ANTÔNIO CARLOS GALVÃO DE MELO

**INCÊNDIO EM FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL: AVALIAÇÃO DE
IMPACTO E ESTUDO DOS PROCESSOS DE REGENERAÇÃO**

Tese apresentada à Escola de Engenharia de São Carlos,
da Universidade de São Paulo, visando a obtenção do
Título de Doutor em Ciências da Engenharia Ambiental

Orientador: Dra. Giselda Durigan

<p>Serviço de Pós-Graduação EESC/USP</p> <p>EXEMPLAR REVISADO</p> <p>Data de entrada no Serviço...<u>20</u>.../<u>08</u>.../<u>07</u>...</p> <p>Ass.:...<u>Maira</u>...</p>

DEDALUS - Acervo - EESC

31100106723

São Carlos – SP

2007

Class.	TESE ✓
Cult.	5336
Tombo	T206/04
Sysno	1610741

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Ficha catalográfica preparada pela Seção de Tratamento
da Informação do Serviço de Biblioteca – EESC/USP

M528i

Melo, Antônio Carlos Galvão

Incêndio em floresta estacional semidecidual :
avaliação de impacto e estudo dos processos de
regeneração / Antônio Carlos Galvão Melo ; orientadora
Giselda Durigan. -- São Carlos, 2007.

Tese (Doutorado-Programa de Pós-Graduação em Ciências
da Engenharia Ambiental e Área de Concentração em
Recuperação de Áreas Degradadas) -- Escola de Engenharia
de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2007.

1. Recuperação de áreas degradadas. 2. Banco de
sementes. 3. Efeitos de borda. 4. Manejo. 5. Recuperação.
6. Sucessão secundária. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Engenheiro ANTÔNIO CARLOS GALVÃO DE MELO

Tese defendida e julgada em 05/07/2007 perante a Comissão Julgadora:

Prof.^a Dr.^a GISELDA DURIGAN (Orientadora)
(Instituto Florestal de São Paulo)

aprovado

Prof. Associado EVALDO LUIZ GATTA ESPINDOLA
(Escola de Engenharia de São Carlos/USP)

APROVADO

Prof. Dr. MARCO ANTONIO DE ASSIS

(Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho"/UNESP-Campus de Rio Claro)

aprovado

Dr.^a NATALIA MACEDO IVANAUSKAS
(Instituto Florestal de São Paulo)

APROVADO

Prof. Dr. OSMAR CAVASSAN

(Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho"/UNESP-Campus de Bauru)

aprovado

Prof. Titular MARCELO PEREIRA DE SOUZA
Coordenador do Programa de Pós-Graduação
em Ciências da Engenharia Ambiental

Prof. Associado GERALDO ROBERTO MARTINS DA COSTA
Presidente da Comissão da Pós-Graduação da EESC

DEDICATÓRIA

A Marília, Henrique e Josiane, de novo.

Aos funcionários da Estação Ecológica dos Caetetus, que têm a consciência de que uma Unidade de Conservação não é somente uma área a proteger, mas também um local de produção de conhecimento.

AGRADECIMENTOS

À Doutora Giselda Durigan, paciente orientadora e incansável companheira de trabalho.

A Sérgio Aparecido Esborini, José Roberto Esborini, Maria Célia de Jesus, Bruno Almozara Aranha, Silvana Cristina Pereira Muniz de Souza e Helmut Werner Forster pelo apoio nos trabalhos de campo e no processamento dos dados.

A Wilson Aparecido Contieri, Chefe da Estação Ecológica dos Caetetus, pelo apoio logístico e pelo incentivo nos primeiros momentos deste projeto.

Aos colegas da Floresta Estadual de Assis, que compreenderam minha ausência da rotina de trabalho.

A Renata Udulutsch e a Geraldo Antônio Daher Corrêa Franco pela colaboração na identificação das espécies.

A Maria Tereza Grombone-Guaratini e a Maurício Romero Gorenstein pelas sugestões a respeito das análises estatísticas.

