios sucessionais mais avançados, remanescentes da floresta existente antes da perturbação. Já os indivíduos dos estágios iniciais se estabeleceram por propágulos fornecidos pela vegetação adjacente que permaneceu intacta, sendo que a distância da fonte de sementes pode ser fundamental para o estabelecimento de determinadas espécies (Dalling et al., 1998; Metzger, 2003).

Em relação ao valor de importância, *Copaifera langsdorffii*, espécie dominante na fisionomia da maioria dos remanescentes florestais do centro-sul de Minas Gerais (Oliveira Filho et al., 1994b), foi a espécie que apresentou o maior VI nos três setores. Esta espécie também apresentou parâmetros que explicitam sua importância em outros trabalhos na região, juntamente com outras que apresentaram altos VI neste trabalho, como *Cupania vernalis*, *Ocotea odorifera*, *Protium widgrenii* e *Tapirira obtusa* (Oliveira Filho et al., 1994a, e; Carvalho et al., 1995a). De acordo com este critério, o remanescente, de forma geral, pode ser considerado como uma área representativa das florestas semidecíduais da região (Oliveira Filho et al., 1994b).

A ocorrência de espécies características de florestas em estágios sucessionais mais avançados e que apresentaram maiores VI, inclusive no setor A, pode indicar que seu estágio sucessional deve ser considerado como intermediário. No entanto, a tendência direcional para estágios sucessionais mais avançados também pode ser percebida pelos altos VI de espécies como *Duguetia lanceolata*, espécie característica de sub-bosque e que mantém um banco de indivíduos imaturos que se desenvolvem quando da existência de condições propícias (Chagas et al., 2001). Além disso, as duas espécies com maiores VI no setor, *Copaifera langsdorffii* e *Cordia sellowiana*, são espécies de crescimento lento (Chagas et al., 2001), mostrando que quarenta anos foram suficientes para que estas espécies atingissem altos valores de importância no remanescente.

A proximidade de áreas abertas tem influência na colonização e estabelecimento de espécies de ambientes mais secos devido à interação entre os dois tipos de vegetação sujeitas a maior intensidade de luz (MacDougall & Kellman, 1992; Rodrigues, 1998; Tabarelli et al., 2004). Isso explica a presença de espécies como *Machaerium villosum*, característica de solos com drenagem acentuada (Machado et al., 2008). O mesmo é válido para *Copaifera langsdorffii*, *Tapirira obtusa* e *Heteropterys byrsonimifolia*, que apresentaram

altos VI no setor A, pois a transição floresta-cerrado, típica na região, é rica destas espécies, que também são características do ambiente de borda (Felfili, 1995; Oliveira Filho & Ratter, 1995; Carvalho et al., 2000). A presença destas espécies mostra a influência dos cerrados marginais como fonte de propágulos para a colonização de áreas abertas (Andrade et al., 2002; Alvarenga et al., 2006), compreendendo-se que a influência da vegetação adjacente sobre a composição florística de florestas é relevante neste aspecto (Cesar & Leitão Filho, 1990; Oliveira Filho et al., 1994a; Rodrigues et al., 2003).

O fato dos solos dos três setores, de maneira geral, terem apresentado características comuns aos solos da região de Cerrado, como acidez elevada e baixo teor de bases, além do clima sazonal (Eiten, 1972; Oliveira Filho & Ratter, 2000), também pode facilitar a colonização por espécies de ambientes mais secos quando da ocorrência de perturbações. Este fator provavelmente influi nos altos VI de espécies desta formação no setor A. Além disso, as florestas semidecíduais ocorrem geralmente associadas a um regime estacional de chuvas com uma estação seca bem definida, donde se pode presumir que a capacidade de armazenamento de água de cada sítio tem um papel mais importante nos padrões de distribuição das espécies do que em florestas mais úmidas (Rizzini, 1997).

O contrário é válido para o setor C, que se localiza em uma ravina, tendo, portanto, maior suprimento de água e menor exposição a ventos (Machado et al., 2008). Muitas das espécies amostradas neste setor são facilmente encontradas em florestas ribeirinhas, podendo ocorrer tanto em terras baixas quanto em terras altas (Oliveira Filho et al., 1994c,d, 1997a). *Calophyllum brasiliense* e *Euterpe edulis*, típicas de ambientes ripários (Carvalho et al., 2000; Vilela et al., 2000; Mikich, 2002; Alves et al., 2004) estão entre as que apresentaram os maiores VI no setor; além de outras espécies afeitas à umidade, porém não tão características de ambientes com condições

ripárias, como *Naucleopsis oblongifolia* e *Copaifera trapezifolia*. Espécies um pouco mais generalistas como *Protium widgrenii* e *Ocotea corymbosa* também apresentaram altos VI no setor, o que pode ser considerado como reflexo da heterogeneidade ambiental da área. Já o setor B, devido à ocorrência de espécies como *Copaifera langsdorffii*, *Trichilia catigua*, *Cheiloclinium cognatum* e *Ixora brevifolia* como as possuidoras dos maiores VI se diferencia do setor A por estas não serem espécies de estágios sucessionais iniciais e do setor C por não possuírem caráter ripário.

4.3 Riqueza e diversidade

A diversidade de determinada área pode ser medida, de forma simplificada, por índices de diversidade, como o de Shannon (H'), que combina o número de espécies que ocorrem na amostra, ou riqueza, com a distribuição de suas respectivas abundâncias, ou equabilidade (J') (Gaston, 1996). Quando comparado o valor do índice de diversidade de Shannon com o de outros 20 remanescentes florestais da região, apresentado por Pereira et al., (2007), o valor de 4,308 nats/indivíduo obtido para o conjunto dos três setores do remanescente fica atrás apenas dos obtidos por Dalanesi et al. (2004) no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, em Lavras ($H' = 4,473$) e por Silva et al. (2005) para um remanescente florestal no município de Ibituruna ($H' = 4,383$).

Entretanto, comparando cada um dos três setores, individualmente, os valores de H' foram menores em relação à amostra total devido à heterogeneidade entre eles. O setor C foi o que apresentou o maior valor para este parâmetro, provavelmente por ser o setor em estágio sucessional mais avançado e devido ao ambiente em que se encontra, com variação de solos e relevo. Este setor também apresentou maior equabilidade, indicando a melhor distribuição dos indivíduos nas espécies e menor dominância ecológica.

Esse parâmetro também reflete a heterogeneidade, neste caso dentro do próprio setor, devido às diferentes condições de relevo, uma vez que cada combinação de variáveis ambientais pode corresponder a diferentes dominâncias ecológicas (Carvalho et al., 1995a). A área abriga espécies de fundo de vale e de encosta, sendo que o regime de disponibilidade de água nos solos é fortemente dependente das características do solo e da topografia, podendo variar em uma escala de poucos metros e implicar em diferentes distribuições das espécies (Terborgh, 1992; Rodrigues et al., 2003). É comum que o conteúdo de água do solo em uma catena cresça do topo para a base da encosta (Resende et al., 1997), o que corrobora a coexistência no setor de espécies de diferentes habitat.

O fato da diversidade no setor A não diferir significativamente de C, que possui a maior diversidade e de B, que possui a menor, também é reflexo de seu status de floresta em regeneração, com ocorrência simultânea de espécies com diferentes características ecológicas (Laska, 1997; Tabarelli & Mantovani, 1999). Porém, sua equabilidade menor indica que dentre os três setores ele é o que possui a pior distribuição de indivíduos nas espécies, indicando que ainda não houve pressão seletiva suficiente para proporcionar exclusão (Oliveira Filho et al., 2004). Já o setor B, por estar isento de corte, possui valores de riqueza característicos de floresta madura. Por outro lado, a menor riqueza do setor em relação ao setor C é justificável em razão da ausência de influência ripária e das condições estáveis do relevo.

Quando comparados os estimadores de riqueza *jackknife*, os maiores valores do setor A também explicitam sua condição sucessional mais baixa, mostrando que há um maior acúmulo de espécies neste setor em função de sua área. Este aspecto é facilmente compreendido para o local quando avaliadas as curvas do esforço coletor, que mostram o setor A com as maiores taxas de acréscimo de espécies à medida que se aumenta a área amostral. O setor A é seguido pelo C, que apresenta maior diversidade de ambientes. O setor B, que

possui estrutura de floresta alta, embora submetido a impactos decorrentes do pisoteio pelo gado, possui o menor valor para os estimadores *jackknife* e a menor taxa de acréscimo de indivíduos.

Os resultados discutidos acima, de acordo a intensidade amostral utilizada, são corroborados pela literatura que afirma que a riqueza e diversidade de espécies em florestas tropicais frequentemente são menores em florestas maduras que naquelas em fases de regeneração (Saldarriaga et al., 1988; Brown & Lugo, 1990; Aide et al., 1996; Tabarelli & Mantovani, 1999; Toniato & Oliveira Filho, 2004. Outros autores sugerem também que eventos de perturbação podem exercer forte influência nos parâmetros de diversidade de espécies, pois em estágios sucessionais intermediários podem ocorrer tanto espécies de estágios sucessionais iniciais quanto de estágios mais avançados (Horn, 1974; Nunes *et al.*, 2003).

A importância relativa das famílias, que mostra a percentagem de espécies que cada família possui, foi utilizada por Tabarelli & Mantovani (1999) como parâmetro para distinção entre habitats florestais. No estudo, realizado na Serra do Mar, em São Paulo, os autores diferenciaram três trechos de floresta ombrófila densa montana em diferentes idades de regeneração e um trecho de floresta madura, constatando aumento nas importâncias relativas em Myrtaceae e Lauraceae e redução em Melastomataceae e Rubiaceae no decorrer do processo sucessional.

