

Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil

Vagner Fernandes da Silva¹, Ary Teixeira de Oliveira Filho^{1,3}, Nelson Venturin¹,
Warley Augusto Caldas Carvalho¹ e João Bosco Vasconcelos Gomes²

Recebido em 08/07/2004. Aceito em 01/03/2005

RESUMO – (Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil). Foram realizados inventários da comunidade arbórea, da topografia e dos solos de um fragmento de floresta semidecídua com o objetivo de avaliar os impactos de um incêndio ocorrido em 1999, na estrutura da comunidade arbórea e na composição e diversidade de espécies, bem como as relações entre a severidade do incêndio e variáveis do ambiente físico. O fragmento florestal, com área de 57 ha, está localizado nas coordenadas de 21°09'S e 44°50'W, no município de Ibituruna, MG. Os inventários foram conduzidos em dois setores do fragmento. Na Encosta, foram realizados dois inventários: o primeiro, em 1997, antes do incêndio, foi feito em quinze parcelas de 5×50 m e o segundo, em 2001, posterior ao incêndio, em treze parcelas de 20×20 m. No Vale, foi conduzido em 2001 um inventário em 13 parcelas de 20×20 m distribuídas ao longo da linha de frente definida pela propagação máxima do incêndio. Nos inventários foram registradas a espécie, a circunferência à altura do peito (CAS) e a altura total de todos os indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm. Em cada parcela, foram obtidas variáveis topográficas, variáveis químicas e texturais do solo e gerados um fator borda e um índice de dano por fogo (IDF). O incêndio causou impactos consideráveis ao componente arbóreo da vegetação. A densidade e a área basal total de indivíduos arbóreos foram reduzidas e esta redução concentrou-se nas classes de menores diâmetros e alturas. Onde o incêndio foi mais severo (maior IDF), foram maiores as proporções de árvores mortas em pé em relação às sobreviventes, expressas tanto em densidade como em área basal. Na Encosta, as espécies que atingem menor porte na maturidade caíram na ordem de abundância relativa depois do fogo. Dois anos após o incêndio houve aumento na diversidade e riqueza de espécies de árvores provavelmente devido ao acréscimo de espécies pioneiras nas áreas abertas pelo fogo. Não foram detectadas correlações do IDF com o fator borda nem com as variáveis topográficas e do solo.

Palavras-chave: impacto ambiental, danos por fogo, incêndio florestal, relação vegetação-ambiente, floresta tropical estacional

ABSTRACT – (Impact of fire on the arboreal component of a seasonal semideciduous forest in Ibituruna, southeastern Brazil). Surveys of the tree community, topography and soils of a fragment of tropical semideciduous forest were carried out with the purpose of assessing the impacts of a fire that struck the forest in 1999 on the community structure and tree species composition and diversity, as well as the relationship between fire severity and variables of the physical environment. The forest fragment, with an area of 57ha, is situated at 21°09'S of latitude and 44°50'W of longitude, in the municipality of Ibituruna, Minas Gerais state, Brazil. The surveys were carried out in two sectors of the fragment. There were two surveys in the Slope sector: the first, in 1997 (before the fire), within fifteen 5×50 m sample plots, and the second, in 2001 (after the fire), within thirteen 20×20 m sample plots. A single survey was carried out in the Valley sector within thirteen 20×20 m sample plots distributed along the frontline, defined by the maximum fire propagation. The surveys registered the species, the circumference at breast height and the total height of trees with diameter at breast height (dbh) ≥ 5 cm. Topographic variables, soil chemical and textural variables, a fire damage index (FDI), and an edge factor were obtained for each sample plot. The fire caused considerable impacts to the arboreal component of the vegetation. Tree density and total basal area decreased and this was particularly concentrated in the classes of smallest diameter and height. Where fire severity was higher (> FDI), there were higher proportions of standing dead over surviving trees, expressed as both density and basal area. In the Slope sector, the species of lower stature at maturity dropped in the rank of relative abundances after the fire. Two years after the fire, there was an increase in tree species richness and diversity probably due to the addition of pioneer species in fire-opened areas. No correlations were detected between the FDI and the edge factor, not even any of the topographic or soil variables.

Key words: environmental impact, fire damage, forest fire, environment-vegetation relationship, tropical seasonal forest

Introdução

As respostas das plantas aos impactos do fogo variam conforme a intensidade, a frequência e a

duração dos incêndios e também com a formação vegetacional atingida. Em algumas formações, como o cerrado, várias espécies resistem à ocorrência do fogo ou são até mesmo favorecidas por ele (Coutinho

¹ Departamento de Ciências Florestais, Universidade Federal de Lavras, CEP 37200-000 Lavras, MG, Brasil

² Embrapa Tabuleiros Costeiros, Av. Beira Mar 3250, CEP 49025-040, Aracaju, SE, Brasil

³ Autor para correspondência: ary@ufla.br

1978 1990; Oliveira-Filho & Ratter 2002). Por sua vez, as florestas são bem mais sensíveis aos efeitos do fogo (Uhl *et al.* 1990; Cochrane 2003). Dentre os maiores impactos causados pelos incêndios nas florestas podem ser incluídas a ação sobre a fauna, a emissão de gases e a desestruturação dos solos (Barbosa & Fearnside 2000). Na vegetação florestal, as conseqüências dos incêndios podem ser notadas na alteração da estrutura, com reflexos na composição florística (Castellani & Stubblebine 1993; Cochrane 2003). Tais impactos atingem, principalmente, os indivíduos de menor porte, que têm menor proteção contra o fogo (Woods 1989; Uhl & Buschbacher 1985). Os incêndios florestais comumente causam a redução, por mortalidade, do número de indivíduos arbóreos, mas promovem, em seguida, aumento no número de espécies (Ivanauskas *et al.* 2003). Esse aumento da riqueza de espécies está atrelado ao incremento de espécies pioneiras, que é favorecido pelo aumento da luminosidade causado pela abertura de clareiras. Porém, o fogo repetido tende a simplificar a composição de espécies e a estrutura dos fragmentos florestais (Coradin 1978).

Estudos sobre o impacto do fogo em florestas tropicais tornam-se cada vez mais importantes à medida que os efeitos provocados pelos incêndios passam a ter repercussões globais negativas, particularmente sobre a atmosfera e o estoque de biodiversidade (Whitmore 1990; Cochrane 2003). Na região do Alto Rio Grande, sul de Minas Gerais, o antigo processo de colonização resultou na fragmentação da cobertura florestal primitiva, restando pouquíssimas áreas contínuas de floresta com grande extensão (apenas três possuem mais de 250 ha em toda a região). Além disso, os produtores rurais ainda fazem uso freqüente do fogo como prática agropecuária, para limpeza das áreas e renovação de pastagens. Apesar das restrições legais, esses incêndios são geralmente feitos com pouco ou nenhum controle e sem orientação técnica adequada. Devido a esse fato, o fogo freqüentemente alcança os remanescentes florestais, principalmente nos anos de seca prolongada.

Muitos dos danos causados às florestas pelos incêndios ainda são pouco conhecidos. A região do Alto Rio Grande não possui nenhum estudo de impacto dos incêndios sobre seus remanescentes florestais. O presente trabalho foi desenvolvido em um fragmento de floresta semidecídua, situado em Ibituruna, Minas Gerais, o qual foi quase inteiramente atingido por um incêndio em 1999. Um inventário da comunidade arbórea que havia sido realizado em 1997 forneceu a oportunidade de se realizar novo inventário para

comparar os resultados anteriores e posteriores ao incêndio. O objetivo central foi investigar o impacto desse incêndio nas características estruturais da comunidade arbórea do fragmento. Três hipóteses básicas foram propostas. a) A primeira é de que o fogo alterou a estrutura do componente arbóreo da comunidade, bem como sua diversidade e composição de espécies; b) a segunda hipótese é a de que alterações nas características estruturais da comunidade arbórea foram proporcionais à severidade do impacto do fogo; e c) a terceira hipótese é a de que a severidade do incêndio de 1999 poderia ser correlacionada a variáveis topográficas, edáficas e morfométricas do fragmento florestal.

Material e métodos

Área de estudos – O fragmento florestal estudado está situado nas coordenadas 21°09'S e 44°50'W, na Fazenda Coqueiro, município de Ibituruna, Estado de Minas Gerais. O fragmento florestal é conhecido localmente por Mata do Coqueiro, possui cerca de 57ha e reveste parte de um morro cujas altitudes variam de 810 a 970 m. No interior do fragmento, a topografia é bastante acidentada, com declividades variando entre 25° e 40°. A floresta abriga a nascente de um pequeno córrego, que é tributário direto do rio Grande.

O clima da região é do tipo Cwb de Köppen, com verão úmido e inverno seco. As médias anuais de temperatura e precipitação são de 19,3 °C e 1.517 mm, respectivamente, de acordo com os dados da Estação Meteorológica da Universidade Federal de Lavras. A vegetação é de Floresta Estacional Semidecídua Montana, de acordo com sistema de classificação da vegetação brasileira do IBGE (Velloso *et al.* 1991).