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo — FAPESP, pelo auxílio concedido para a execução do estudo (Linha de Auxílio à Pesquisa - processo 04/07561-6).

Aos amigos Claudete Poianas, Daniela Modna, Eduardo Pinheiro, Márcia Eller, Maria Cristina Heilig e Rita de Cássia Almeida, que em diferentes momentos do meu doutorado facilitaram minhas viagens, o acesso à burocracia e, algumas vezes, me acolheram em suas casas.

RESUMO

MELO, A.C.G. Incêndio em floresta estacional semidecidual: avaliação de impacto e estudo dos processos de regeneração. 2007. 110 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007

Os incêndios estão entre as principais causas da perda de diversidade em florestas tropicais e aparentemente seus impactos são ainda mais intensos em áreas de floresta sob efeito de borda. Com o objetivo de quantificar os danos causados pelo fogo sobre o ecossistema e verificar se a dimensão dos danos e a resiliência do ecossistema estão correlacionados com a distância da borda, foram analisados o banco de sementes e a comunidade vegetal em um trecho de Floresta Estacional Semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. A área experimental compreende dois setores: a floresta queimada, alvo de incêndio acidental e a floresta não queimada adjacente, utilizada como controle. Cada setor foi subdividido em duas faixas de distância da borda da floresta: 0-20m e 20-50m. Para o estudo do banco de sementes foram coletadas amostras nas quatro situações de amostragem, cinco dias após o fogo. Para avaliação dos impactos do incêndio sobre a comunidade vegetal e monitoramento da regeneração dos estratos arbóreo e regenerante na área queimada, foram amostrados cinco transectos de 10x50m sentido borda – interior, avaliados aos seis, 15 e 24 meses após a passagem do fogo. O mesmo desenho amostral foi utilizado na área não queimada, em um único levantamento. Visando verificar se a eliminação de gramíneas invasoras e lianas facilitaria a regeneração da comunidade arbórea, foram instalados cinco transectos adicionais de 10x20 m, perpendiculares à borda, nos quais foram efetuadas quatro operações de retirada de lianas e capins, em um período de 24 meses. No banco de sementes, tanto a densidade quanto o número de espécies foram consideravelmente inferiores na área queimada (97 sementes.m⁻², de 26 espécies) em comparação com a área não queimada (257

sementes.m⁻², de 40 espécies). A avaliação dos impactos na estrutura da floresta revelou que o fogo foi mais intenso na faixa mais externa da borda, em que houve perda de 100% da biomassa arbórea, enquanto na faixa mais interna a perda foi de 89%. Em comparação com a floresta não queimada, a comunidade vegetal na área atingida pelo fogo apresentou 43 espécies a menos aos seis meses, diferença que diminuiu para 14 espécies aos 24 meses. A resiliência, analisada com base na recuperação da biomassa arbórea, é maior na faixa mais interna, devido às espécies pioneiras oriundas de sementes que se desenvolvem rapidamente. A rebrota de árvores atingidas pelo fogo também é maior na faixa mais distante da borda e contribuiu significativamente na recuperação da riqueza. O controle de gramíneas e cipós apresentou efeito benéfico exclusivamente para o estrato arbóreo e apenas na faixa de 0-10m de distância da borda da floresta, proporcionando aumento de área basal, densidade total de plantas e cobertura de copas. Os resultados das operações de manejo indicam que técnicas complementares devem ser aplicadas, visando à facilitação da restauração da floresta após o incêndio. O fogo mostrou-se como elemento de degradação, desde o banco de sementes até o estrato arbóreo. Ainda que a floresta tenha recuperado parte de sua riqueza em dois anos, este processo é lento, caracterizando baixa resiliência, especialmente na faixa mais externa da floresta onde o fogo é ameaça permanente.

Palavras-chave: banco de sementes; efeitos de borda; manejo, recuperação; sucessão secundária.