Entretanto, neste trabalho não foi possível a distinção entre os setores pela utilização deste critério, devido às diferenças entre a percentagem de espécies nas famílias de cada trecho terem se apresentado como não significativas. Foi possível apenas constatar que os setores apresentaram as mesmas famílias com as maiores importâncias relativas (Fabaceae, Lauraceae e Myrtaceae), sendo que estas apresentam tanto espécies generalistas como algumas restritas a determinadas condições ambientais.

Estas famílias estão também entre as mais relevantes em outros levantamentos realizados em florestas estacionais semidecíduais da região (Oliveira Filho et al., 1994b; Berg & Oliveira Filho, 2000; Vilela et al., 2000; Botrel et al., 2002; Rodrigues et al., 2003; Silva et al., 2003; Souza et al., 2003; Machado et al., 2004; Rocha et al., 2005; Carvalho et al., 2007). Isso é válido ao constatar que nos levantamentos fitossociológicos realizados em florestas semidecíduais no estado de São Paulo, em regiões mais próximas do sul de Minas Gerais, as famílias mais importantes se repetem, de forma geral, com oscilação apenas na ordem de importância ou no número de espécies (Carvalho et al., 1995a).

4.4 Classificação ecológica das espécies

A classificação de espécies com base em seus grupos ecológicos tem sido utilizada com sucesso para inferir sobre os estágios de regeneração e sobre a dinâmica de florestas tropicais (Manokaran & Kochumenn, 1987; Lieberman et al., 1990; Oliveira Filho et al., 1997b, 2004; Tabarelli & Mantovani, 1999; Nunes et al., 2003). Tomando por base o número de indivíduos nas guildas de regeneração tem-se também a indicação de que o setor A foi bastante afetado pelo corte raso, reforçando suas características de fases iniciais de regeneração (Nunes et al., 2003). Isso pode ser sugerido devido à maior percentagem de indivíduos na categoria de espécies exigentes de luz (52,72%), com proporção maior que a esperada, visto que as principais espécies colonizadoras de grandes clareiras, como também de pastagens e áreas agrícolas perturbadas e, ou degradadas, pertencem aos grupos ecológicos das pioneiras. e clímax exigentes de luz (Alvarenga et al, 2006).

No entanto, boa parte de seus indivíduos se enquadram na categoria de espécies tolerantes à sombra (39,59%). A expansão destas espécies é um indicativo do aumento global de sombreamento da floresta (Chagas et al., 2001)

indicando que, após quarenta anos da ocorrência do distúrbio, a composição de espécies já começa a tender para estágios sucessionais mais avançados. A alta proporção destas espécies também é devida à forte influência da colonização por rebrota, como sugerido por Oliveira (2002), já que boa parte das espécies com caules múltiplos no setor se enquadra nesta categoria.

Já os setores B e C possuem a maior percentagem de indivíduos na categoria de espécies tolerantes à sombra, com proporções maiores que as esperadas, indicando tratar-se de áreas em estágio sucessional mais avançado (Oliveira Filho et al., 1997b; Tabarelli & Mantovani, 1999; Nunes et al., 2003). Estes resultados sugerem que os setores possuem maior número de indivíduos em espécies características da floresta madura, que podem se desenvolver em condições de maior sombreamento e competição, aumentando sua importância em direção à maior maturidade das florestas (Klein, 1980; Pessoa et al., 1997; Tabarelli & Mantovani, 1999; Nunes et al., 2003). Isso mostra que estes setores mantiveram sua composição de indivíduos nas guildas de regeneração devido à ausência de distúrbios severos. No entanto, a maior percentagem de indivíduos tolerantes à sombra no setor C em relação ao B pode indicar que o ambiente do primeiro é mais favorável ao desenvolvimento destas espécies.

As poucas espécies pioneiras, com baixo número de indivíduos, já eram esperadas visto que estas espécies predominam apenas nos estágios iniciais de sucessão, que não é o caso de nenhum dos setores amostrados. O mesmo foi constatado por Pereira (2006) que, estudando a composição de guildas em três áreas de mata ciliar em Bocaina de Minas, verificou que o número de espécies pioneiras registradas foi decrescente da área de floresta em estágio mais inicial de sucessão para a mais madura.

Em relação ao número de indivíduos nas guildas de estratificação, percebe-se a predominância de indivíduos da categoria de médio porte no setor B e de indivíduos de grande porte nos setores A e C, indicando que os dois

últimos se diferenciam do primeiro em razão do estágio sucessional e das condições ambientais, respectivamente. O fato do setor A possuir maior número de indivíduos situados na categoria de grande porte, portanto, deve estar associado à grande quantidade de espécies exigentes de luz. Isso indica que há predominância de indivíduos de espécies de grande porte e que eles ainda não atingiram seu desenvolvimento máximo, devido à maior quantidade de indivíduos situados na classe de altura de $5 < 10$ m.

As proporções maiores que as esperadas de espécies anemocóricas demonstram a forte influência da maior exposição das bordas aos ventos nos três setores, que podem deixar no local maior proporção de diásporos destas espécies (Williams-Linera, 1990a,b; Nunes et al., 2003). Este efeito é verificado principalmente no setor A e deve-se, provavelmente, ao corte raso ocorrido na década de 1960, o que proporcionou a maior interferência da vegetação externa.

Já o fato do número de indivíduos das espécies zoocóricas ter atingido grandes percentagens em todos os setores, não sendo sua diferença significativa, pode ser considerado como natural, sendo que Oliveira Filho et al. (2004) também encontraram resultados semelhantes. Isso deve à dispersão por animais ser a síndrome predominante em florestas tropicais, sendo tanto mais importante quanto mais úmida for a floresta (Howe & Smallwood, 1982; Karr et al., 1990; Mikich & Silva, 2001).

Martins et al. (1995) avaliaram a síndrome de dispersão de 520 espécies de Mata Atlântica e constataram que 75% delas tinham seus diásporos dispersos por animais. Outros estudos realizados em florestas secundárias da mata Atlântica mostraram que há um incremento no número de indivíduos nas espécies zoocóricas com o decorrer dos estágios sucessionais (Klein, 1980; Mendonça et al., 1992; Tabarelli & Mantovani, 1999). Esses resultados indicam também que o período decorrente do corte raso foi suficiente para restaurar o número de indivíduos nas espécies dispersas por zoocoria no setor A

No entanto, quando comparada a riqueza de espécies nas guildas, pode-se inferir apenas sobre as categorias de regeneração no setor C, por ter sido a única a apresentar resultados significativos. Neste caso, o setor, que é uma área onde não há perturbações e pode, portanto, ser tratada como em condições naturais, apresentou maior proporção de espécies tolerantes à sombra (54,95%), porém com alta proporção de espécies lumínicas (42,05%). Isso mostra que a tendência natural para esta área é um maior número de espécies que se estabelecem em condições de sombra, porém com alta proporção de espécies lumínicas, pois as condições ambientais do setor podem favorecer a diversidade de espécies (Terborgh, 1992; Resende et al., 1997).

4.5 Similaridade e correlações espécie-ambiente

A diversidade de interações entre fatores ambientais e as respectivas respostas das espécies resulta em heterogeneidade ambiental que determina a formação de um mosaico de habitats que pode se repetir no espaço e no tempo (Machado et al., 2008). As variáveis ambientais são importantes para definir setores distintos de uma floresta, pois elas têm muita influência sobre a ocorrência de espécies (Bourgeron, 1983; Brinson, 1990).

Avaliando a influência das variáveis ambientais, isoladamente, através da PCA percebeu-se que os setores realmente se distinguem. Elas são responsáveis pela distinção principalmente dos setores A e C. No setor C sua influência é ainda mais marcada devido ao relevo, sendo que Desnível e Cota estão entre as principais variáveis influenciadoras. As outras variáveis que influenciam na separação deste setor (P-rem, V, pH, Silte e Areia) também estão de acordo com a diferenciação do setor, como discutido anteriormente sobre as características dos solos.

Já o setor A se distingue principalmente em função da saturação por alumínio (m). Porém esta é a única variável ambiental relacionada ao

agrupamento das parcelas, levando a crer que outras fontes de variação possuem grande influência neste caso, inclusive as perturbações antrópicas ocorridas ao longo do tempo. Algumas parcelas do setor B também estão sujeitas às mesmas considerações feitas sobre o setor A, por terem se apresentado agrupadas a ele. No entanto, a maior parte das parcelas deste setor, apresentadas de forma dispersa, necessitam de outras explicações visto que muitas parcelas ficaram dispersas no diagrama em uma região situada entre as variáveis P, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K e SB em um extremo e H+Al, Al⁺⁺⁺, MO e Argila em outro.

O agrupamento dos setores já não é tão evidente quando avaliada somente a influência das espécies, por meio da DCA. Neste caso, pode-se dizer que o setor A é o que possui a maior tendência de agrupamento. Como este setor foi o único submetido à corte raso no passado, supõe-se que esta seja a principal explicação para este padrão. O setor B apresentou tendência parecida com a apresentada pelo setor C, no entanto de forma mesclada aos demais setores. Isso parece evidenciar um gradiente de espécies de A para C, com o setor B de maneira intermediária. Entretanto, a baixa variância acumulada pelos três primeiros eixos (11,10%) também pressupõe a existência de outros fatores influenciadores.