A Mata do Coqueiro foi ocasionalmente atingida por incêndios decorrentes da prática de queima das pastagens vizinhas durante a estação seca. Contudo, até o ano de 1999 os incêndios tinham sido de menor severidade e atingido apenas uma pequena parte do setor oeste da floresta. No mês de agosto/1999, houve um incêndio de grandes proporções que atingiu o fragmento em sua quase totalidade, poupando apenas algumas manchas. Iniciado nas pastagens à oeste da floresta, ele percorreu o fragmento no sentido oeste-leste até extinguir-se próximo do córrego vizinho à borda leste.

Inventários da comunidade arbórea – Em 1997 e 2001 foram feitos inventários da comunidade arbórea da Mata do Coqueiro em parcelas amostrais, utilizando

como critério de inclusão, indivíduos mortos e vivos com um diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou superior a 5 cm. A circunferência à altura do peito (CAP) de cada indivíduo foi medida com uma fita métrica e a altura foi estimada com auxílio de uma vara graduada. Indivíduos com caules múltiplos foram medidos, quando a raiz da soma dos quadrados das CAPs era igual ou superior a 15,7 cm ($DAP \geq 5$ cm). Foi coletada uma amostra de material botânico de cada indivíduo vivo registrado nas parcelas para posterior identificação. O material botânico coletado foi prensado, seco e incorporado ao Herbário da Universidade Federal de Lavras (ESAL). As identificações foram realizadas por comparação com exsicatas existentes no Herbário ESAL e por consultas à literatura especializada e a especialistas da Universidade Estadual de Campinas, Jardim Botânico do Rio de Janeiro e Instituto de Botânica de São Paulo. As espécies foram classificadas nas famílias

reconhecidas pelo Angiosperm Phylogeny Group II (APG II 2003).

No ano de 1997, e, portanto, anterior ao grande incêndio de 1999, foi realizado um inventário da comunidade arbórea, como parte dos estudos de impacto ambiental que foram exigidos para o licenciamento da construção da Usina Hidrelétrica do Funil. O inventário foi feito em quinze parcelas de 5×50 m (área total de 0,375 ha) distribuídas a intervalos de 5 m entre si ao longo de um trajeto percorrido no setor central do fragmento, o qual será denominado, a partir daqui, de Encosta. Infelizmente, não foi possível recuperar a localização precisa dessas parcelas, mas apenas o trajeto percorrido, de forma a assegurar que o segundo inventário na Encosta fosse realizado no mesmo setor. O inventário de 2001 foi realizado em dois trajetos, contendo, cada um, treze parcelas de 20×20 m, totalizando 1,04 ha (Fig. 1). O primeiro deles foi coincidente com o trajeto do inventário de 1997 na

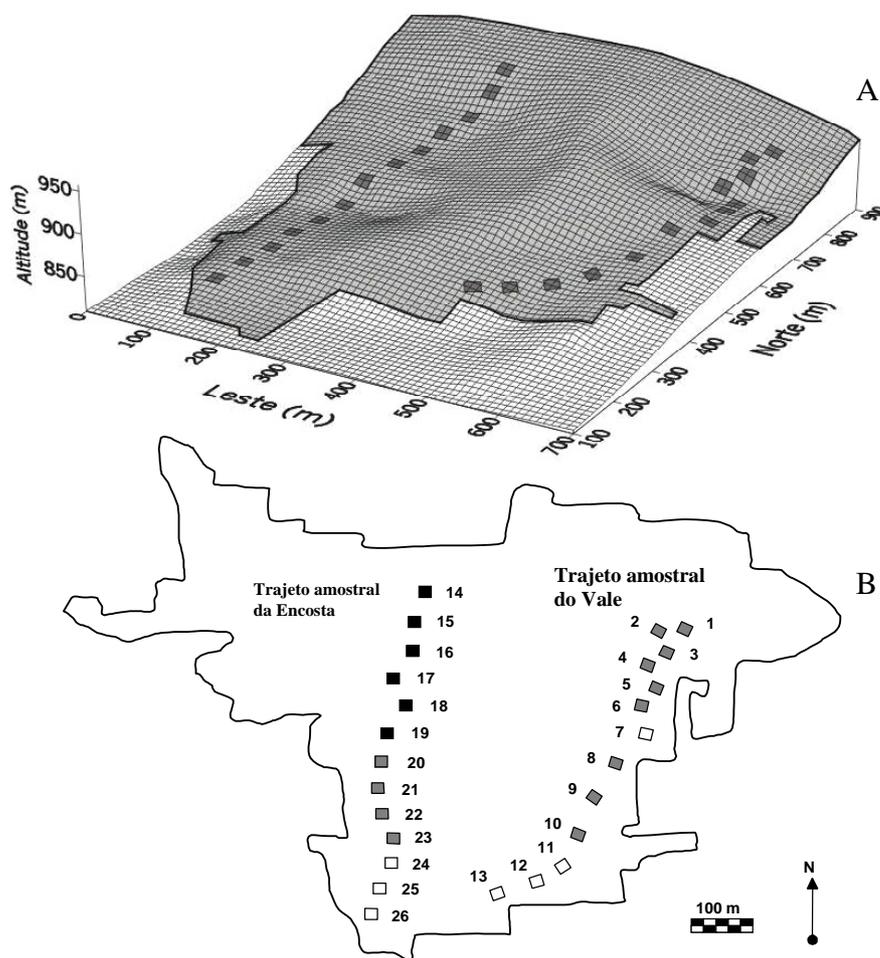


Figura 1. Grade de superfície (A) e mapa (B) do fragmento florestal da Mata do Coqueiro, Ibituruna, MG, Brasil, mostrando o relevo e a distribuição das 26 parcelas de 20×20 m nos dois trajetos do inventário de 2001, além da classificação dos solos. Classes de solo: ■ = Neossolos Litólicos; ■ = Cambissolos Háplicos; □ = Argissolos Vermelhos

Encosta, sendo as parcelas espaçadas a intervalos de 30 m de forma a serem distribuídas uniformemente no mesmo trajeto. É importante salientar que a diferença na forma das parcelas entre os inventários de 1997 e 2001 resultou da necessidade de se ajustar o segundo deles ao protocolo de inventários de 20 fragmentos realizados para atender aos objetivos maiores do projeto PROBIO. O segundo trajeto amostral foi disposto no lado leste do fragmento, em paralelo ao curso d'água que limita o fragmento. Esse setor do fragmento, doravante denominado Vale, coincide com a propagação máxima do grande incêndio de 1999.

Avaliação do impacto do fogo – As parcelas do inventário de 2001, na Encosta e no Vale, foram instaladas em janeiro/2000, quando os sinais do incêndio eram ainda bem evidentes, na forma de cinzas, carvão e cascas carbonizadas. Desta forma, pôde ser constatado que apenas três das 13 parcelas da Encosta não foram atingidas pelo fogo em 1999, por estarem situadas em manchas não queimadas, e sete das 13 parcelas do Vale foram atingidas em cerca de metade de sua área; as demais parcelas foram totalmente atingidas pelo incêndio, mas com severidade variável. Para avaliação da severidade com que o fogo atingiu cada parcela, foi criada uma variável denominada Índice de Dano por Fogo (IDF) e constituída de uma escala variando de 0 a 5. Foi preferido o conceito de severidade do que o de intensidade do fogo devido à sua melhor correlação com os impactos às plantas (Cochrane 2003). Os critérios para atribuição das notas da escala foram os mesmos adotados por Nascimento *et al.* (2000) para avaliar o índice de dano de incêndios florestais em Roraima, sendo consideradas as seguintes características: exposição do solo pela queima da serrapilheira; altura máxima atingida pelo fogo registrada no córtex das árvores; intensidade de desfolhamento da vegetação. Assim, o IDF foi definido como: 0 - ausência de fogo; 1 - baixa severidade: sinais leves de passagem de fogo, apenas na serrapilheira; 2 - severidade fraca: queima leve da serrapilheira (<10%), sinais de fogo nos troncos até 20 cm alt., desfolhamento até 0,5 m do solo; 3 - severidade moderada: queima moderada da serrapilheira (10-30%), sinais de fogo nos troncos até 50 cm, desfolhamento até 1,5 m do solo; 4 - severo: queima intensa da serrapilheira (30-70%), sinais de fogo nos troncos até 1 m alt., desfolhamento até 3 m do solo; 5 - muito severo: exposição de mais de 70% do solo, sinais de fogo nos troncos > 1 m alt., desfolhamento > 3 m do solo. O IDF foi atribuído para cada parcela cinco meses após o incêndio e sempre pelo mesmo

membro da equipe. Para as parcelas queimadas pela metade no Vale, foram atribuídos índices para cada metade e calculada a média aritmética.

Variáveis do ambiente físico – Foram obtidas, para cada parcela dos inventários de 2001, variáveis ambientais relacionadas às propriedades químicas e texturais dos solos, à topografia do terreno e aos efeitos das bordas do fragmento com o propósito de captar suas correlações com a severidade do incêndio.