ABSTRACT

MELO, A.C.G. **Fire in the seasonal semideciduous forest: impact evaluation and regeneration processes.** 2007. 110 f. Thesis (Doctoral) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007

Fire is one of the main factors causing biodiversity losses in tropical forests and such losses are reported to be still more intense in forest edges. With the aim of quantifying the damages by fire on the seasonal semideciduous forest, and verifying whether their extension and the ecosystem resilience are correlated to the border distance or not, we analyzed both the seed bank and the plant community after fire in the forest edge of Caetetus Ecological Station (Gália, São Paulo State, Brazil). The experimental area comprised two sectors: 1) burned area (after an incidental fire in October 2003), and 2) unburned neighboring area (control). Every sector was divided in two strips, according to the distance from the edge: 0-20 m and 20- 50 m. The soil seed bank was surveyed in the four situations described, five days after fire. Plant community structure and regeneration were assessed in five permanent transections (10 x 50 m), installed from the edge to the interior, where plant individuals were measured and identified, at six, 15, 18 and 24 months after fire. The same design was repeated once in the unburned area, for comparison. Additionally, with the aim of verifying the hypothesis that arboreal community regeneration after fire could be improved by controlling lianas and invasive grasses, five managed transections (10x20 m each) were installed, perpendicular to the edge, where grasses and lianas were eliminated four times within a 24 months period. Fire effects on the ecosystem were remarkable. Richness and density of the seed bank after fire (97 seeds.m⁻², 26 species) were considerably lower than in the neighboring unburned forest (257 seeds.m⁻², 40 species), the difference being still larger close to the edge (0-20 m). Forest structure was totally changed, 100% of the arboreal biomass lost in the external strip (0-20 m)

and 89% lost in the internal strip (20-50 m). Six months after fire the burned area had 43 species, less than the unburned forest. Richness has been slowly recovered and, 24 months after fire, that difference had decreased to 14 species. Resilience, analyzed in terms of biomass recovery, is higher in the internal strip (20-50 m from the edge), where pioneer species quickly regenerate from seeds. Sprouting, which has also been more effective in the internal strip, has equally contributed to the richness recovery. Eliminating grasses and lianas favored only arboreal species in the external strip (0-10 m) where their density, basal area and crown cover were slightly higher than in the unmanaged plots. We consider that this technique, alone, can not be recommended to improve the forest restoration after fire. Fire was, though, a very strong degrading agent in the studied forest, almost completely destroying the arboreal biomass, besides the remarkable reduction in species richness in the seed bank and in the arboreal layer as well. Even though the forest richness and biodiversity have been recovered, that has been a very slow process (low resilience) specially close to the forest edge, where fire is a permanent threat.

Key words: forest fires, Atlantic Forest, seed bank, secondary succession, edge effects, management.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Localização da área de estudo na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	19
Figura 2 - Distribuição mensal das chuvas no ano de 2003 na cidade de Alvinlândia, a 12 quilômetros da Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	20
Figura 3 - Croqui da localização e abrangência do incêndio na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	22
Figura 4 - Espectros biológicos florístico e vegetacional, para as plantas germinadas e identificadas a partir do banco de sementes de área queimada e não queimada na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	33
Figura 5 - Croqui de distribuição e arranjo dos transectos de monitoramento da vegetação em floresta queimada na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	41
Figura 6: Área basal em floresta queimada em diferentes períodos pós fogo e em floresta não queimada, para diferentes períodos pós-fogo e distâncias da borda na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	45
Figura 7 - Evolução da cobertura, por diferentes formas de vida e em diferentes distâncias da borda, em floresta queimada e não queimada, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	48
Figura 8 - Densidade de árvores caídas em floresta queimada, 24 meses após passagem de fogo, e em floresta íntegra, para diferentes posições em relação à borda, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	52
Figura 9 - Evolução do número de espécies do estrato arbóreo em floresta queimada para diferentes períodos de regeneração e posicionamentos em relação à borda, em floresta estacional semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	58
Figura 10 - Evolução da densidade relativa do estrato regenerante, por forma de vida, em área queimada de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	63
Figura 11 - Evolução da riqueza de espécies para os estratos regenerante e arbóreo em faixa de borda de floresta estacional semidecidual atingida por fogo na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	66
Figura 12 - Evolução do Índice de Similaridade (J) entre a floresta queimada e a floresta íntegra, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP, calculado para o estrato arbóreo (altura $\geq 1,7$ m) e para os dos dois estratos (altura $\geq 0,3$ m).	67
Figura 13 - Croqui de distribuição e arranjo das parcelas de monitoramento da vegetação em floresta queimada submetida a tratamento de controle de cipós e gramíneas na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	76
Figura 14 - Evolução de parâmetros estruturais do estrato arbóreo em diferentes distâncias de borda de Floresta Estacional Semidecidual atingida por incêndio e submetida à eliminação gramíneas e cipós na Estação Ecológica dos Caetetus, SP	83
Figura 15 - Modelo proposto para regeneração pós-fogo em borda de floresta estacional semidecidual.	89