Quando analisado o coeficiente de similaridade florística de Jaccard percebe-se que há maior similaridade entre os setores A e B. Neste caso, estes dois setores, que possuem condições ambientais semelhantes, diferem em relação ao estágio sucessional, com o setor B em estágio mais avançado que o setor A. Também é relevante para distinguir o setor C em relação aos demais, além do estágio sucessional que o distingue de A, as suas particularidades ambientais, que acabam refletindo em sua composição de espécies.

Estas mesmas inferências podem ser feitas quando avaliadas as espécies indicadoras de cada setor que, segundo Dajóz (1983), são aquelas espécies que têm exigências ecológicas bem definidas, permitindo reconhecer meios

possuidores de determinadas características. Esta análise reforça a afirmação de que as espécies do setor A são de ocorrência em habitats em regeneração, porém em estágios intermediários, como se pode observar pelas três espécies com maior IV, *Cupania vernalis*, *Cordia sellowiana*, e *Copaifera langsdorffii*, sendo que esta última é também bastante característica de áreas de cerrado (Carvalho *et al.*, 1995b), explicitando mais uma vez a influência de ambientes mais secos sobre este setor.

A presença de *Cupania vernalis*, *Cordia sellowiana*, *Casearia sylvestris* e *Machaerium villosum* coloca o setor A como um sítio mais pobre em relação aos demais. Estas espécies foram amostradas em grande abundância por Carvalho *et al.*, (2007) em sítios com menor disponibilidade de água e nutrientes mineirais, o que também já havia sido relatado por outros autores (Oliveira Filho *et al.*, 1994d; Lorenzi, 2000, 2002; Botrel *et al.*, 2002; Souza *et al.*, 2003). Isto pode ser devido aos efeitos da fragmentação, que aumentam a proporção de áreas de borda e ocasionam alterações ambientais importantes (Carvalho *et al.*, 2007). A maior penetração dos raios solares e do vento aumenta a temperatura e a evapotranspiração, reduz a umidade do ar e do solo e cria condições mais favoráveis ao stress hídrico (Kapos *et al.*, 1997). Tudo isto contribui para a instalação de biotas de composição e estrutura distintas daquelas do interior dos fragmentos (Metzger, 1999).

As características de floresta em direção sucessional a uma floresta madura são conferidas ao setor A pela ocorrência de espécies tolerantes à sombra com altos IV como *Casearia decandra*, *Duguetia lanceolata* e *Eugenia puniceifolia*. No entanto, ao observar que a maior parte das espécies indicadoras deste setor é clímax exigente de luz (dez das 16), e que duas espécies são pioneiras (*Casearia sylvestris* e *Heteropterys byrsonimifolia*), percebe-se que as características de áreas com vegetação ainda em regeneração são predominantes.

Em trabalho sobre a regeneração natural em nascentes, por exemplo, Alvarenga et al. (2006) constataram que *Machaerium villosum* e *Casearia sylvestris* apresentaram grande potencial de colonização. Além disso, Souza et al. (2003) constataram, com base em estudo conduzido em um remanescente florestal às margens do rio Capivari, que estas duas espécies apresentaram maior ocorrência em sítios mais secos e pobres em nutrientes, próximos às bordas. Botrel et al. (2002) estudando as variações da comunidade arbóreo-arbustiva em uma mata ripária, também constataram que *Casearia sylvestris* foi muito abundante na margem do rio, provavelmente devido à maior luminosidade. Estes resultados são corroborados pelo fato de que, em alguns casos, a luminosidade influencia mais no estabelecimento de espécies que as próprias características dos solos (Oliveira Filho et al., 1998).

Já o setor B possui como indicadoras tanto espécies características de ambientes com menor disponibilidade de água e nutrientes, como *Ixora brevifolia*, como outras típicas de sítios mais úmidos e férteis, como *Trichilia catigua* (Carvalho et al., 2007). Este setor também pode ser caracterizado por apresentar espécies indicadoras típicas de estágios sucessionais mais avançados. Cinco das sete espécies indicadoras do setor são clímaxes tolerantes à sombra, sendo que das duas restantes uma é clímax exigente de luz (*Cheiloclinium cognatum*) e a outra é pioneira (*Sebastiania klotzschiana*).

Esta análise, portanto, coloca o setor B como uma área característica das florestas anteriormente existentes na região, mesmo com a constante perturbação resultante do pisoteio pelo gado. Neste caso, a grande diferenciação entre A e B parece ser a ausência de corte raso neste último, o que confere ao setor características de floresta madura, com composição predominante de espécies de sombra. Provavelmente as diferenças entre os setores devem-se às perturbações mais severas sofridas pelo setor A no passado, resultando em um estágio

regenerativo mais jovem, composto predominantemente por espécies lumínicas (Nunes et al., 2003).

O setor C também pode ser considerado como em adiantado estágio sucessional, já que todas as onze espécies indicadoras são clímaxes tolerantes à sombra. Este resultado corrobora a afirmação de que este setor esteve isento de perturbações significativas. Além disso, muitas das suas espécies indicadoras são caracterizadas como sendo de ocorrência em ambientes úmidos como *Calophyllum brasiliense*, *Xylopia brasiliensis* e *Euterpe edulis* (Oliveira Filho & Fluminhan Filho, 1999; Carvalho et al., 2000; Corrêa & Berg, 2002; Alves et al., 2004). Com relação à presença de *Dicksonia sellowiana*, que possui alto IV, sabe-se que seus esporos podem se dispersar com facilidade a longas distâncias através da ação do vento. Entretanto, os padrões de distribuição das pteridófitas são determinados mais pela disponibilidade de habitats adequados que por sua capacidade de dispersão e colonização (Almeida, 2008). Isso torna relevante a ocorrência desta espécie, indicando que se trata de um ambiente ripário e seletivo.

Quando realizada a análise de agrupamento através da CCA, considerando as variáveis ambientais e a distribuição de espécies, em conjunto, os setores também se apresentaram de forma distinta. As variáveis ambientais Argila e MO se mostraram influentes sobre algumas parcelas do setor A. Estas variáveis são características dos Latossolos com textura argilosa, apresentado pelas 24 parcelas do setor (Resende et al., 1997). No entanto, grande parte destas parcelas apresentou-se distribuída em uma região do diagrama que não possui influência direta das variáveis, indicando mais uma vez a existência de outras fontes de variação. Novamente pode-se inferir sobre a influência da perturbação sofrida por corte raso, visto que distúrbios sofridos no passado podem ter um papel importante na determinação da heterogeneidade, estrutura e dinâmica da

comunidade arbórea em florestas tropicais (Oliveira Filho et al., 1997b; Tabarelli & Mantovani, 1999).

Em relação às espécies, além das indicadoras, outras influenciaram na separação das parcelas do setor A, como *Clethra scabra*, *Erythroxylum deciduum*, *Myrcia tomentosa*, *Vitex megapotamica*, *Xylosma prockia*, e *Zanthoxylum caribaeum*. Estas espécies podem ser consideradas de estágios sucessionais intermediários, devido à necessidade de luz quando do seu estabelecimento.

As parcelas do setor B distribuíram-se em uma região entre as variáveis P e Al⁺⁺⁺, porém mais influenciadas por esta última. Algumas parcelas se posicionaram claramente em uma região de transição entre A e C, indicando similaridade entre estes setores devido às condições ambientais semelhantes a A e ao estágio sucessional avançado e proximidade em relação a C. Além das espécies indicadoras, outras que influenciaram a distribuição das parcelas do setor B pela CCA foram *Hymenaea courbaril*, *Ouratea semiserrata*, *Persea willdenovii* e *Eugenia hyemalis*, que podem ser mais facilmente encontradas em florestas em estágios sucessionais mais avançados.

O padrão de distribuição das espécies no setor C mais uma vez se mostrou influenciado pelas variáveis P-rem, V, Desnível e Areia que, associadas ao relevo, caracterizam o setor como área de recarga de água. As espécies indicadoras e as demais espécies responsáveis pela separação do setor na CCA, como *Cyathea delgadii*, *Cryptocarya aschersoniana*, *Nectandra megapotamica*, *Ocotea corymbosa* e *Protium spruceanum* também corroboram para a diferenciação deste setor como uma área de influência ripária (Oliveira Filho & Fluminhan Filho, 1999; Carvalho et al., 2000), distinguindo-o do setor B e, sobretudo do setor A, devido também à ausência de perturbações.

O relevo é importante na separação do setor C, pois é considerado como um dos mais importantes fatores abióticos que causam variações na estrutura de

florestas tropicais em escala local, estando relacionado a outros fatores ambientais, como o regime de água no solo e suas propriedades químicas e físicas, sendo típicas da heterogeneidade de florestas ripárias (Bourgeron, 1983; Brinson, 1990). Assim, as características topográficas associadas a diferentes regimes de água no solo estão direta ou indiretamente relacionadas à heterogeneidade e distribuição de espécies, funcionando como fator de incremento da diversidade (Fowler, 1988; Oliveira Filho et al., 1990, 1994c,f; Rodrigues et al., 2003).