Os solos das parcelas foram classificados segundo o sistema da EMBRAPA (1999) até o nível de subgrupo (4º nível categórico). Foram também coletadas amostras simples de 0,5 L de solo no centro de cada parcela e a uma profundidade de 0-20 cm, as quais foram levadas para análises químicas e texturais no Laboratório de Análise de Solos da UFLA. Foram obtidas as seguintes variáveis: pH em água; teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e alumínio (Al); saturação por bases (V), matéria orgânica (MO) e proporções de areia, silte e argila. Os procedimentos de laboratório seguiram o protocolo da EMBRAPA (1997).

O levantamento topográfico foi realizado com auxílio de hipsômetro Blume-Leiss e trena, em trajetos percorridos entre parcelas e dentro delas. De posse das cotas dos vértices das parcelas e seguindo metodologia descrita por van den Berg & Oliveira-Filho (1999), foram calculadas duas variáveis topográficas por parcela: a) cota média, obtida a partir das médias dos quatro vértices, e b) desnível, obtido da diferença entre as cotas máxima e mínima dos quatro vértices.

Foi extraída do mapa do fragmento uma variável, denominada 'efeito borda', para expressar a influência das bordas do fragmento sobre as parcelas amostrais. Para este fim foi reproduzida a metodologia empregada por Espírito-Santo *et al.* (2002) e Souza *et al.* (2003), que consiste em obter o comprimento linear do contorno do fragmento, medido entre dois (ou mais) pontos de interseção com um círculo, cujo raio tem origem no centro da parcela. O comprimento do raio representaria o raio de ação máxima do efeito borda sobre a comunidade arbórea, e foi fixado em 100 m, seguindo os mesmos autores.

Análise dos dados – Foi realizada a descrição quantitativa da comunidade arbórea na Encosta, em 1997 e 2001, e no Vale, em 2001, a partir da obtenção, para cada espécie, da estimativa dos parâmetros quantitativos densidade absoluta, dominância absoluta (expressa pela área basal) e valor de cobertura (VC),

este último obtido da soma dos valores relativos de densidade e dominância (Rodrigues 1988). Os três inventários foram comparados quanto aos parâmetros quantitativos das espécies mais abundantes.

Testes de *t* de Student foram empregados para comparar os dois inventários na Encosta (1997 e 2001) e os dois inventários de 2001 (Encosta e Vale) para as médias nas parcelas das seguintes características estruturais: densidade e área basal de árvores vivas e mortas por hectare e diâmetros e alturas médios das árvores vivas nas parcelas. Os pressupostos de populações independentes, normais e com variâncias iguais foram deliberadamente assumidos para realizar os testes de *t*, pois, de acordo com Zar (1996), “o pesquisador na área biológica não pode (...) ter sempre certeza de que estes pressupostos são corretos. Felizmente, muitos estudos têm mostrado que os teste de *t* é robusto o bastante para suportar consideráveis desvios de suas premissas teóricas”. Foram feitas também distribuições da densidade de árvores vivas e mortas por classes de diâmetro e de árvores vivas por classes de altura para os três inventários. Foram empregados intervalos de classe, com amplitudes crescentes, para compensar o forte decréscimo da densidade nas classes de tamanho maiores, seguindo Oliveira-Filho *et al.* (2001) e Botrel *et al.* (2002). O teste de qui-quadrado (Zar 1996) foi aplicado para comparar as frequências por classe de diâmetro (árvores vivas e mortas) e altura (árvores vivas) observadas na Encosta em 2001 com as frequências esperadas a partir das distribuições observadas em 1997.

A diversidade de espécies foi comparada entre os três inventários por meio do índice de diversidade de Shannon (*H'*) e da equabilidade de Pielou (*J'*) (Brower & Zar 1984). Os índices de Shannon foram comparados pelo teste de *t* de Hutcheson (Zar 1996) entre os dois inventários na Encosta (1997 e 2001) e os dois inventários de 2001 (Encosta e Vale). Foram calculados coeficientes de correlação de Spearman (Zar 1996) entre

o IDF e as variáveis estruturais da comunidade arbórea (envolvendo árvores vivas e mortas), as variáveis topográficas e edáficas, o fator borda e a riqueza de espécies por parcela de 400m².

Resultados

Estrutura – Foram registrados, no inventário da Encosta, em 1997, 545 indivíduos vivos e 48 indivíduos mortos em pé no interior das 15 parcelas (0,375 ha). No inventário de 2001, foram registrados 567 indivíduos vivos e 71 indivíduos mortos em pé nas 13 parcelas do Vale (0,52 ha) e 441 indivíduos vivos e 220 indivíduos mortos em pé nas 13 parcelas da Encosta. Os três inventários diferiram significativamente na maioria das características estruturais (Tab. 1). A densidade de árvores vivas, em 2001, foi maior no Vale que na Encosta ($t = 2,353$, $P = 0,0271$), enquanto o inverso ocorreu com a densidade de árvores mortas ($t = 4,384$, $P = 0,0002$). Não foram encontradas diferenças entre as áreas basais de árvores vivas ($t = 1,332$, $P = 0,1953$), mas a área basal de árvores mortas foi maior na Encosta ($t = 4,553$, $P = 0,0001$). O diâmetro e a altura médios de árvores vivas nas parcelas foram maiores na Encosta ($t = 2,101$, $P = 0,049$ e $t = 2,457$, $P = 0,021$, respectivamente). A densidade por hectare das árvores vivas na Encosta foi menor na amostra de 2001 que na de 1997 ($t = 4,618$, $P = 0,0001$) e a de árvores mortas foi maior na amostra de 2001 que na de 1997 ($t = 4,790$, $P = 0,0001$). Não houve diferença entre os anos para área basal de árvores vivas por hectare ($t = 0,443$, $P = 0,6613$), mas para árvores mortas, a área basal foi maior em 2001 que em 1997 ($t = 3,089$, $P = 0,0049$). O diâmetro e altura médios de árvores vivas nas parcelas foram maiores na amostra de 2001 que na de 1997 ($t = 2,046$, $P = 0,049$ e $t = 2,280$, $P = 0,031$, respectivamente).

Tabela 1. Variáveis da estrutura da comunidade arbórea nas parcelas empregadas para amostrar a Mata do Coqueiro, Ibituruna, MG, Brasil. Os valores são médias \pm desvios padrão nos três inventários: Encosta 1997 (15 parcelas de 5 \times 50 m), Encosta 2001 (13 parcelas de 20 \times 20 m) e Vale 2001 (13 parcelas de 20 \times 20 m).

Variáveis	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001
Densidade de árvores vivas (ind ha ⁻¹)	1.453 \pm 394	848 \pm 280	1.090 \pm 244
Densidade de árvores mortas (ind ha ⁻¹)	128 \pm 100	423 \pm 213	158 \pm 114
Área basal de árvores vivas (m ² .ha ⁻¹)	37,30 \pm 21,24	21,42 \pm 8,28	25,29 \pm 6,40
Área basal de árvores mortas (m ² .ha ⁻¹)	3,18 \pm 3,03	4,14 \pm 1,78	3,58 \pm 2,73
Diâmetro médio de árvores vivas (cm)	13,7 \pm 2,4	15,2 \pm 1,4	14,0 \pm 1,8
Altura média de árvores vivas (m)	9,4 \pm 1,3	10,4 \pm 1,3	9,2 \pm 1,2

Houve diferenças acentuadas entre os três inventários na distribuição da densidade de árvores vivas e mortas por classes de diâmetro e de árvores vivas por classes de altura (Fig. 2). Em diâmetro de árvores vivas, a Encosta em 1997 teve maior densidade em todas as classes de DAP < 33 cm, particularmente na menor delas (5 a 9 cm). Nessa mesma classe, foi observada também menor densidade de árvores na Encosta que no Vale, em 2001. Em diâmetro de árvores mortas, destacou-se a maior densidade de classes de DAP menores (< 17 cm) na Encosta em 2001. Nessas mesmas classes, a Encosta apresentou maior densidade que o Vale, em 2001. Nas distribuições por classes de altura de árvores vivas, destacou-se a maior densidade na classe de 5 a 10 m para a Encosta em 1997. As frequências observadas nas classes de diâmetro e altura na Encosta em 2001 diferiram das frequências esperadas a partir da projeção dos valores da Encosta em 1997 (Tab. 2). Entre as árvores vivas, foi registrada frequência de indivíduos menor que a esperada na classe de diâmetros inferior (5 a 9 cm) e frequências maiores que as esperadas nas três classes superiores (> 9 a 65 cm). Entre as árvores mortas, ocorreu o oposto: frequência de indivíduos maior que a esperada na classe inferior e menores que as esperadas nas três classes superiores. Nas classes de altura, as frequências observadas foram inferiores às esperadas nas duas classes inferiores (0 a 5 e > 5 a 10 m) e superiores às esperadas nas duas classes superiores. Estes resultados indicam que o fogo reduziu por mortalidade a densidade e área basal das árvores e que esta redução afetou mais fortemente as árvores menores.