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Densidade e número de espécies do banco de sementes para diferentes distâncias de borda, em área queimada e não queimada de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, na Estação Ecológica de Caetetus, SP.	27
Tabela 2 - Espécies, formas de vida e respectivo número de plântulas germinadas a partir do banco de sementes em áreas queimada e não queimada na Estação Ecológica de Caetetus, SP	29
Tabela 3 - Estimativa da perda provável de área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$) por incêndio ocorrido em borda de floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	44
Tabela 4 - Parâmetros estruturais de floresta queimada, em diferentes períodos de regeneração e em floresta não queimada na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	47
Tabela 5 - Lista de espécies presentes no estrato arbóreo da floresta não queimada e em diferentes idades de regeneração de floresta queimada na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	55
Tabela 6 - Espécies que apresentaram maior número de rebrotas em floresta estacional semidecidual 24 meses após ocorrência de incêndio, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	60
Tabela 7 - Densidade e riqueza do estrato regenerante ($0,3m \leq altura < 1,7m$), para diferentes formas de vida, em área atingida por incêndio na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	62
Tabela 8 - Evolução da densidade de espécies arbóreas no estrato regenerante em área atingida por incêndio na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	64
Tabela 9 - Matriz de correlações entre diferentes parâmetros estruturais dos estratos arbóreo e regenerante em floresta semidecidual atingida por incêndio na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	68
Tabela 10 - Aspectos estruturais da comunidade arbórea ($DAP \geq 1cm$) em diferentes distâncias de borda de Floresta Estacional Semidecidual atingida por incêndio e submetida ao manejo de gramíneas e cipós na Estação Ecológica dos Caetetus, SP	79
Tabela 11 - Matriz de correlações entre diferentes variáveis estruturais de Floresta Estacional Semidecidual atingida por incêndio e submetida ao manejo de gramíneas e cipós na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	80
Tabela 12 - Densidade e riqueza do estrato regenerante em diferentes distâncias de borda de Floresta Estacional Semidecidual atingida por incêndio e submetida ao manejo de gramíneas e cipós na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	84
Tabela 13 - Demanda de mão-de-obra para realização de operações de controle de gramíneas e cipós em borda de Floresta estacional semidecidual na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	86
Tabela 14: Avaliação do potencial de reocupação da comunidade pelas diferentes formas de vida após incêndio em borda de Floresta estacional semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.	88