Para uma mesma formação vegetal, comunidades em etapas paralelas do processo sucessional tendem a ter floras semelhantes (Durigan et al., 2008). Portanto, analisando o diagrama da CCA com base no autovalor do eixo 1, nas espécies indicadoras e confirmando a restrição das espécies em relação aos sítios, verifica-se que há um gradiente de espécies de A para B, sendo que, em função do corte raso, A pode ser considerado em estágio sucessional anterior a B. Em condições naturais provavelmente estes dois setores apresentassem composição de espécies mais semelhante, visto sua proximidade e semelhança de condições ambientais. Como, no decorrer do tempo, algumas espécies passam a dominar e a suprimir àquelas características de estágios sucessionais menos adiantados (Hubbel & Foster, 1990; Oliveira Filho et al., 1997b), é possível que no futuro o setor A apresente maior semelhança com o setor B. Já o setor C se situa no outro extremo do gradiente. Entretanto esta posição se deve mais às suas características ripárias e demais condições ambientais que ao seu estágio sucessional.

5 CONCLUSÕES

Neste trabalho constatou-se que os setores A e B são distintos devido, principalmente, ao tipo e intensidade de perturbação antrópica sofrida pelo primeiro. O corte e queima sofrido pelo setor A há cerca de 40 anos proporcionou o desenvolvimento da vegetação de forma diferenciada em relação ao setor B no decorrer do tempo. Ocorreram diferenças na abundância de indivíduos, famílias e espécies, na densidade, distribuição diamétrica e de altura e no número de árvores com caules múltiplos entre os dois setores. Além disso, foram observadas diferenças em parâmetros ecológicos que explicam a dominância de espécies, como o valor de importância, composição de guildas e espécies indicadoras. Observou-se que as diferenças ambientais não são tão relevantes entre os dois setores, sugerindo que as diferenças entre eles se devem, sobretudo, ao corte raso realizado no setor A, que o coloca em estágio de regeneração mais baixo em relação ao setor B.

Já o setor C, apesar de não se diferenciar muito estruturalmente do setor B, possui composição de espécies e parâmetros ecológicos que o caracterizam como uma área de influência ripária. Os principais fatores que condicionam estas diferenças são os atributos ambientais da área onde este setor se localiza, responsável também pela sua heterogeneidade. Apesar de seu estágio de regeneração avançado, como também ocorre com o setor B, os parâmetros ecológicos obtidos por meio do valor de importância, composição de guildas e espécies indicadoras ressaltam as diferenças em relação a este setor em função da predominância de espécies afeitas à umidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; PASCARELLA, J. B.; RIVERA, L.; MARCANO-VEGA, H. Forest regeneration in a chronosequence of tropical abandoned pastures: implications for restoration ecology. **Restoration Ecology**, Tucson, v. 8, n. 4, p. 328-338, Dec. 2000.

AIDE, T. M.; ZIMMERMAN, J. K.; ROSARIO, M.; MARCANO, H. Forest recovery in abandoned cattle pastures along an elevational gradient in northeastern Puerto Rico. **Biotropica**, Washington, DC, v. 28, n. 4, p. 537-548, Dec. 1996.

ALMEIDA, T. E. **Análise quantitativa da distribuição geográfica das espécies de pteridófitas ocorrentes no estado de Minas Gerais, Brasil**. 2008. 63 p. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372, set./dez. 2006.

ALVES, L. F.; MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Allometry of a neotropical palm, *Euterpe edulis* Mart. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 2, p. 369-374, abr./jun. 2004.

ANDRADE, L. A.; PEREIRA, I. M.; DORNELA, G. V. Análise da vegetação arbóreo-arbustiva, espontânea, ocorrente em taludes íngremes no Município de Areia, Estado da Paraíba. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 2, p. 165-172, mar./abr. 2002.

ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 141, n. 4, p. 399-436, Mar. 2003.

ARAÚJO, M. M.; OLIVEIRA, F. de A.; VIEIRA, I. C. G.; BARROS, P. L. C. de; LIMA, C. A. T. Densidade e composição florística do banco de sementes do solo de florestas sucessionais na região do Baixo Rio Guamá, Amazônia Oriental. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 59, p. 115-130, jun. 2001.

- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology**: individuals, populations and communities. 3. ed. Oxford: Blackwell, 1996. 1068 p.
- BERG, E. van den; OLIVEIRA FILHO, A. T. de. Spatial partitioning among three species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora**, Haale, v. 194, n. 2/3, p. 249-266, Feb./Mar. 1999.
- BERG, E. van den; OLIVEIRA FILHO, A. T. de. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 231-253, maio/jun. 2000.
- BIERREGAARD, R. O.; DALE, V. H. Island in an ever-changing sea: the ecological and socioeconomic dynamics of amazonian rainforest fragments. In: SCHELAS, J.; GRENBORG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, DC: Island, 1996. p. 187-204.
- BOTREL, R. T.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; RODRIGUES, L.; CURI, N. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutural da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingai, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 195-213, mar./abr. 2002.
- BOURGERON, P. S. Spatial aspects of vegetation structure. In: GOLLEY, F. B. (Ed.). **Ecosystems of the world 14A**: tropical rainforest ecosystems, structure and function. Amsterdam: Elsevier, 1983. p. 29-47.
- BRAAK, C. J. F. ter. The analysis of vegetation environment relationships by canonical correspondence analysis. **Vegetatio**, The Hage, v. 69, n. 3, p. 69-77, May/June 1987.
- BRAAK, C. J. F. ter. Ordination. In: JONGMAN, R. H. G.; BRAAK, C. J. F. ter; TONGEREN, O. F. R. van (Ed.). **Data analysis in community and landscape ecology**. Cambridge: University of Cambridge, 1995. p. 91-173.
- BRAAK, C. J. F. ter; SMILAUER, P. **CANOCO - reference manual and user's guide to Canoco for Windows**: software for canonical community ordination. Version 4.5. Ithaca: Microcomputer Power, 1998. Software.
- BRASIL. Ministério da Agricultura e da Reforma Agrária. Departamento Nacional de Meteorologia. **Normais climatológicas**: 1961-1990. Brasília, DF, 1992. 84 p.

BRINSON, M. M. Riverine forests. In: LUGO, A. E.; BRINSON, M. M.; BROWN, S. (Ed.). **Ecosystems of the world 15**: forested wetlands. Amsterdam: Elsevier, 1990. p. 128-145.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2. ed. Dubuque: W.M.C. Brow, 1984. 226 p.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 6, n. 1, p. 1-32, Jan./Feb. 1990.

CARVALHO, D. A. de; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; VILELA, E. A.; CURI, N. Florística e estrutura da vegetação arbórea de um fragmento de floresta semidecidual às margens do reservatório da Usina Hidrelétrica Dona Rita (Itambé do Mato Dentro, MG). **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 14, n. 1, p. 37-55, jan./mar. 2000.

CARVALHO, D. A. de; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; VILELA, E. A.; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica de mata ripária do alto Rio Grande, Bom Sucesso, estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 39-49, jan./fev. 1995a.

CARVALHO, D. A. de; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; VILELA, E. A.; GAVILANES, M. L. Flora arbustivo-arbórea de uma mata ciliar do Alto Rio Grande em Bom Sucesso - MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 9, n. 2, p. 231-245, abr./jun. 1995b.

CARVALHO, W. A. C.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; FONTES, M. A. L.; CURI, N. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 321-341, mar./abr. 2007.

CERQUEIRA, R.; BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T.; PARDINI, R. Fragmentação: alguns conceitos. In: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de (Org.). **Fragmentação de ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília, DF: MMA/SBF, 2003. p. 43-63.

CESAR, O.; LEITÃO FILHO, H. F. Estudo florístico quantitativo de mata mesófila semidecídua na Fazenda Barreiro Rico, Município de Anhembi, São Paulo. **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 50, n. 1, p. 133-147, jan./fev. 1990.

CHAGAS, R. K.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; BERG, E. van den; SCOLFORO, J. R. S. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p. 39-57, jan./fev. 2001.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Zurich, v. 6, n. 1/2, p. 51-71, Jan./Feb. 2003.

CHINEA, J. D. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 167, n. 1/3, p. 195-207, Jan./Mar. 2002.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Recomendações para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação**. Viçosa, MG, 1999. 359 p.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, Chicago, v. 111, n. 982, p. 1119-1140, Nov./Dec. 1977.

CORRÊA, B. S.; BERG, E. van den. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cerne**, Lavras, v. 8, n. 1, p. 1-12, jan./abr. 2002.

CROW, T. R. A rainforest chronicle: a 30-year record of change in structure and composition at El Verde, Puerto Rico. **Biotropica**, Washington, DC, v. 12, n. 1, p. 42-55, Jan. 1980.

DAJÓZ, R. **Ecologia geral**. Petrópolis: Vozes, 1983. 472 p.

DALANESI, P. E.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; FONTES, M. A. L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras - MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 4, p. 737-757, out./dez. 2004.

DALLING, J. W.; HUBBELL, S. P.; SILVERA, K. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer species. **Journal of Ecology**, London, v. 86, n. 4, p. 674-689, Apr./May 1998.

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

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DENSLOW, J. S. Patterns of plant diversity during succession under different disturbances regimes. **Oecologia**, Berlin, v. 46, n. 1, p. 18-21, July 1980.

DENSLOW, J. S. Disturbance-mediated coexistence of species. In: PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. (Ed.). **The ecology of natural disturbance and patch dynamics**. New York: Academic, 1985. p. 307-323.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**, Washington, DC, v. 67, n. 3, p. 345-366, May/June 1997.