Nas 26 parcelas dos dois inventários de 2001 (Encosta mais Vale), as variáveis estruturais com correlações significativas e positivas com o IDF (índice de dano por fogo) foram percentagem do número de árvores mortas ($R_s = 0,4012$, $P = 0,042$) e percentagem de área basal de árvores mortas ($R_s = 0,4817$, $P = 0,042$). As seguintes variáveis não foram correlações significativamente com o IDF: número de árvores vivas ($R_s = -0,3550$, $P = 0,075$), número de árvores mortas ($R_s = 0,2846$, $P = 0,160$), área basal de árvores vivas ($R_s = -0,3000$, $P = 0,136$) e área basal de árvores mortas ($R_s = 0,361$, $P = 0,070$). Estes resultados indicam que a severidade do fogo se refletiu mais nas proporções de árvores mortas que em quantidades absolutas.

Composição florística e diversidade de espécies – Nos três inventários da comunidade arbórea, foram contabilizadas 169 espécies, 118 gêneros e 53 famílias

de angiospermas (Tab. 3). A família Fabaceae (Leguminosae) destacou-se pela maior riqueza, com 24 espécies, representando 34% do total registrado. Em segundo lugar, a família Myrtaceae apresentou 18 espécies, seguida de Lauraceae, com 17 espécies. Outras famílias que contribuíram com um número

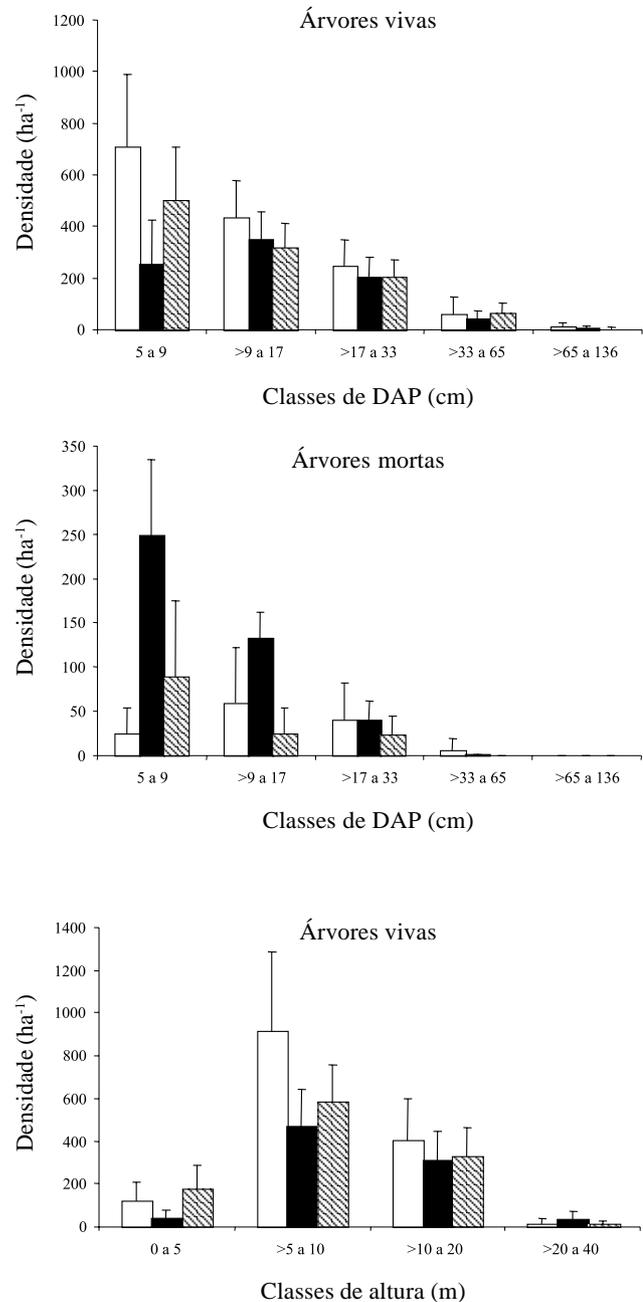


Figura 2. Distribuição em classes de diâmetro (árvores vivas e mortas) e de altura (árvores vivas) da densidade de árvores com DAP ≥ 5 cm nos inventários conduzidos na Encosta em 1997, Encosta em 2001 e Vale em 2001, Mata do Coqueiro, Ibituruna, MG, Brasil. As barras são médias e as linhas são médias mais desvios padrão de, respectivamente, $N = 15$, 13 e 13 parcelas. □ = Encosta 1997; ■ = Encosta 2001; ▨ = Vale 2001.

Tabela 2. Distribuições de frequência por classes de diâmetro (DAP) das árvores vivas e mortas e por classes de altura das árvores vivas inventariadas em 1997 e 2001 no setor Encosta da Mata do Coqueiro, Ibituruna, MG, Brasil. Os valores esperados para o inventário de 2001 são baseados nas distribuições de 1997 e foram utilizados em testes de qui-quadrado.

Classes de diâmetro ou altura		Inventário 1997	Inventário 2001	Frequência esperada	χ^2	<i>P</i>
Classes de diâmetro (cm) Árvores vivas	5 a 9	265	131	214,4	65,8	< 10 ⁻⁶
	>9 a 17	162	181	131,1		
	>17 a 33	92	106	74,4		
	>33 a 65	22	21	17,8		
	>65 a 136	4	2	3,2		
	Total	545	441	441		
Classes de diâmetro (cm) Árvores mortas	5 a 9	9	129	41,2	237,2	< 10 ⁻⁶
	>9 a 17	22	69	100,8		
	>17 a 33	15	21	68,8		
	>33 a 65	2	1	9,2		
	>65 a 136	-	-	-		
	Total	48	220	220		
Classes de altura (m) Árvores vivas	0 a 5	44	20	35,6	59,1	< 10 ⁻⁶
	>5 a 10	344	243	278,4		
	>10 a 20	152	162	123,0		
	>20 a 40	5	16	4,0		
	Total	545	441	441		

maior de espécies foram: Meliaceae, com nove, Malvaceae, com oito, e Rubiaceae, Annonaceae e Euphorbiaceae, com seis.

Os 545, 441 e 567 indivíduos inventariados na Encosta em 1997, Encosta em 2001 e Vale em 2001 pertencem a 92, 107 e 116 espécies, respectivamente. Os três inventários diferiram quanto à diversidade de espécies. Nas comparações entre os dois inventários realizados na Encosta, os índices de diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou foram maiores em 2001 ($H' = 4,234 \text{ nats.ind}^{-1}$, $J = 0,904$) que em 1997 ($H' = 3,953 \text{ nats.ind}^{-1}$, $J = 0,872$), sendo esta diferença significativa no caso de H' ($t = 4,19$; $P < 0,001$). Estes resultados indicam um aumento na diversidade de espécies após o fogo. Nas comparações entre os dois inventários realizados em 2001, o índice de diversidade de Shannon (H') do Vale ($H' = 4,131 \text{ nats.ind}^{-1}$) não diferiu do valor da Encosta ($t = 1,35$, $P > 0,10$) e a equabilidade de Pielou foi menor no Vale ($J = 0,864$) que na Encosta. Não foi encontrada correlação significativa entre a densidade de espécies por parcelas e o IDF ($R_s = -0,335$, $P = 0,075$).

Padrões de abundância das espécies – Os inventários de 1997 e 2001 na Encosta compartilharam sete das dez espécies de maior valor de cobertura (VC) em cada um deles e o inventário do Vale acrescentou a

este lote apenas três espécies entre suas 10 de maior VC (Tab. 4), demonstrando que os três inventários foram realizados em comunidades semelhantes em termos de espécies mais abundantes. A comparação dos valores absolutos de densidade e dominância (área basal) por hectare entre os dois inventários realizados na Encosta revelou que, das 10 espécies com maior VC, nove apresentaram valores menores em 2001 que em 1997 (Tab. 3). *Copaifera langsdorffii* foi a única exceção e apenas para dominância. Este fato indica que, em geral, as a densidade e dominância absolutas das espécies mais abundantes na Encosta reduziram após o fogo, embora alterando a posição relativa dos VCs (Tab. 4). Sete das 10 espécies de maior VC em 1997 registraram valor menor em 2001: *Luehea divaricata*, *Piptadenia gonoacantha*, *Sebastiania commersoniana*, *Cupania vernalis*, *Acacia polyphylla*, *Prunus myrtifolia* e *Matayba guianensis*. Seis das dez espécies de maior VC em 2001 registraram valores menores em 1997: *Copaifera langsdorffii*, *Machaerium villosum*, *M. nictitans*, *Cariniana estrellensis*, *Croton floribundus* e *Lonchocarpus cultratus*. A comparação dos dois grupos revela que as quatro espécies de menor altura na maturidade (*Sebastiania commersoniana*, *Cupania vernalis*, *Prunus myrtifolia* e *Matayba guianensis*) encontram-se todas no primeiro grupo,

Tabela 3. Espécies arbóreas registradas na Mata do Coqueiro, Ibituruna, MG, Brasil, dispostas em ordem alfabética de famílias botânicas e acompanhadas de seus respectivos parâmetros quantitativos (DA = densidade absoluta, DoA = dominância absoluta) obtidos nos três inventários: Encosta 1997 (15 parcelas de 5×50 m), Encosta 2001 (13 parcelas de 20×20 m) e Vale 2001 (13 parcelas de 20×20 m).