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL	12
1.1. Revisão bibliográfica	12
1.2. Objetivos	17
1.3. Estrutura do estudo	18
1.4. Local do estudo	18
1.5. O evento do incêndio	20
CAPÍTULO 2. EFEITO DO FOGO SOBRE O BANCO DE SEMENTES EM BORDA DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	23
2.1. Resumo	23
2.1. Introdução	23
2.3. Material e Métodos	25
2.4. Resultados e Discussão	27
2.5. Conclusões	34
CAPÍTULO 3. AVALIAÇÃO DO IMPACTO E ESTUDO DA REGENERAÇÃO APÓS INCÊNDIO EM BORDA DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	35
3.1. Resumo	35
3.2. Introdução	36
3.3. Material e Métodos	40
3.4. Resultados e Discussão	43
3.6. Conclusões	70
CAPÍTULO 4. EFICÁCIA DO CONTROLE DE CIPÓS E GRAMÍNEAS INVASORAS NA RECUPERAÇÃO DA BORDA DE FRAGMENTO FLORESTAL ATINGIDA POR INCÊNDIO	71
4.1. Resumo	71
4.2. Introdução	72
4.3. Material e métodos	75
4.4. Resultados e discussão	78
4.5. Conclusões	86
CAPÍTULO 5. A ECOLOGIA DO FOGO E IMPLICAÇÕES SOBRE A CONSERVAÇÃO DE FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL	87
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	96
ANEXOS	111

CAPÍTULO 1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Revisão bibliográfica

O fogo é lembrado, erroneamente, como fenômeno invariavelmente antrópico e destruidor. Na verdade, porém, incêndios podem ocorrer naturalmente, desde que existam condições adequadas de umidade e temperatura e possibilidade de ignição. Exemplos disso são incêndios originados por raios, atividades vulcânicas ou mesmo a partir de faíscas originadas de deslizamentos de rochas (GRANGER, 1984; WHELAN, 1995). Em qualquer lugar onde haja biomassa com pouca umidade e as condições mencionadas, o fogo pode ocorrer, expondo a biota aos seus efeitos.

Os efeitos do fogo em ecossistemas florestais são, em grande medida, dependentes da sua intensidade e duração (WHELAN, 1995). Estas duas variáveis, intrínsecas ao incêndio, também dependem de outras, intrínsecas ao ambiente, dentre as quais podem ser citadas a temperatura e a umidade ambiente (DIDHAM; LAWTON, 1999; GRANGER, 1984), a velocidade e a direção dos ventos (WHELAN, 1995), a topografia, a disponibilidade, arranjo espacial e a umidade da biomassa (COCHRANE; SCHULZE, 1999; DENIS et al. 2001; FEARNSIDE, 1990; GRANGER, 1984; WOODS, 1989;)

Segundo Levitt (1972), as injúrias causadas às plantas pela alta temperatura ocorrem por diferentes causas: i) perda de umidade dos tecidos, ii) desnaturação das proteínas do protoplasma, iii) liquefação dos lipídeos e iv) desnaturação dos ácidos nucléicos. De acordo com Whelan (1995), a amplitude dos efeitos depende da intensidade e duração da elevação da temperatura e a capacidade de resistência da plantas varia, no nível celular, com a ampliação da temperatura letal e, no nível dos tecidos, da proteção física contra o calor excessivo.

As estruturas anatômicas mais comuns de proteção de tecidos críticos das plantas são a casca isolante e os tecidos de proteção de estruturas meristemáticas. O isolamento proporcionado pela casca está correlacionado à sua espessura e umidade (DAUBENMIRE, 1974; GRANGER, 1984) e proporciona proteção aos tecidos internos da planta, especialmente ao câmbio, garantindo o crescimento da planta e a produção contínua dos tecidos de transporte de seiva (KAUFFMAN; UHL, 1990). A espessura da casca tem sido apontada como uma das principais características adaptativas das espécies de ecossistemas onde o fogo é freqüente (COUTINHO, 1990; GOLDAMER; PEÑAFIEL, 1990; GRANGER, 1984; LARCHER, 2003; WHELAN, 1995). Pinnard e Huffman (1997) mostraram a forte

correlação negativa, durante o aquecimento artificial, entre espessura da casca e aquecimento do câmbio para árvores de floresta seca estacional na Bolívia.