DURIGAN, G.; BERNACCI, L. C.; FRANCO, G. A. D. C.; ARBOCZ, G. F.; METZGER, J. P.; CATHARINO, E. L. M. Estádio sucessional e fatores geográficos como determinantes da similaridade florística entre comunidades florestais no Planalto Atlântico, Estado de São Paulo, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, São Paulo, v. 22, n. 1, p. 51-62, jan./mar. 2008.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, New York, v. 38, n. 2, p. 201-241, 1972.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solos**. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2006. 306 p.

EWEL, J. J. Differences between wet and dry successional tropical ecosystems. **Revue internationale de géologie, de géographie et d'écologie tropicales**, Brussels, v. 1, n. 2, p. 103-118, 1977.

FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, The Hage, v. 117, n. 1, p. 1-15, Jan./Feb. 1995.

FERREIRA, L. V.; PRANCE, G. T. Ecosystem recovery in terra firme forests after cutting and burning: a comparison on species richness, floristic composition and forest structure in the Jaú National Park, Amazonia. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 130, n. 2, p. 97-110, Mar./Apr. 1999.

FOWLER, N. The effects of environmental heterogeneity in space and time on the regulations of population and communities. In: DAVY, A. J.; HUTCHINGS, M. J.; WATKINSON, A. R. (Ed.). **Plant population ecology**. Oxford: Blackwell, 1988. p. 249-269.

FRELICH, L. E.; SUGITA, S.; REICH, P. B.; DAVIS, M. B.; FRIEDMAN, S. K. Neighbourhood effects in forests: implications for within-stand patch structure. **Journal of Ecology**, London, v. 86, n. 1, p. 149-161, Jan./Feb. 1998.

FURTINI NETO, A. E.; VALE, F. R. do; RESENDE, A. V.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. **Fertilidade do solo**. Lavras: UFLA/FAEPE, 2001. 252 p.

GASTON, K. J. What is biodiversity? In: _____. **Biodiversity: a biology of numbers and differences**. London: Blackwell Science, 1996. p. 1-9.

GILLER, P. S. **Community structure and the niche**. New York: Chapman and Hall, 1984. 176 p.

GÓMEZ-POMPA, A. G.; VÁZQUEZ-YANES, C. N. Successional studies of a rain forest in Mexico. In: WEST, D. C.; SCHUGART, H. H.; BOTKIN, D. B. (Ed.). **Forest concepts and application**. New York: Springer-Verlag, 1981. p. 247-266.

GUARIGUATA, M. R.; DUPUY, J. M. Forest regeneration in abandoned logging roads in lowland Costa Rica. **Biotropica**, Washington, DC, v. 29, n. 1, p. 15-28, Jan. 1997.

HELTSHE, J. F.; FORRESTER, N. E. Estimating species richness using the jackknife procedure. **Biometrics**, Arlington, v. 39, n. 1, p. 1-11, Jan./Feb. 1983.

HORN, H. S. The ecology of secondary succession. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 5, n. 1, p. 24-27, 1974.

HOWE, H. F.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 13, p. 201-228, 1982.

HUBBEL, S. P.; FOSTER, R. B. Structure, dynamics, and equilibrium status of old-growth forest on Barro Colorado Island. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four neotropical rain forests**. New Haven: Yale University, 1990. p. 522-541.

KAGEYAMA, P.; LEPSCH-CUNHA, N. M. Singularidade da biodiversidade nos trópicos. In: GARAY, I.; DIAS, B. (Org.). **Conservação da biodiversidade nos trópicos**. Petrópolis: Vozes, 2001. p. 199-214.

KAMMESHEIDT, L. The role of tree sprouts in the restorations of stand structure and species diversity in tropical moist forest after slash-and-burn agriculture in Eastern Paraguay. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 139, n. 2, p. 155-165, Mar./Apr. 1998.

KAMMESHEIDT, L. Forest recovery by root suckers and above-ground sprouts after slash-and-burn agriculture, fire and logging in Paraguay and Venezuela. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 162, n. 2, p. 197-208, Mar./Apr. 1999.

KAPOS, V.; CAMARGOS, J. L. C.; DANDE, G. Edge related changes in environment and plant response due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago, 1997. p. 45-54.

KAPPELLE, M.; GEUZE, T.; LEAL, M.; CLEF, M. Successional age and forest structure in a Costa Rica upper montane Quercus forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, n. 5, p. 681-698, Sept./Oct. 1996.

KARR, J. R.; NICHOLS, J. D.; KLIMKIEWICZ, M. K.; BRAWN, J. D. Survival rates of birds of tropical and temperate forests: will the dogma survive? **The American Naturalist**, Chicago, v. 136, n. 3, p. 277-291, Mar./Apr. 1990.

KENNARD, D. K.; GOULD, K.; PUTZ, F. E.; FREDERICKSEN, T. S.; MORALES, F. Effect of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 162, n. 2, p. 197-208, Feb. 2002.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do vale do Itajaí. **Sellowia**, Itajaí, v. 32, n. 32, p. 165-389, 1980.

- LASKA, M. S. Structure of understory shrub assemblages in a adjacent secondary and old growth tropical wet forests, Costa Rica. **Biotropica**, Washington, DC, v. 29, n. 1, p. 29-37, Jan. 1997.
- LEITÃO FILHO, H. F. Diversity of arboreal species in Atlantic Rain Forest. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 66, n. 1, p. 91-96, 1994. Suplemento.
- LIEBERMAN, D.; HARTSHORN, G. S.; LIEBERMAN, M.; PERALTA, R. Forest dynamics at La Selva Biological Station, 1969-1985. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four neotropical rainforests**. New Haven: Yale University, 1990. p. 509-521.
- LIEBSCH, D.; GOLDENBERG, R.; MARQUES, M. C. M. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no Estado do Paraná, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 21, n. 4, p. 983-992, out./dez. 2007.
- LOPES, A. S. **Solos sob Cerrado**: características, propriedades, manejo. 2. ed. Piracicaba: Potafos, 1984. 162 p.
- LOPES, A. S.; GUILHERME, L. R. G. Fertilidade do solo e produtividade agrícola. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa, MG: SBCS, 2007. p. 1-64.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2000. v. 1, 370 p.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. v. 2, 370 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. 5, p. 667-675, Sept./Oct. 1992.
- MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; BERG, E. van den; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; MARQUES, J. J. G. S. M.; CALEGÁRIO, N. Efeitos do substrato, bordas e proximidade espacial na estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 2, p. 287-302, abr./jun. 2008.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; CARVALHO, W. A. C.; SOUZA, J. S.; BORÉM, R. A. T.; BOTEZELLI, L. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na Fazenda Beira Lago, Lavras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 4, p. 493-510, jul./ago. 2004.

MACHADO, S. do A.; FIGUEIREDO FILHO, A. **Dendrometria**. Curitiba: UFPR, 2003. 309 p.

MANOKARAN, N.; KOCHUMMEN, K. M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 3, n. 4, p. 315-330, Sept./Oct. 1987.

MARTINEZ-GARZA, C.; HOWE, H. F. Restoring tropical diversity: beating the time tax on species loss. **Journal of Applied Ecology**, London, v. 40, n. 3, p. 423-429, Mar. 2003.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: Unicamp, 1991. 245 p.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. dos. Técnicas usuais de estimativa da biodiversidade. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 1, n. 1, p. 236-267, jan./abr. 1999.

MARTINS, S. E.; POMPÉIA, S. L.; ROSSI, L. Síndromes de dispersão de espécies arbóreas da Mata Atlântica de encosta no estado de São Paulo. In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 46., 1995, Ribeirão Preto, SP. **Anais...** Ribeirão Preto: Instituto de Botânica de São Paulo, 1995. p. 167.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**: multivariate analysis of ecological data. Version 4. Gledneden Beach: MjM Software, 1999. 237 p.

MENDONÇA, R. R.; POMPÉIA, S. L.; MARTINS, S. E. A sucessão secundária da mata atlântica na Região de Cubatão. In: CONGRESSO NACIONAL SOBRE ESSÊNCIAS NATIVAS, 2., 1992, São Paulo, SP. **Resumos...** São Paulo, 1992. v. 1, p. 131-138.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 71, n. 3, p. 445-463, maio/jun. 1999.

- METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E. de; MORAES, L. F. de (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 49-76.
- MIKICH, S. B. A dieta frugívora de *Penelope superciliares* (Cracidae) em remanescente de floresta semidecidual no centro-oeste do Paraná, Brasil e sua relação com *Euterpe edulis* (Arecaceae). **Ararajuba**, Brasília, DF, v. 10, n. 2, p. 207-217, abr./jun. 2002.
- MIKICH, S. B.; SILVA, S. M. Composição florística e fenologia das espécies zoocóricas no centro-oeste do Paraná. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 15, n. 1, p. 89-113, jan./mar. 2001.
- MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Washington, DC, v. 32, n. 4, p. 786-792, Apr. 2000.
- MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley, 1974. 574 p.
- MÜLLER, S. C.; OVERBECK, G. E.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V. D. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 189, n. 1, p. 1-14, Jan. 2007.
- MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution**, Oxford, v. 10, n. 1, p. 58-62, Jan./Feb. 1995.
- MURPHY, P. G.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 17, p. 89-96, 1986.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, Feb. 2000.
- MYSTER, R. W. Tree invasion and establishment in old fields at Hutcheson Memorial Forest. **The Botanical Review**, New York, v. 59, n. 4, p. 251-272, July/Aug. 1993.