Família/Espécie	DA (ind.s ha ⁻¹)			DoA (m ² ha ⁻¹)		
	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001
ANACARDIACEAE						
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engler	2,67	1,92	1,92	0,15	0,07	0,14
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	–	15,38	–	–	0,30	–
<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	–	3,85	1,92	–	0,02	0,02
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) Mitchell	32,00	17,31	19,23	0,42	0,21	0,18
ANNONACEAE						
<i>Annona cacans</i> Warm.	2,67	3,85	7,69	0,01	0,27	0,81
<i>Duguetia lanceolata</i> A. St.-Hil.	18,67	1,92	5,77	0,14	0,01	0,14
<i>Guatteria australis</i> A. St.-Hil.	–	1,92	5,77	–	0,01	0,06
<i>Rollinia dolabripetala</i>	–	9,62	17,31	–	0,25	0,26
<i>Rollinia laurifolia</i> Schtdl.	24,00	1,92	15,38	0,41	0,08	0,58
<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.	29,33	–	1,92	0,29	–	0,02
APOCYNACEAE						
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg.	5,33	7,69	–	0,12	0,20	–
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	–	–	5,77	–	–	0,17
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	–	–	1,92	–	–	0,02
ARALIACEAE						
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne & Planchon	4	3,85	17,31	0,46	0,04	0,27
<i>Schefflera morototoni</i> (Aublet) Maguire, Steyererm. & D. Frodin	2,67	–	–	0,10	–	–
ARECACEAE						
<i>Syagrus oleracea</i> (Mart.) Becc.	–	–	1,92	–	–	0,05
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	8,00	5,77	5,77	0,16	0,21	0,09
ASTERACEAE						
<i>Vernonanthura diffusa</i> (Less.) H. Robinson	–	–	1,92	–	–	0,01
BIGNONIACEAE						
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	5,33	–	–	0,10	–	–
BURSERACEAE						
<i>Protium widgrenii</i> Engler	5,33	3,85	3,85	0,02	0,01	0,01
CANNABACEAE						
<i>Celtis pubescens</i> Sprengel	5,33	1,92	–	0,01	0,01	–
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	2,67	–	1,92	0,03	–	0,01
CARDIOPTERIDACEAE						
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard	–	9,62	11,54	–	0,04	0,11
CELASTRACEAE						
<i>Maytenus aquifolia</i> Mart.	42,67	1,92	13,46	0,19	0,03	0,11
CLETHRACEAE						
<i>Clethra scabra</i> Pers.	–	1,92	–	–	0,03	–
CLUSIACEAE						
<i>Clusia criuva</i> Cambess.	2,67	–	–	0,09	–	–
CONNARACEAE						
<i>Connarus regnellii</i> G. Schellenb.	–	–	11,54	–	–	0,14
EBENACEAE						
<i>Diospyros inconstans</i> Jacquin	–	–	3,85	–	–	0,10
EUPHORBIACEAE						
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	–	1,92	–	–	0,04	–
<i>Croton floribundus</i> Sprengel	8,00	30,77	3,85	0,41	0,89	0,22
<i>Croton verrucosus</i> Radcl.-Sm. & Govaerts	–	3,85	–	–	0,12	–
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp.	–	1,92	11,54	–	0,01	0,04
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	–	3,85	–	–	0,10	–
<i>Sebastiania comersoniana</i> (Baillon) Smith & Dowds	101,33	46,15	136,54	1,43	0,48	0,75

continua

Tabela 3 (continuação)

Famílias/Espécies	DA (indivíduos ha ⁻¹)			DoA (m ² ha ⁻¹)		
	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001
FABACEAE						
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	42,67	13,46	25,00	1,17	0,18	0,92
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	29,33	9,62	23,08	0,52	0,28	0,44
<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	5,33	–	5,77	0,02	–	0,04
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bongard) Steudel	2,67	–	1,92	0,03	–	–
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad.	–	–	1,92	–	–	0,38
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	26,67	26,92	9,62	1,32	2,08	0,48
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	–	1,92	–	–	0,02	–
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	–	1,92	–	–	0,03	–
<i>Inga marginata</i> Willd.	13,33	13,46	3,85	0,14	0,09	0,01
<i>Inga striata</i> Benth.	–	–	13,46	–	–	0,27
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & Grimes	–	–	3,85	–	–	0,02
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Az. Tozzi & H.C. Lima	5,33	13,46	3,85	0,15	0,83	0,02
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	13,33	21,15	1,92	0,23	0,44	0,01
<i>Machaerium lanceolatum</i> (Vell.) Macbr.	–	1,92	1,92	–	0,01	0,03
<i>Machaerium nictitans</i> (Vell.) Benth.	26,67	19,23	17,31	1,16	1,85	1,36
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	29,33	7,69	5–	0,38	0,17	1,24
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	34,67	26,92	21,15	1,36	0,89	0,98
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	–	7,69	5,77	–	0,05	0,03
<i>Peltophorum dubium</i> (Sprengel) Taub.	–	5,77	–	–	0,07	–
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	125,33	17,31	5,77	2,99	0,94	0,27
<i>Platycamus regnellii</i> Benth.	13,33	9,62	44,23	0,32	0,28	3,00
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	5,33	3,85	1,92	0,12	0,03	0,05
<i>Senna macranthera</i> (Collad.) Irwin & Barneby	8,00	1,92	–	0,06	0,02	–
<i>Senna multijuga</i> (L.C. Rich.) Irwin & Barneby	–	–	1,92	–	–	0,04
HYPERICACEAE						
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	2,67	1,92	–	0,02	0,02	–
LACISTEMATAACEAE						
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	–	–	1,92	–	–	0,01
LAMIACEAE						
<i>Vitex cymosa</i> Bert.	–	–	1,92	–	–	–
LAURACEAE						
<i>Aniba firmula</i> (Nees & Mart.) Mez	–	–	1,92	–	–	0,16
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Vattimo-Gil	–	–	1,92	–	–	0,05
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	5,33	1,92	3,85	0,11	0,01	0,02
<i>Endlicheria paniculata</i> (Sprengel) Macbr.	–	–	3,85	–	–	0,09
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	2,67	–	–	0,01	–	–
<i>Nectandra megapotamica</i> (Sprengel) Mez	–	1,92	–	–	0,01	–
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	–	3,85	7,69	–	0,07	0,14
<i>Ocotea acutifolia</i> (Nees) Mez	2,67	–	–	0,02	–	–
<i>Ocotea brachybotra</i> (Meisner) Mez	–	–	1,92	–	–	–
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisner) Mez	5,33	13,46	13,46	0,03	0,12	0,20
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisner) Mez	10,67	1,92	–	0,15	0,30	–
<i>Ocotea elegans</i> Mez	–	1,92	3,85	–	0,03	0,12
<i>Ocotea laxa</i> (Nees) Mez	5,33	–	–	0,02	–	–
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	–	1,92	3,85	–	0,03	0,05
<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	–	–	1,92	–	–	0,02
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	–	3,85	25,00	–	0,12	2,48
<i>Persea pyriformis</i> Nees	5,33	–	–	0,97	–	–
LECYTHIDACEAE						
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	8,00	5,77	9,62	0,25	1,99	1,13
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	2,67	7,69	–	1,74	0,05	–
LOGANIACEAE						
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Sprengel) Mart.	–	5,77	1,92	–	0,03	0,01

continua

Tabela 3 (continuação)