A proteção aos tecidos meristemáticos é feita, geralmente, por catáfilos lignificados (COUTINHO, 1990). Também podem ocorrer, principalmente nas gramíneas, o posicionamento subterrâneo do caule (rizomas) e a proteção das gemas pela bainha das folhas (HUGHES; VITOUSECK; TUNISON, 1991).

Pode ainda ser encontrado, como nos casos de várias famílias de lianas e espécies de palmeiras, o arranjo anômalo de tecidos (KAUFFMAN; UHL, 1990). Nesses casos, o câmbio situa-se mais interno ao caule (ESAU, 1964; METCALFE; CHALK, 1965) e, portanto, mais protegido da variação da temperatura observada em incêndios.

A arquitetura das plantas também é estratégia para proteção contra os efeitos das altas temperaturas do fogo. Copas mais altas tendem a colocar folhas e, principalmente, flores, frutos e sementes mais distantes do fogo e, portanto, garantem a produção e dispersão de sementes após o incêndio (WHELAN, 1995; MILLER, 2000). O maior impacto sobre indivíduos de menor porte é documentado em diversos estudos sobre efeitos de fogo em florestas (COCHRANE; SCHULZE, 1999; GOLDAMER; SEIBERT, 1990; IVANAUSKAS, 2003; PINARD; PUTZ; LICONA, 1999; SILVA et al., 2005;). Porém, a maior altura só é vantajosa quando associada à proteção do câmbio oferecida pelo isolamento proporcionado pela casca (WHELAN, 1995).

Raízes profundas tornam as plantas menos suscetíveis ao fogo e garantem a rebrota pós-fogo, tanto pela proteção das gemas como pelo armazenamento de carboidratos que garantirão o crescimento dos brotos (GOLDAMER; PEÑAFIEL, 1990; KAUFFMAN; UHL, 1990; KRUGER, 1984; LEVITT, 1972).

A proteção às sementes pode ocorrer na copa ou no banco do solo. Na copa, a proteção ocorre pelos tecidos das próprias sementes ou dos frutos (GRANGER, 1984; WHELAN, 1995;) e, no banco do solo, a proteção é realizada pelo tegumento ou pela baixa umidade dos tecidos e pelo isolamento proporcionado pelo solo (BRINKMAN; VIEIRA, 1971; DAUNBENMIRE, 1974).

Além dos mecanismos para sobreviver ao fogo, as plantas também podem apresentar estratégias para tolerar ou mesmo aproveitar-se do ambiente criado pela passagem do fogo que, comparado com a situação pré-distúrbio, caracteriza-se, num primeiro momento, por ser mais iluminado, com maior quantidade de nutrientes mineralizados na camada superficial do solo, pela inexistência temporária de competidores e de substâncias alelopáticas e pela menor densidade de plantas (WHELAN, 1995). Em comunidades onde o fogo é elemento natural as

plantas apresentam diferentes estratégias para se aproveitarem desta situação, podendo ser citadas a floração e/ou dispersão de sementes sincronizada com a passagem do fogo (ou com o período de maior probabilidade de sua ocorrência), germinação estimulada pelas altas temperaturas e lançamento de brotos por gemas resistentes localizadas nas raízes, colo ou copas (COUTINHO, 1990; GOLDAMER; PEÑAFIEL, 1990; KAUFFMAN; UHL, 1990; MILLER, 2000; WHELAN, 1995).

Os efeitos do fogo, portanto, são variáveis e dependem da duração e intensidade de cada evento e, principalmente, da adaptação da comunidade à sua passagem. O fogo, em alguns ecossistemas, é elemento natural e, pelo seu poder destrutivo, constitui-se em importante fator para o processo evolutivo (BOND; MIDGLEY, 2001; GOLDAMER, 1990; GRANGER, 1984; MÜELLER-DOMBOIS; SCHÜLE, 1990), determinando a seleção de espécies resistentes e a composição de comunidades, quando ocorre com frequência (GOLDAMER, 1993). O fogo é, portanto, um importante elemento natural para a configuração e distribuição dos principais biomas (BOND; WOODWARD; MIDGLEY, 2005).