NUNES, Y. R. F.; MENDONÇA, A. V. R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de. 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. de; ALMEIDA, R. J.; MELLO, J. M. de; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho da mata ciliar do córrego dos Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 67-85, jan./mar. 1994a.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; CARVALHO, D. A. de; VILELA, E. A.; CURI, N.; FONTES, M. A. L. Diversity and structure of the tree community of a patch of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest Domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 685-701, out./dez. 2004.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. de. Tree species distribution along soil catenas in a riverside semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Flora**, Haale, v. 192, n. 1, p. 47-64, Jan./Feb. 1997a.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. de. Effects of canopy gaps, topography and soils on the distribution of woody species in a central Brazilian deciduous dry forest. **Biotropica**, Washington, DC, v. 30, n. 3, p. 362-375, Mar. 1998.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; CURI, N.; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. de. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in southeastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 58, n. 1, p. 139-158, Jan. 2001.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; FLUMINHAN FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 50-63, set./dez. 1999.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Washington, DC, v. 32, n. 4b, p. 793-810, Dec. 2000.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; MELLO, J. M. de; SCOLFORO, J. R. S. Effects of 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, Jan./Feb. 1997b.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; RATTER, J. A. A study of the origin of central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 52, n. 2, p. 141-194, Mar./Apr. 1995.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; RATTER, J. A. Padrões florísticos das matas ciliares da região dos cerrados e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário tardio. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares**: bases multidisciplinares para estudo, conservação e restauração. São Paulo: EDUSP, 2000. cap. 5, p. 73-89.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; RATTER, J. A.; SHEPHERD, G. J. Floristic composition and community structure of a Central Brazilian gallery forest. **Flora**, Haale, v. 184, n. 2, p. 103-117, Mar./Apr. 1990.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. de. Composição florística e estrutura de um remanescente de floresta semidecidual montana em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 167-182, abr./jun. 1994b.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. de; GAVILANES, M. L. Differentiation of streamside and upland vegetation in an area of montane semideciduous forest in southeastern Brazil. **Flora**, Haale, v. 189, n. 4, p. 287-305, July/Aug. 1994c.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; VILELA, E. A.; CARVALHO, D. A. de; GAVILANES, M. L. Effects of soils and topography on the distribution of tree species in a tropical riverine forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 10, n. 4, p. 483-508, July/Aug. 1994d.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; VILELA, E. A.; GAVILANES, M. L.; CARVALHO, D. A. de. Comparison of the woody flora and soils of six areas of montane semideciduous forest in southern Minas Gerais, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 51, n. 3, p. 355-389, May/June 1994e.

OLIVEIRA FILHO, A. T. de; VILELA, E. A.; GAVILANES, M. L.; CARVALHO, D. A. Effect of flooding regime and understory bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v. 113, n. 2, p. 99-124, Apr. 1994f.

OLIVEIRA, R. R. Ação antrópica e resultantes sobre a estrutura e composição da Mata Atlântica na Ilha Grande, RJ. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 53, n. 82, p. 33-58, 2002.

PACIOREK, C. J.; CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. The demographics of resprouting in tree and shrub species of a moist tropical forest. **Journal of Ecology**, London, v. 88, n. 5, p. 765-777, Sept./Oct. 2000.

PALMER, M. W. Estimating species richness: the second-order jackknife estimator reconsidered. **Ecology**, Durham, v. 72, n. 5, p. 1512-1513, 1991.

PARTHASARATHY, N. Tree diversity and distribution in undisturbed and human-impacted sites of tropical wet evergreen forest in southern Western Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 8, n. 4, p. 1365-1381, July/Aug. 1991.

PAULA, A. de; SILVA, A. F. da; MARCO JÚNIOR, P. de; SANTOS, F. M. dos; SOUZA, A. L. de. Sucessão ecológica da vegetação em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 18, n. 3, p. 407-423, jul./set. 2004.

PAULA, A. de; SILVA, A. F. da; SOUZA, A. L. de; SANTOS, F. A. M. dos. Alterações florísticas ocorridas em um período de quatorze anos na vegetação arbórea de uma Floresta Estacional Semidecidual em Viçosa-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 26, n. 6, p. 743-749, nov./dez. 2002.

PEREIRA, I. M. **Estudo da vegetação remanescente como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do rio Grande, Minas Gerais**. 2006. 261 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras.

PEREIRA, J. A. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; LEMOS FILHO, J. P. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of fragments of tropical montane seasonal forests in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 16, n. 6, p. 1761-1784, Dec. 2007.

PESSOA, S. V. A.; GUEDES-BRUNI, R. R.; BRUNO, C. K. Composição florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica Macaé de Cima. In: LIMA, H. C.; GUEDES-BRUNI, R. R. (Ed.). **Serra de Macaé de Cima: diversidade florística e conservação em Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 1997. p. 147-168.

PIJL, L. van der. **Principles of dispersal in higher plants**. 3. ed. Berlin: Springer-Verlag, 1982. 215 p.

PORTO, M. L. **Comunidades vegetais e fitossociologia: fundamentos para avaliação e manejo de ecossistemas**. Porto Alegre: UFRGS, 2008. v. 1, 240 p.

POWER, A. G. Arthropod diversity in forest patches and agroecosystems of tropical landscapes. In: SCHELAS, J.; GRENBERG, R. (Ed.). **Forest patches in tropical landscapes**. Washington, DC: Island, 1996. p. 91-110.

RAO, P.; BARIK, S. K.; PANDEY, H. N.; TRIPATHI, R. S. Community composition and population structure in a sub-tropical broad-leaved forest along a disturbance gradient. **Vegetatio**, The Hague, v. 88, n. 2, p. 151-162, Mar./Apr. 1990.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 2. ed. Viçosa, MG: NEPUT, 1997. 322 p.

RIBAS, R. F.; MEIRA-NETO, J. A. A.; SILVA, A. F. da; SOUZA, A. L. de. Composição florística de dois trechos em diferentes etapas de uma floresta estacional semidecidual em Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 6, p. 821-830, nov./dez. 2003.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003. 503 p.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural, 1997. 747 p.

ROCHA, C. T. V.; CARVALHO, D. A. de; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; BERG, E. van den; MARQUES, J. J. G. S. M. Comunidade arbórea de um continuum entre floresta paludosa e de encosta em Coqueiral, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 203-218, abr./jun. 2005.

RODRIGUES, E. Efeitos de borda em fragmentos de floresta. **Caderno de Biodiversidade**, Curitiba, v. 1, n. 2, p. 1-11, abr./jun. 1998.

RODRIGUES, L. A.; CARVALHO, D. A. de; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; BOTREL, R. T.; SILVA, E. A. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminárias, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 71-87, jan./mar. 2003.

RODRIGUES, R. R.; TORRES, R. B.; MATTHES, L. A. F.; PENHA, A. S. Tree species sprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 47, n. 1, p. 127-133, Jan./Feb. 2004.

RODRIGUES, V. E. G.; CARVALHO, D. A. de. **Plantas medicinais no domínio dos cerrados**. Lavras: UFLA, 2001. 180 p.

ROUW, A. D. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation, Taï rain forest, Côte d'Ivoire. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, n. 4, p. 387-408, July/Aug. 1993.

SALDARRIAGA, J. G.; UHL, C. Recovery of forest vegetation following slash-and-burn agriculture in the upper rio Negro. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Ed.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 303-312.

SALDARRIAGA, J. G.; WEST, D. C.; THARP, M. L.; UHL, C. Long-term chronosequence of forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. **Journal of Ecology**, London, v. 76, n. 4, p. 938-958, July/Aug. 1988.

SILVA JÚNIOR, M. C. da; SANTOS, G. C.; NOGUEIRA, P. E.; MUNHOZ, C. B. R.; RAMOS, A. E. **100 árvores do Cerrado: guia de campo**. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado, 2005. 278 p.

SILVA, V. F.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; VENTURIN, N.; CARVALHO, W. A. C.; GOMES, J. B. V. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 19, n. 4, p. 701-716, out./dez. 2005.

SILVA, V. F.; VENTURIN, N.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; CARVALHO, W. A. C.; BERG, E. van den; MACEDO, R. L. G. Caracterização estrutural de um fragmento de floresta semidecídua no município de Ibituruna, MG. **Cerne**, Lavras, v. 9, n. 1, p. 95-110, jan./abr. 2003.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. G. **Biometry**: the principles and practice of statistics in biological research. 3. ed. New York: W.H. Freeman, 1995. 887 p.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, n. 1/3, p. 185-200, Jan./Mar. 2004.

SOUZA, J. dos S.; ESPÍRITO-SANTO, F. del; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; BOTEZELLI, L. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 185-206, mar./abr. 2003.

STEININGER, M. K. Secondary forest structure and biomass following short and extended land-use in central and southern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 16, n. 5, p. 689-708, Sept./Oct. 2000.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, The Hage, v. 75, n. 1, p. 81-86, Jan./Feb. 1988.

TABARELLI, M.; CARDOSO, J. M.; GASCON, C. Forest fragmentation synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, Amsterdam, v. 13, n. 7, p. 1419-1425, July 2004.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma Floresta Tropical Montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, São Paulo, v. 59, n. 2, p. 239-250, abr./jun. 1999.

TABARELLI, M.; PINTO, L. P.; SILVA, J. M. C.; HIROTA, M. M.; BEDÊ, L. C. Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 1, n. 1, p. 132-138, jan./jul. 2005.

TERBORGH, J. **Diversity and the Tropical Rain Forest**. New York: Scientific American Library, 1992. 242 p.