Famílias/Espécies	DA (indivíduos ha ⁻¹)			DoA (m ² ha ⁻¹)		
	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001
LYTHRACEAE						
<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	2,67	–	–	0,02	–	–
MAGNOLIACEAE						
<i>Talauma ovata</i> A. St.-Hil.	–	–	1,92	–	–	0,01
MALPIGHIACEAE						
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	2,67	15,38	3,85	0,02	0,38	0,02
MALVACEAE						
<i>Helicteres ovata</i> Lam.	–	–	3,85	–	–	0,01
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil., Juss. & Cambess.) Ravenna	–	1,92	1,92	–	0,14	0,02
<i>Eriotheca candolleana</i> (K. Schum.) A. Robyns	–	–	1,92	–	–	0,01
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	29,33	13,46	9,62	0,91	0,40	0,40
<i>Luehea candicans</i> Mart.	–	1,92	–	–	0,13	–
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	72,00	28,85	32,69	9,20	1,35	1,00
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	–	1,92	–	–	0,03	–
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A. Robyns	–	1,92	–	–	–	–
MELASTOMATACEAE						
<i>Miconia argyrophylla</i> DC.	2,67	–	–	0,01	–	–
<i>Miconia trianae</i> Cogn.	–	1,92	–	–	0,01	–
MELIACEAE						
<i>Cabrarea canjerana</i> (Vell.) Mart.	2,67	–	9,62	0,43	–	0,57
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	26,67	9,62	9,62	1,11	0,32	0,51
<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer	8,00	–	–	0,03	–	–
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	2,67	5,77	9,62	0,03	0,03	0,04
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	–	–	11,54	–	–	0,06
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C. DC.	–	–	1,92	–	–	0,01
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	–	–	1,92	–	–	0,02
<i>Trichilia pallens</i> C. DC.	–	21,15	21,15	–	0,11	0,12
<i>Trichilia pallida</i> Swartz	5,33	1,92	9,62	0,02	0,01	0,03
MONIMIACEAE						
<i>Mollinedia widgrenii</i> A. DC.	18,67	3,85	28,85	0,24	0,02	0,41
MORACEAE						
<i>Ficus insipida</i> Willd.	–	–	1,92	–	–	0,01
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don.	8,00	1,92	3,85	0,35	0,06	0,25
MYRSINACEAE						
<i>Myrsine coriacea</i> (Swartz) Roem. & Schultz.	–	–	1,92	–	–	0,02
<i>Stylogyne ambigua</i> (Mart.) Mez	–	3,85	1,92	–	0,02	–
MYRTACEAE						
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	–	1,92	–	–	0,01	–
<i>Calycorectes acutatus</i> (Miq.) Toledo	–	21,15	11,54	–	0,23	0,12
<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg	8,00	–	–	0,04	–	–
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O. Berg	5,33	–	1,92	0,15	–	0,03
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	–	–	3,85	–	–	0,05
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	–	–	1,92	–	–	0,02
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	8,00	–	–	0,06	–	–
<i>Eugenia florida</i> DC.	24,00	15,38	13,46	0,17	0,33	0,21
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	–	1,92	9,62	–	0,01	0,24
<i>Eugenia</i> sp. (nova)	–	3,85	1,92	–	0,01	0,01
<i>Gomidesia hebeptala</i> (DC.) O. Berg.	2,67	1,92	5,77	0,01	–	0,02
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	–	1,92	–	–	0,02	–
<i>Myrcia splendens</i> (Swartz.) DC.	21,33	–	3,84	0,14	–	0,06
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aublet) DC.	5,33	–	3,85	0,02	–	0,05
<i>Myrcia venulosa</i> DC.	5,33	–	–	0,03	–	–
<i>Myrciaria floribunda</i> (West) O. Berg	–	1,92	3,85	–	0,01	0,01
<i>Psidium guineense</i> Swartz	–	–	1,92	–	–	0,18
<i>Psidium rufum</i> Mart.	2,67	1,92	–	0,02	0,01	–

continua

Tabela 3 (continuação)

Famílias/Espécies	DA (indivíduos ha ⁻¹)			DoA (m ² ha ⁻¹)		
	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001
NYCTAGINACEAE						
<i>Guapira graciliflora</i> (Schmidt) Lundell	–	–	1,92	–	–	–
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	–	1,92	–	–	0,03	–
OLACACEAE						
<i>Heisteria silvianii</i> Schwacke	–	1,92	–	–	0,03	–
OPILIACEAE						
<i>Agonandra excelsa</i> Griseb.	2,67	1,92	3,85	0,02	0,02	0,01
PENTAPHYLLACEAE						
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	–	–	1,92	–	–	0,01
PHYLLANTHACEAE						
<i>Hyeronima alchorneoides</i> Fr. Allem.	2,67	–	–	0,04	–	–
PHYTOLACCACEAE						
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	2,67	–	1,92	0,01	–	–
PIPERACEAE						
<i>Piper amalago</i> L.	–	1,92	1,92	–	0,01	–
PROTEACEAE						
<i>Euplassa incana</i> (Klotzsch) Johnston	5,33	–	–	0,61	–	–
<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	–	1,92	3,85	–	0,01	0,05
RHAMNACEAE						
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	–	5,77	–	–	0,08	–
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek	2,67	3,85	3,85	0,01	0,06	0,01
ROSACEAE						
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	56,00	13,46	42,31	0,71	0,15	0,45
RUBIACEAE						
<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K. Schum.	–	9,62	–	–	0,21	–
<i>Amaioua guianensis</i> Aublet	2,67	–	9,62	0,01	–	0,03
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacquin) K. Schum.	42,67	15,38	3,85	0,58	0,20	0,01
<i>Faramea cyanea</i> Müll. Arg.	16,00	–	–	0,76	–	–
<i>Ixora warmingii</i> Müll. Arg.	10,67	3,85	–	0,10	0,01	–
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	8,00	–	5,77	0,02	–	0,01
RUTACEAE						
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A. St.-Hil.) A. Juss.	–	3,85	–	–	0,02	–
<i>Galipea jasminiflora</i> (A. St.-Hil.) Engler	24,00	1,92	7,69	0,13	0,03	0,02
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	13,33	11,54	23,08	0,34	0,12	0,23
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	–	1,92	1,92	–	0,06	0,01
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engler	2,67	–	–	0,01	–	–
SALICACEAE						
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	16,00	5,77	1,92	0,13	0,03	0,02
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	45,33	11,54	13,46	0,37	0,08	0,19
<i>Xylosma ciliatifolium</i> (Clos) Eichler	–	3,85	3,85	–	0,05	0,02
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	2,67	1,92	–	0,02	0,01	–
SAPINDACEAE						
<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil.) Radlk.	10,67	7,69	1,92	0,05	0,07	0,03
<i>Allophylus semidentatus</i> (Miq.) Radlk.	–	3,85	5,77	–	0,01	0,05
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	56,00	30,77	46,15	1,04	0,53	0,75
<i>Matayba guianensis</i> Aublet	37,33	7,69	17,31	0,90	0,14	0,23
SAPOTACEAE						
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engler	16,00	3,85	3,85	0,04	0,02	0,01
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hooker & Arnot) Radlk.	8,00	3,85	–	0,33	0,03	–
SOLANACEAE						
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	2,67	–	–	0,02	–	–
<i>Solanum pseudoquina</i> A. St.-Hil.	–	1,92	–	–	0,07	–

continua

Tabela 3 (continuação)

Famílias/Espécies	DA (indivíduos ha ⁻¹)			DoA (m ² ha ⁻¹)		
	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001
STYRACACEAE						
<i>Styrax camporus</i> Pohl	5,33	32,69	–	0,05	0,34	–
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	10,67	–	1,92	0,05	–	0,01
THYMELAEACEAE						
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	2,67	–	–	0,02	–	–
URTICACEAE						
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	8,00	–	–	0,06	–	–
VERBENACEAE						
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pavón) A. Juss.	5,33	13,46	5,77	0,04	0,19	0,12
VOCHYSIACEAE						
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	–	21,15	3,85	–	0,57	0,16
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	–	11,54	–	–	0,16	–
Total global	1.453,36	848,00	1.090,39	37,30	21,45	25,32

indicando que este fator foi diferencial no impacto do fogo sobre as espécies.

Variáveis do ambiente físico – Não foram encontradas correlações significativas entre o IDF e o fator borda nem entre o IDF e nenhuma das variáveis topográficas e de solo. Portanto, a severidade local do incêndio não apresentou nenhuma correlação clara com as variáveis do ambiente físico, a despeito da significativa heterogeneidade constatada nas unidades amostrais. Três sub-grupos de solos foram identificados nas parcelas (Fig. 1): a) os Neossolos Litólicos Eutróficos

típicos, de textura média a argilosa e fortemente drenados, foram encontrados em seis parcelas (14, 15, 16, 17, 18 e 19), no setor Encosta, onde ocorrem as cotas mais altas do fragmento; b) os CAMBISSOLOS HÁPLICOS Tb Eutróficos lépticos, textura média a arenosa e acentuadamente drenados, foram encontrados em treze parcelas (1 a 6, 8 a 10 e 20 a 23), situadas nos dois setores em cotas intermediárias; e c) os Argissolos Vermelhos Distróficos típicos, de textura média e bem drenados, foram encontrados em sete parcelas (7, 11 a 13 e 24 a 26), sendo encontrados

Tabela 4. Relação das dez espécies arbóreas com valor de cobertura (VC) nos inventários da Mata do Coqueiro, Ibituruna, MG, Brasil realizados na Encosta em 1997, Encosta em 2001 e Vale em 2001. Os dez maiores VCs de cada inventário são salientados pelo seu número de ordem decrescente (parênteses).

Espécie	VC (valor de cobertura)		
	Encosta 1997	Encosta 2001	Vale 2001
<i>Luehea divaricata</i>	29,61 (1)	9,71 (4)	6,93 (7)
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	16,63 (2)	6,41 (8)	1,60
<i>Sebastiania commersoniana</i>	10,80 (3)	7,69 (6)	15,48 (2)
<i>Cupania vernalis</i>	6,62 (4)	6,12 (9)	7,20 (5)
<i>Acacia polyphylla</i>	6,08 (5)	2,43	5,93 (8)
<i>Machaerium villosum</i>	6,03 (6)	7,31 (7)	5,83 (9)
<i>Prunus myrtifolia</i>	5,56 (7)	2,01	4,49
<i>Copaifera langsdorffii</i>	5,36 (8)	12,88 (1)	2,76
<i>Matayba guianensis</i>	4,97 (9)	1,55	0,55
<i>Machaerium nictitans</i>	4,93 (10)	10,88 (2)	6,95 (6)
<i>Cariniana estrellensis</i>	1,21	9,96 (3)	5,32 (10)
<i>Croton floribundus</i>	1,66	7,80 (5)	1,21
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	0,78	5,48 (10)	0,44
<i>Platycyamus regnellii</i>	1,78	2,46	15,90 (1)
<i>Ocotea velutina</i>	–	1,01	12,07 (3)
<i>Machaerium stipitatum</i>	3,03	1,69	9,48 (4)

nas cotas mais baixas do fragmento, com exceção da parcela 7. Para simplificar, os três subgrupos de solos são denominados, a partir desse ponto, de Neossolos Litólicos, Cambissolos Háplicos e Argissolos Vermelhos.