Estima-se que o fogo passou a exercer importante papel seletivo quando as plantas iniciaram a produção significativa de biomassa, o que ocorreu por volta de 350 a 400 milhões de anos atrás. Nessa época, incêndios ocorriam condicionados às condições meteorológicas e à disponibilidade de biomassa, mas a partir de cerca de 1,5 milhões de anos atrás, os hominídeos iniciaram o uso intencional e sistemático do fogo e, então, os elementos naturais deixaram de ser os únicos a condicionar a ocorrência do fogo (SCHÜLE, 1990).

A partir dessa época o elemento antrópico passou a colaborar de forma decisiva na configuração e distribuição dos biomas, tendo o fogo como sua mais importante ferramenta de transformação do ambiente. Esta ferramenta foi inicialmente utilizada para proteção contra os predadores e, logo que os hominídeos aprimoraram seu controle, para encurralar caça e cozinhar alimentos. A partir de então, o fogo acompanhou a evolução da espécie humana e o seu trajeto na ocupação dos diferentes continentes (SCHULE, 1990), interferindo na configuração de diferentes formações vegetais na África (GRANGER, 1984; KRUGER, 1984), Europa (CONRAD; OECHEL, 1982; PYNE, 1998), Oceania (CASSELS, 1984; SCHULE, 1990), Ásia (GOLDAMER; PEÑAFIEL, 1990; SCHULE, 1990; STTOT; GOLDAMER; WERNER, 1990) e América (COUTINHO 1990; PYNE, 1988; SCHULE 1990; SOARES, 1990).

A data de chegada do homem ao que hoje é o Brasil ainda é alvo de intensas discussões, mas há registros de ocorrência de fogo há 32.400 anos no estado de Goiás

(MIRANDA; BUSTAMENTE; MIRANDA, 2002), o que necessariamente não quer dizer que já houvesse assentamentos humanos àquela época. Barbosa e Schmitz (1998) afirmam que a entrada dos humanos no nosso território deu-se por volta de 12.000 anos atrás, principalmente nos cerrados, e que constituíam grupos de coletores e caçadores. Esses povos utilizavam o fogo para caçar, estimular a produção de frutos e também para a guerra (MIRANDA; BUSTAMENTE; MIRANDA, 2002). Dean (1996), baseado em ampla pesquisa bibliográfica, afirma que os grupos caçadores-coletores foram sucedidos por agricultores (cerca de 4.000 anos atrás) que se utilizavam freqüentemente do fogo para criar condições de produção de alimento: abertura de áreas de floresta, rápida fertilização pelas cinzas e eliminação de ervas competidoras. Para o mesmo autor, esses grupos teriam queimado, em um milênio, ao menos uma vez, o que corresponderia a 50% do que hoje é classificado como Mata Atlântica.

O fato é que o fogo, apesar de ser relativamente novo na paisagem brasileira, tornou-se elemento determinante na sua configuração. Segundo Soares (1990), entre os tipos vegetacionais brasileiros, a Floresta de Babaçu e a Floresta Ombrófila Mista parecem ter sido, em passado distante ou recente, bastante influenciadas pelo fogo. Para o Cerrado a relação entre fogo e composição, fisionomia e distribuição geográfica é relativamente bem documentada (COUTINHO, 1990; COUTINHO; JURKEVICS, 1978; COUTINHO; DE VUONO; LOUSA, 1982; EITEN, 1972).