TONIATO, M. T. Z.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de. Variations in tree community composition and structure in a fragment of tropical semideciduous forest in southeastern Brazil related to different human disturbance histories. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 198, n. 3, p. 319-339, Mar. 2004.

UHL, C.; BUSHBACHER, R. A disturbing synergism between cattle ranch practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. **Biotropica**, Washington, DC, v. 17, n. 4, p. 265-268, Dec. 1985.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazonia: I., patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, London, v. 76, n. 3, p. 663-681, May/June 1988.

UHL, C.; CLARK, H.; CLARK, H.; MAQUIRINO, P. Successional patterns associated with slash and burn agriculture in upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Biotropica**, Washington, DC, v. 14, n. 4, p. 249-254, July/Aug. 1982a.

UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro of the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, London, v. 69, n. 4, p. 631-649, Aug. 1981.

UHL, C.; JORDAN, C.; CLARK, K.; CLARK, H.; HERRERA, R. Ecosystem recovery in Amazon caatinga forest after cutting, cutting and burning and bulldozer clearing treatments. **Oikos**, Copenhagen, v. 38, n. 3, p. 313-320, May/June 1982b.

UHL, C.; MURPHY, P. G. Composition, structure, and regeneration of a tierra firme forest in the Amazon Basin of Venezuela. **Tropical Ecology**, Varanasi, v. 22, n. 2, p. 219-237, July 1981.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124 p.

VESK, P. A.; WESTOBY, M. Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. **Journal of Ecology**, London, v. 92, n. 2, p. 310-320, Feb. 2004.

VILELA, E. A.; OLIVEIRA FILHO, A. T. de; CARVALHO, D. A. de; GUILHERME, F. A. G.; APPOLINÁRIO, V. Caracterização estrutural de floresta ripária do Alto Rio Grande, em Madre de Deus de Minas, MG. **Cerne**, Lavras, v. 6, n. 2, p. 41-54, maio/ago. 2000.

VILELA, M. S. **A formação histórica dos Campos de Sant'Ana das Lavras do Funil**. Lavras: Indi, 2007. 450 p.

WHEELWRIGTH, N. T. Competition for disperses, and the timing of flowering and fruiting in a guild of tropical trees. **Oikos**, Copenhagen, v. 44, n. 3, p. 465-477, June 1985.

WHITMORE, T. C. **An introduction to the tropical rain forests**. Oxford: Clarendon, 1990. 226 p.

WHITMORE, T. C. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. In: GÓMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T. C.; HADLEY, M. (Ed.). **Tropical rain forest: regeneration and management**. New York: Blackwell, 1991. p. 67-89.

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

WILLIAMS-LINERA, G. Origin and early development of forest edge vegetation in Panama. **Biotropica**, Washington, DC, v. 22, n. 3, p. 235-241, Oct. 1990b.

WILSON, J. B. A null model of guild proportionality, applied to stratification of a New Zealand temperate rain forest. **Oecologia**, Berlin, v. 80, n. 2, p. 263-267, May 1989.

ZAHAWI, R. A.; AUGSPURGER, C. K. Early plant succession in abandoned pastures in Ecuador. **Biotropica**, Washington, DC, v. 31, n. 4, p. 540-552, Dec. 1999.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. New Jersey: Prentice-Hall, 1996. 718 p.

ANEXOS

	Páginas
ANEXO A Roteiro de entrevistas utilizado para a obtenção do histórico de perturbação de três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil	93
ANEXO B Tabela de espécies arbóreas amostradas nos três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil	94

ANEXO A. Roteiro de entrevistas para a obtenção de informações sobre o histórico de perturbações de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil.

1- Histórico da fazenda

1.1- Propriedade

1.2- Quando foi adquirida

1.3- Proprietários anteriores

1.4- Atividades praticadas atualmente e no passado

2- Setor A

2.1- Atividades praticadas na área (intensidade e histórico)

2.2- Atividades praticadas em seu entorno (intensidade e histórico)

3- Setor B

3.1- Atividades praticadas na área (intensidade e histórico)

3.2- Atividades praticadas em seu entorno (intensidade e histórico)

4- Setor C

4.1- Atividades praticadas na área (intensidade e histórico)

4.2- Atividades praticadas em seu entorno (intensidade e histórico)

ANEXO B. Lista de espécies arbóreas amostradas nos três setores de um remanescente florestal situado no município de Itumirim, MG, Brasil, dispostas em ordem alfabética de família e classificadas em guildas de regeneração, dispersão e estratificação, onde: Reg = guildas de regeneração (Pio = pioneira; Luz = clímax exigente de luz; e Som = clímax tolerante à sombra); Estr = guildas de estratificação (Peq = pequena; Med = média; e Grd = grande); Disp = guildas de dispersão (Ane = anemocórica; Aut = autocórica; e Zoo = zoocórica); e N. ind. = número de indivíduos amostrados por setor.

Família	Espécie	Guildas			N. ind.			Total
		Reg	Estr	Disp	A	B	C	
Anacardiaceae								
	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pio	Med	Zoo	4	0	2	6
	<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D. Mitch.	Luz	Grd	Zoo	20	10	10	40
Annonaceae								
	<i>Annona cacans</i> Warm.	Luz	Grd	Zoo	4	0	1	5
	<i>Duguetia lanceolata</i> A.St.-Hil.	Som	Grd	Zoo	13	4	3	20
	<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	Som	Grd	Zoo	2	2	1	5
	<i>Rollinia laurifolia</i> Schltld.	Luz	Grd	Zoo	6	3	3	12
	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	Som	Grd	Zoo	0	1	6	7
Aquifoliaceae								
	<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	Som	Med	Zoo	4	1	0	5
	<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	Som	Med	Zoo	1	0	0	1
Araliaceae								
	<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Som	Grd	Zoo	0	0	4	4
Arecaceae								
	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	Som	Med	Zoo	0	0	8	8
Asteraceae								
	<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H. Rob.	Luz	Grd	Ane	4	1	0	5
Bignoniaceae								
	<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	Luz	Grd	Ane	0	4	2	6
Boraginaceae								
	<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Luz	Grd	Zoo	32	0	0	32

Continua...

ANEXO B, Cont.

Família	Espécie	Guildas			N. ind.			Total
		Reg	Estr	Disp	A	B	C	
Burseraeae								
	<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	Som	Grd	Zoo	1	1	11	13
	<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	Som	Grd	Zoo	26	19	24	69
	<i>Protium widgrenii</i> Engl.	Luz	Med	Zoo	8	1	9	18
Canellaceae								
	<i>Capsicodendron dinisii</i> (Schwacke) Occhioni	Som	Grd	Zoo	0	0	1	1
Celastraceae								
	<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Sm.	Luz	Peq	Zoo	1	24	0	25
	<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	Som	Med	Zoo	0	0	1	1
	<i>Salacia elliptica</i> (Mart. ex Schult.) G.Don	Som	Peq	Zoo	4	3	0	7
Chrysobalanaceae								
	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Luz	Med	Zoo	0	0	2	2
Clethraceae								
	<i>Clethra scabra</i> Pers.	Luz	Med	Ane	2	0	0	2
Clusiaceae								
	<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	Som	Grd	Zoo	0	0	8	8
	<i>Chrysochlamys saldanhae</i> (Engl.) Oliveira-Filho	Som	Med	Zoo	0	0	1	1
	<i>Garcinia brasiliensis</i> Mart.	Som	Med	Zoo	0	0	7	7
Combretaceae								
	<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	Luz	Med	Ane	7	0	0	7
Cunoniaceae								
	<i>Lamanonia grandistipularis</i> (Taub.) Taub.	Luz	Med	Ane	0	0	1	1
	<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Luz	Med	Ane	0	0	2	2
Cyatheaceae								
	<i>Cyathea delgadii</i> Sternb.	Som	Peq	Ane	0	0	2	2
Dicksoniaceae								
	<i>Dicksonia sellowiana</i> Hook.	Som	Peq	Ane	0	0	7	7
Elaeocarpaceae								
	<i>Sloanea monosperma</i> Vell.	Som	Grd	Zoo	1	0	1	2

Continua...

ANEXO B, Cont.

Família	Espécie	Guildas			N. ind.			Total
		Reg	Estr	Disp	A	B	C	
Erythroxylaceae								
	<i>Erythroxylon deciduum</i> Saint-Hilaire	Luz	Med	Zoo	1	0	0	1
Euphorbiaceae								
	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	Luz	Grd	Zoo	0	3	3	6
	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Pio	Grd	Aut	4	0	0	4
	<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	Luz	Grd	Zoo	14	12	1	27
	<i>Sebastiania klotzschiana</i> (Müll.Arg.) Müll.Arg.	Pio	Med	Aut	0	10	0	10
Fabaceae								
	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	Luz	Grd	Zoo	4	2	0	6
	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Luz	Grd	Ane	6	1	0	7
	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Som	Grd	Zoo	62	14	16	92
	<i>Copaifera trapezifolia</i> Hayne	Som	Grd	Zoo	0	1	6	7
	<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	Luz	Grd	Ane	4	1	0	5
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Luz	Grd	Zoo	2	1	0	3
	<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	Luz	Grd	Ane	5	0	1	6
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Luz	Grd	Ane	0	1	0	1
	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	Luz	Grd	Ane	1	0	0	1
	<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.	Luz	Grd	Ane	3	0	0	3
	<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Luz	Grd	Ane	9	1	0	10
	<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	Luz	Grd	Zoo	0	0	1	1
	<i>Platydictyon elegans</i> Vogel	Luz	Grd	Ane	9	0	0	9
	<i>Swartzia flaemingii</i> Vogel	Luz	Grd	Zoo	2	0	0	2
	<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	Luz	Grd	Ane	1	3	1	5

Continua...