As comparações das variáveis do ambiente físico entre os três subgrupos de solos revelaram algumas diferenças (Tab. 5). Entre as variáveis topográficas, a altitude média refletiu a tendência de distribuição catenária dos solos, com Argissolos Vermelhos na parte baixa, Neossolos Litólicos no alto e Cambissolos Háplicos no meio. O desnível do terreno, no entanto, não diferiu entre os subgrupos de solo. O fator borda foi menor nos Neossolos Litólicos que nos outros dois subgrupos de solos. O caráter eutrófico dos Neossolos Litólicos e Cambissolos Háplicos foi correspondido por teores de Ca, Mg, saturação por bases e pH em H₂O, mais elevados que nos Argissolos Vermelhos, que têm caráter distrófico. Apenas para o K não foi detectada diferença entre os Neossolos Litólicos e Argissolos Vermelhos. Os teores de alumínio seguiram o padrão inverso, sendo maiores nos Argissolos Vermelhos. Não foram encontradas diferenças significativas entre os teores de P dos solos. Os teores de matéria orgânica foram maiores nos Neossolos que nos Cambissolos Háplicos e Argissolos Vermelhos. As proporções de areia e argila diferiram entre os três solos, com o aumento da areia e diminuição da argila, ocorrendo no sentido Neossolos Litólicos-Argissolos Verme-

lhos-Cambissolos Háplicos. As proporções de silte, entretanto, não foram diferentes entre os solos. A despeito de todas estas variações, o IDF não diferiu entre os três subgrupos de solo.

Discussão

Quando se trata de um incêndio florestal, a redução do número de árvores, da biomassa viva e do número de espécies por unidade de área é uma consequência lógica, devido à morte das populações em parte ou no todo. No presente caso, a comparação entre os inventários pré- e pós-fogo na Encosta, indicam reduções líquidas em torno de 42% tanto na densidade como na área basal de árvores com DAP ≥ 5 cm. Ainda que os dois inventários não permitam a avaliação direta da mortalidade por não terem sido realizados em parcelas permanentes, as comparações entre eles revelam contrastes discrepantes que evidenciam perdas líquidas consideráveis na densidade e área basal das árvores, as quais se devem, certamente e em sua maior parte, à mortalidade ocasionada pelo fogo. No presente caso, a perda bruta em árvores pode ter sido ainda maior do que a estimada devido a uma possível compensação parcial pelo recrutamento de novas árvores no tempo decorrido entre o incêndio e o segundo inventário (um ano e meio). O mesmo pode ser dito sobre a biomassa expressa pela área basal, pois o crescimento das árvores sobreviventes pode ter

Tabela 5. Índice de dano por fogo (IDF), fator borda, variáveis topográficas do terreno e variáveis químicas e texturais do solo superficial (0-20 cm de profundidade) nas 26 parcelas empregadas para amostrar a Mata do Coqueiro, Ibituruna, MG, Brasil. Os valores são médias \pm desvios padrão das *N* repetições em cada uma das três classes de solo. Onde as ANOVAs indicaram diferenças significativas entre os três solos, médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes em testes de Tukey-Kramer.

Variáveis	Neossolos Litólicos	Cambissolos Háplicos	Argissolos Vermelhos
	<i>N</i> = 6	<i>N</i> = 13	<i>N</i> = 7
IDF (índice de dano por fogo)	2,3 \pm 1,6	2,0 \pm 1,4	2,4 \pm 1,0
Fator borda (m)	26 \pm 61 b	165 \pm 96 a	154 \pm 88 a
Altitude média (m)	885 \pm 26 a	858 \pm 21 ab	836 \pm 15 b
Desnível (m)	6,7 \pm 3,9	10,0 \pm 4,5	9,7 \pm 4,3
pH em H ₂ O	5,6 \pm 0,5 a	5,6 \pm 0,6 a	4,4 \pm 0,3 b
P - Mehlich (mg/dm ³)	4,5 \pm 6,1	2,7 \pm 2,7	2,2 \pm 0,4
K ⁺ (mg/dm ³)	71 \pm 8 ab	110 \pm 41 a	37 \pm 12 b
Ca ⁺⁺ (cmolc/dm ³)	6,6 \pm 0,2 a	5,2 \pm 2,8 a	1,0 \pm 0,4 b
Mg ⁺⁺ (cmolc/dm ³)	2,8 \pm 1,0 a	2,3 \pm 0,9 a	0,7 \pm 0,4 b
Al ⁺⁺⁺ (cmolc/dm ³)	0,3 \pm 0,4 b	0,2 \pm 0,2 b	2,5 \pm 0,9 a
V-saturação p/bases (%)	67 \pm 14 a	68 \pm 14 a	15 \pm 9 b
Mat. orgânica (dag/kg)	4,7 \pm 1,3 a	3,1 \pm 0,5 b	2,8 \pm 0,2 b
Areia (%)	25 \pm 7 c	52 \pm 11 a	39 \pm 1 bc
Silte (%)	27 \pm 3	20 \pm 7	24 \pm 11
Argila (%)	47 \pm 5	27 \pm 4 c	35 \pm 6 b

compensado em parte as perdas por mortalidade.

As estimativas da proporção de árvores mortas em incêndios de florestas tropicais variam muito e o diâmetro mínimo de inclusão e o tempo de avaliação após o incêndio são variáveis importantes nestas avaliações. Por exemplo, Ivanauskas *et al.* (2003) registraram 24% de mortalidade para árvores com DAP ≥ 15 cm em Gaúcha do Norte, MT; Holdsworth & Uhl (1998) estimaram mortalidades variando entre 38 e 55% para árvores com DAP ≥ 10 cm no intervalo de um mês a um ano e meio após o fogo, em Paragominas, PA; Nascimento *et al.* (2000) registram 10,5% de mortalidade de árvores com DAP ≥ 10 cm apenas dois meses após o fogo em Roraima. Em uma síntese, Cochrane (2003) registrou que o fogo mata 23-44% das árvores com DAP ≥ 10 cm em florestas tropicais no prazo um ano após o incêndio. Utilizando-se o mesmo limite diamétrico do autor, a estimativa das perdas líquidas para a Encosta da Mata do Coqueiro cai de 42% para 20% das árvores, situando o incêndio em questão entre os menos severos. No entanto, isto apenas evidencia o fato de que as árvores menores sofreram um impacto consideravelmente maior, pois a perda líquida estimada para as árvores com DAP entre 5 e 10 cm foi de 60%. Na verdade, já é bem conhecido que a mortalidade de árvores nos incêndios de florestas tropicais é muito maior entre as de menor porte; as maiores são, em geral, mais resistentes ao contato com o fogo (Uhl & Buschbacher 1985; Woods 1989; Holdsworth & Uhl 1998; Cochrane & Schulze 1999; Barbosa & Fearnside 2000; Nascimento *et al.* 2000). A maior sensibilidade de árvores menores aos impactos do fogo também pode se refletir na mortalidade diferencial entre espécies quando estas diferem em suas dimensões médias, conforme já detectado por Ivanauskas *et al.* (2003). O mesmo pôde ser verificado no presente caso entre as espécies mais abundantes e de menor porte (*Sebastiania commersoniana*, *Cupania vernalis*, *Prunus myrtifolia* e *Matayba guianensis*) cuja posição caiu na ordem de abundância relativa entre os dois inventários da Encosta.

As correlações significativas e positivas entre o IDF e as proporções de árvores mortas demonstram que índices dessa natureza podem ser úteis na descrição e avaliação dos impactos de incêndios florestais, conforme já realizado por Nascimento *et al.* (2000) para os incêndios de Roraima. Contudo, deve-se ter uma certa cautela na interpretação dessas proporções como expressão direta da mortalidade por fogo porque uma parte das árvores mortas em pé

podem ter morrido por outros motivos ou mesmo antes do incêndio. Na verdade, o aumento do IDF correspondeu a um aumento das proporções de árvores mortas, o que permite inferir que a mortalidade ocasionada pelo fogo provavelmente também cresceu proporcionalmente.