ANEXO B, Cont.

Família	Espécie	Guildas			N. ind.			Total
		Reg	Estr	Disp	A	B	C	
Humiriaceae								
	<i>Sacoglottis mattogrossensis</i> Malme	Som	Med	Zoo	1	0	1	2
	<i>Vantanea compacta</i> (Schnizl.) Cuatrec.	Som	Med	Zoo	0	2	1	3
Hypericaceae								
	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Pers.	Luz	Med	Zoo	0	1	0	1
Lacistemataceae								
	<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	Som	Med	Zoo	4	0	0	4
Lamiaceae								
	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Pio	Med	Zoo	6	4	0	10
	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Pio	Med	Zoo	2	2	0	4
Lauraceae								
	<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	Som	Med	Zoo	0	0	1	1
	<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Som	Grd	Zoo	1	0	2	3
	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Som	Med	Zoo	1	3	0	4
	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	Luz	Grd	Zoo	1	0	1	2
	<i>Nectandra nitidula</i> Nees	Luz	Grd	Zoo	0	2	0	2
	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Som	Grd	Zoo	3	2	4	9
	<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees) Mez	Som	Med	Zoo	1	1	1	3
	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Som	Grd	Zoo	3	3	8	14
	<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	Som	Peq	Zoo	0	0	1	1
	<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Som	Grd	Zoo	14	6	11	31
	<i>Ocotea pulchella</i> Mart.	Som	Med	Zoo	4	4	1	9
	<i>Persea rufotomentosa</i> Nees & Mart. ex Nees	Luz	Grd	Zoo	7	0	0	7
	<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	Luz	Grd	Zoo	0	1	0	1

Continua...

ANEXO B, Cont.

Família	Espécie	Guildas			N. ind.			Total
		Reg	Estr	Disp	A	B	C	
Loganiaceae								
	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	Pio	Med	Zoo	0	1	1	2
Lythraceae								
	<i>Lafoensia pacari</i> A.St.-Hil.	Pio	Med	Ane	0	1	0	1
Magnoliaceae								
	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Sprengel	Som	Grd	Zoo	0	0	5	5
Malpighiaceae								
	<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Luz	Grd	Zoo	1	4	2	7
	<i>Byrsonima sericea</i> DC.	Luz	Grd	Zoo	0	1	0	1
	<i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC.	Luz	Grd	Zoo	1	0	0	1
	<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	Pio	Med	Ane	15	4	1	20
Malvaceae								
	<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	Som	Grd	Ane	0	0	1	1
	<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Luz	Grd	Ane	7	0	0	7
	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	Luz	Grd	Ane	0	0	1	1
Melastomataceae								
	<i>Miconia argyrophylla</i> DC.	Luz	Med	Zoo	6	0	0	6
	<i>Miconia chartacea</i> Triana	Luz	Med	Zoo	8	0	3	11
	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Pio	Grd	Zoo	0	3	0	3
	<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	Pio	Peq	Zoo	0	0	1	1
Meliaceae								
	<i>Cabrlea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Som	Grd	Zoo	2	0	1	3
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Som	Med	Zoo	0	0	1	1
	<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	Som	Med	Zoo	3	25	13	41
	<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	Som	Med	Zoo	1	0	2	3
Memecylaceae								
	<i>Mouriri glazioviana</i> Cogn.	Luz	Med	Zoo	1	4	1	6

Continua...

ANEXO B, Cont.

Família	Espécie	Guildas			N. ind.			Total
		Reg	Estr	Disp	A	B	C	
Monimiaceae								
	<i>Mollinedia argyrogyyna</i> Perkins	Som	Med	Zoo	3	1	0	4
	<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC	Som	Med	Zoo	2	0	0	2
Moraceae								
	<i>Ficus adhatifolia</i> Schott	Som	Grd	Zoo	0	0	1	1
	<i>Ficus enormis</i> (Mart.) Miq.	Som	Grd	Zoo	0	0	1	1
	<i>Naucleopsis oblongifolia</i> (Kuhl.) Carauta	Som	Grd	Zoo	0	1	33	34
Myrsinaceae								
	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Luz	Med	Zoo	1	0	0	1
	<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	Luz	Med	Zoo	1	0	0	1
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Luz	Med	Zoo	3	1	1	5
Myrtaceae								
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	Luz	Med	Zoo	0	0	1	1
	<i>Calyptranthes brasiliensis</i> Spreng.	Som	Med	Zoo	0	0	6	6
	<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg	Som	Med	Zoo	9	8	6	23
	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Som	Med	Zoo	0	0	1	1
	<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	Som	Med	Zoo	0	0	1	1
	<i>Eugenia florida</i> DC.	Som	Med	Zoo	3	1	2	6
	<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.	Luz	Med	Zoo	0	1	0	1
	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Som	Med	Zoo	5	0	0	5
	<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	Luz	Med	Zoo	0	0	2	2
	<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	Luz	Med	Zoo	0	1	0	1
	<i>Myrcia hebetepetala</i> DC.	Luz	Med	Zoo	1	2	5	8
	<i>Myrcia pulchra</i> Kiaersk.	Som	Med	Zoo	0	1	0	1
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Luz	Med	Zoo	22	2	1	25

Continua...

ANEXO B, Cont.

Família	Espécie	Guildas			N. ind.			Total
		Reg	Estr	Disp	A	B	C	
Myrtaceae								
	<i>Myrcia tomentosa</i> (Aubl.) DC.	Luz	Med	Zoo	3	0	0	3
	<i>Myrcia venulosa</i> DC.	Luz	Med	Zoo	2	4	2	8
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	Som	Med	Zoo	0	5	0	5
	<i>Siphoneugena densiflora</i> O. Berg.	Som	Med	Zoo	4	3	2	9
	<i>Siphoneugena reitzii</i> D.Legrand	Luz	Med	Zoo	0	1	0	1
	<i>Siphoneugena widgreniana</i> O.Berg	Luz	Med	Zoo	1	0	0	1
Nyctaginaceae								
	<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Som	Med	Zoo	0	0	1	1
	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Som	Med	Zoo	0	0	1	1
Ochnaceae								
	<i>Ouratea semiserrata</i> (Mart. & Nees) Engl.	Som	Peq	Zoo	1	7	3	11
Opiliaceae								
	<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	Som	Grd	Zoo	1	0	0	1
Phyllanthaceae								
	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Luz	Grd	Zoo	1	2	2	5
Polygonaceae								
	<i>Coccoloba declinata</i> (Vell.) Mart.	Som	Med	Ane	0	2	0	2
Proteaceae								
	<i>Roupala montana</i> Aubl.	Luz	Med	Ane	1	0	0	1
Rosaceae								
	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Luz	Med	Zoo	4	2	4	10

Continua...

ANEXO B, Cont.

Família	Espécie	Guildas			N. ind.			Total
		Reg	Estr	Disp	A	B	C	
Rubiaceae								
	<i>Amaioua guianensis</i> Aubl.	Som	Med	Zoo	10	2	11	23
	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	Som	Med	Zoo	0	3	0	3
	<i>Faramea nigrescens</i> Mart.	Som	Med	Zoo	0	28	12	40
	<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	Som	Med	Zoo	3	19	4	26
	<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Pio	Med	Zoo	0	1	0	1
	<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Som	Med	Zoo	1	0	0	1
	<i>Rudgea</i> sp.	Luz	Peq	Zoo	0	0	1	1
Rutaceae								
	<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engl.	Som	Med	Aut	2	29	6	37
	<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	Som	Grd	Aut	3	11	0	14
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	Luz	Grd	Zoo	1	0	0	1
	<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	Luz	Grd	Zoo	1	0	0	1
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Luz	Grd	Zoo	1	0	0	1
Salicaceae								
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Som	Med	Zoo	10	3	2	15
	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Luz	Peq	Zoo	3	0	0	3
	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	Luz	Grd	Zoo	1	4	0	5
	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Pio	Med	Zoo	9	2	0	11
	<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	Pio	Med	Zoo	1	0	0	1
Sapindaceae								
	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Luz	Grd	Zoo	0	0	1	1
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Luz	Grd	Zoo	49	2	1	52
	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	Luz	Med	Zoo	3	4	2	9
	<i>Matayba juglandifolia</i> (Cambess.) Radlk.	Luz	Med	Zoo	1	0	3	4
Siparunaceae								
	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Som	Peq	Zoo	2	3	4	9

Continua...

ANEXO B, Cont.

Família	Espécie	Guildas			N. ind.			Total
		Reg	Estr	Disp	A	B	C	
Styracaceae	<i>Styrax pohlii</i> A. DC.	Luz	Med	Zoo	2	0	0	2
Theaceae	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	Luz	Med	Zoo	0	0	1	1
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	Luz	Med	Zoo	0	0	2	2
Vochysiaceae	<i>Qualea cordata</i> (Mart.) Spreng.	Luz	Med	Ane	1	0	0	1
	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	Luz	Med	Zoo	0	1	0	1
	<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	Luz	Med	Ane	0	2	0	2
	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Luz	Med	Ane	1	1	0	2
Total geral					533	358	337	1228