No setor da Encosta, apesar da redução considerável no número de indivíduos entre os inventários de 1997 e 2001, houve um aumento do número total de espécies. O aumento da riqueza de espécies também se refletiu no aumento dos índices de diversidade de Shannon e equabilidade de Pielou. Segundo Batista & Soares (1997), a riqueza de espécies pode diminuir após incêndios florestais intensos devido aos níveis altos de mortalidade, mas pode, também, aumentar após incêndios moderados juntamente com aumento no número de clareiras. De acordo com Castellani & Stubblebine (1993), a fase inicial de uma sucessão florestal decorrente de uma perturbação por fogo pode favorecer o estabelecimento de espécies de plantas invasoras de pequeno porte e de árvores e arbustos secundários. O processo é complementado pela brotação de troncos e de raízes que resistiram ao fogo. Ocorre ainda a germinação de sementes depositadas na serapilheira antes do incêndio ou trazidas pelos vários agentes de dispersão. Gêneros como *Cecropia*, *Trema*, *Croton*, *Solanum* e *Piper* encontrados no presente estudo, sobretudo nas parcelas mais queimadas, são reconhecidos pela predominância de espécies arbóreas pioneiras, na sucessão secundária de florestas tropicais (Gómez-Pompa 1971; Whitmore 1975; Castellani & Stubblebine 1993). Na Mata do Coqueiro, indivíduos jovens de espécies desses gêneros foram observados sobretudo nas parcelas mais danificadas pelo fogo, provavelmente como parte do processo inicial de regeneração pós-fogo. Portanto, o aumento do número de espécies registrado no presente caso é, provavelmente, explicado pela colonização das áreas perturbadas pelo fogo por espécies pioneiras. É possível que, com o decorrer do processo de sucessão, ocorra uma redução do número de espécies pioneiras, como observado por Uhl & Jordan (1984).

A rebrota após a perturbação antrópica ou natural é reconhecida como uma estratégia de estabelecimento de diferentes espécies e mecanismo comum na dinâmica natural de regeneração (Whitmore 1989, Kinsman 1990). Castellani & Stubblebine (1993) afirmaram que espécies como *Machaerium stipitatum*, que apresentam rebrota a partir de gemas radiculares, e

outras, como *Galipea jasminiflora*, *Metrodorea stipularis*, *Seguiera langsdorffii*, *Zanthoxylum* spp. e *Piper amalago*, que apresentam rebrota a partir do tronco, podem indicar um outro padrão de restauração da comunidade arbórea no fragmento, paralelo ao das espécies pioneiras. Todas essas espécies foram também observadas com vigorosa rebrota na Mata do Coqueiro, além de outras não relacionadas pelos autores, como *Sebastiania commersoniana*, *Machaerium nictitans*, *Piptadenia gonoacantha* e *Platycomium regnellii*. Muitas vezes, as rebrotas foram observadas a partir da base dos troncos das árvores. Também foi observado um aumento da biomassa de lianas, sobretudo nas parcelas mais danificadas. Muitas vezes, as lianas apresentam vigorosas rebrotas após o fogo e são favorecidas pelo aumento de luz (Castellani & Stubblebine 1993).

Apesar da diferenciação entre as três classes de solo em termos de suas propriedades químicas e texturais, e das variações topográficas e de exposição à borda do fragmento registradas nas parcelas amostrais, não foram detectadas correlações entre quaisquer destas variáveis e o IDF. De fato, o que se constatou foi uma grande variação local do IDF que, na verdade, não foi correspondida pelas variáveis do ambiente físico, estas também muito heterogêneas. De fato, conforme Cochrane (2003), a propagação do fogo em florestas tropicais é controlada principalmente pela umidade relativa do ambiente, mas a modelagem do comportamento e efeitos do fogo é mais difícil nestas florestas devido à heterogeneidade da composição do material combustível, em termos de capacidade de ignição, combustão e sustentação, que resulta em uma modulação complexa da umidade atmosférica. Esta característica dos fogos em florestas tropicais tornaria ainda mais difícil isolar as correlações entre sua severidade e variáveis do ambiente físico.

Agradecimentos

Agradecemos aos alunos do PPGEF da UFPA Adelson N. Oliveira, Afrânio F. Melo Jr., Cinthia T.V. Rocha, Fernando A.B. Fernandes, Marcelo S. Motta, Márcia C.O. Moura, Marco A. Andrade, Paulo E. Dalanesi, Peter Hargreaves e Yule R.F. Nunes, pelo inestimável auxílio nos trabalhos de campo; aos taxonomistas Haroldo Lima, Jorge Tamashiro, Inês Cordeiro, Maria Lúcia Kawasaki e Lúcia Rossi, pelo atencioso auxílio na identificação do material botânico.

Referências bibliográficas

- APG II. 2003. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG II. **Botanical Journal of the Linnean Society** **141**: 399-436.
- Barbosa, R.I. & Fearnside, P.M. 2000. As lições do fogo: O grande incêndio de Roraima. **Ciência Hoje** **27**: 27-43.
- Batista, A.C. & Soares, R.V. 1997. **Manual de preservação e combate a incêndios florestais**. Curitiba, Fundação de Pesquisas Florestais, FUPF.
- Botrel, R.T.; Oliveira-Filho, A.T.; Rodrigues, L.A. & Curi, N. 2002. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica** **25**: 195-213.
- Brower, J.E. & Zar, J.H. 1984. **Field and laboratory methods for general ecology**. Dubuque, W.M.C. Brow.
- Castellani, T.T. & Stubblebine, W. H. 1993. Sucessão secundária inicial em uma mata tropical mesófila, após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica** **16**: 181-203.
- Cochrane, M.A. 2003. Fire science for rainforests. **Nature** **42**: 913-919.
- Cochrane, M.A. & Schulze, M.D. 1999. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: Effects on forest structure, biomass, and species composition. **Biotropica** **31**: 2-16.
- Coradin, L. 1978. **The grasses of the natural savanna of the Federal Territory of Roraima, Brasil**. Brasília, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, EMBRAPA.
- Coutinho, L.M. 1978. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica** **1**: 17-23.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. Pp. 82-105. In: J.G. Goldammer (ed.). **Fire in the tropical biota - Ecosystem process and global challenge**. (Ecological Studies 84). Berlin, Springer-Verlag.
- EMBRAPA. 1997. **Manual de métodos de análises de solo**. 2. ed., Rio de Janeiro, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Solos.
- EMBRAPA. 1999. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Centro Nacional de Pesquisa de Solos.
- Espírito-Santo, F.D.B.; Oliveira-Filho, A.T.; Machado, E.L.M.; Souza, J.S.; Fontes, M.A.L. & Marques, J.J.G.S.M. 2002. Variáveis ambientais e a distribuição de espécies arbóreas em um remanescente de Floresta Estacional Semidecidual Montana no campus da Universidade Federal de Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica** **16**: 331-356.
- Gomez-Pompa, A. 1971. Posible papel de la vegetación secundaria en la evolución de la flora tropical. **Biotropica** **3**: 125-135.
- Holdsworth, A.R. & Uhl, C. 1998. **O fogo na floresta explorada e o potencial para a redução de incêndios florestais na Amazônia**. (Série Amazônia 14), Belém, IMAZON.
- Ivanauskas, N.M.; Monteiro, R. & Rodrigues, R.R. 2003. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. **Forest Ecology and Management** **184**: 239-250.

- Kinsman, S. 1990. Regeneration by fragmentation in tropical montane forest shrubs. **American Journal of Botany** **77**: 1626-1633.
- Nascimento, M.T.; Felfili, J.M.; Oliveira-Filho, A.T.; Fontes, M.A.L.; França, J.T.; Hay, J.D. & Gribel, R. 2000. Efeitos do fogo nas florestas - as queimadas em Roraima. **Ciência Hoje** **27**: 40-43.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. Pp. 91-120. In: P.S. Oliveira & R.J. Marquis (eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna**. New York, Columbia University Press.
- Oliveira-Filho, A.T.; Curi, N.; Vilela, E.A. & Carvalho, D.A. 2001. Variation in tree community composition and structure with changes in soil properties within a fragment of semideciduous forest in south-eastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany** **58**: 139-158.
- Rodrigues, R. R. 1988. Métodos fitossociológicos mais usados. **Casa da Agricultura** **10**: 20-24
- Souza, J.S.; Espírito-Santo, F.D.B.; Fontes, M.A.L.; Oliveira-Filho, A.T. & Botezelli, L. 2003. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore** **27**: 185-206.
- Uhl, C. & Buschbacher, R.A. 1985. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. **Biotropica** **17**: 265-268.
- Uhl, C. & Jordan, C.F. 1984. Succession and nutrient dynamics following forest cutting and burning in Amazonia. **Ecology** **65**: 1476-1490.
- Uhl, C.; Kauffman, J.B. & Silva, E.D. 1990. Os caminhos do fogo na Amazônia. **Ciência Hoje** **11**: 25-32.
- van den Berg, E. & Oliveira-Filho, A.T. 1999. Spatial partitioning among tree species within an area of tropical montane gallery forest in south-eastern Brazil. **Flora** **194**: 249-266.
- Veloso, H.P.; Rangel Filho, A.L.R. & Lima, J.C.A. 1991. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE.
- Whitmore, T.C. 1975. **Tropical rain forests of the Far East**. Oxford, Clarendon Press.
- Whitmore, T.C. 1989. Canopy gaps and two major groups of forest trees. **Ecology** **70**: 536-538.
- Whitmore, T.C. 1990. **An introduction to tropical rain forests**. Oxford, Oxford University Press.
- Woods, P. 1989. Effects of logging, drought, and fire on structure and composition of tropical forests in Sabah, Malaysia. **Biotropica** **21**: 290-298.
- Zar, J. H. 1996. **Biostatistical analysis**. New Jersey, Prentice-Hall.