Para a Florestas Ombrófila Densa, o fogo parece não ter sido elemento importante na sua evolução, pois as condições de umidade não devem ter favorecido a ocorrência natural freqüente do fogo (PYNE, 1998). Meggers (1994) calculou que incêndios na Amazônia ocorriam em intervalos de 300-500 anos e Kauffman e Uhl (1990) mostraram que a vegetação Amazônica possui poucas adaptações evolutivas para conviver com o fogo. Para a Floresta Estacional Semidecidual, apesar de ser uma formação que ocorre em climas estacionais, com estação seca de até três meses e apresentar queda de folhas em até 50% de suas árvores, o que criaria microclima facilitador do fogo, não há na literatura informações que possibilitem o mesmo tipo de conclusão.

Entretanto, se o fogo praticado pelos povos pré-colombianos era de ocorrência esparsa, em pequenas áreas e com baixa freqüência, com a chegada dos colonizadores europeus este quadro foi drasticamente modificado (DEAN, 1996). Com esta segunda leva de ocupação iniciou-se uma nova página da história do fogo e das florestas. O fogo foi usado como ferramenta para facilitar a remoção de florestas e fertilização das terras e foi o grande instrumento para a ocupação do território até meados do século XX (DEAN, 1996). Estima-se

que, para a Mata Atlântica, por onde se iniciou a colonização, a perda de habitat tenha sido de 92,5% (MYERS et al., 2000).

A Floresta Estacional Semidecidual, principalmente no Estado de São Paulo, localizava-se originalmente sobre solos férteis, por onde se fez a expansão das lavouras cafeeiras, a partir do final do século XIX. Até a década de 1960, na região do Pontal do Paranapanema, a floresta ainda era cortada para dar espaço, principalmente, a áreas de pastagem (FARIA; PIRES, 2006). Como resultado, a vegetação original encontra-se fragmentada, de forma geral, representada por pequenas áreas de habitat original, sem conectividade entre si e inseridas em uma matriz com predomínio de uso agropecuário.

Dentre os vários efeitos associados à fragmentação surge o efeito de borda (FORMAN, 1995). As bordas podem ser entendidas como áreas de contato entre diferentes unidades da paisagem, nas quais a intensidade dos fluxos muda de forma brusca. Nas bordas geradas pelo desmatamento, alguns fenômenos (“efeitos de borda”) detectados são as alterações microclimáticas, o aporte diferenciado de sedimentos e nutrientes provenientes da matriz agrícola e a entrada de organismos (animais e vegetais) relacionados às atividades desenvolvidas na matriz (FORMAN, 1995).

Com a diminuição da umidade e aumento da luminosidade, pode ocorrer a ocupação por populações de cipós (TABANEZ, 1995) e gramíneas exóticas (D’ANTONIO; VITUSECK, 1992; HUGHES; VITOUSECK; TUNISON, 1991) utilizadas nas pastagens. Quando em situação de dominância, estas espécies inibem a regeneração de espécies arbóreas e causam o declínio da comunidade original (ACEVEDO-RODRIGUES; WOODBURY, 1985; D’ANTÔNIO; VITUSECK, 1992; PEÑALOSA, 1985).

Na paisagem do Estado de São Paulo não é raro encontrar fragmentos que, degradados pelo fogo, encontram-se dominados por lianas ou gramíneas (especialmente dos gêneros *Urochloa* e *Panicum*) onde as árvores queimadas são recobertas por uma vigorosa massa de cipós.

Aparentemente, a ocorrência de incêndios está intimamente relacionada às alterações estruturais a que estão sujeitos os fragmentos florestais: áreas degradadas sujeitas às mudanças microclimáticas características do efeito de borda tornam-se mais secas e, portanto, mais sujeitas a incêndios (UHL; KAUFFMAN, 1990). O fogo, por sua vez, ocasiona novas mudanças na comunidade vegetal, tornando a floresta mais “aberta”, ampliando os efeitos de alteração do microclima, proporcionando aumento da biomassa de plantas como gramíneas e cipós e aumentando a probabilidade de novos eventos de incêndios.

Este círculo vicioso pode comprometer a qualidade dos fragmentos existentes, potencializando os efeitos da fragmentação e acelerando processos de extinção.

A despeito da sua importância, as alterações da comunidade florestal e as medidas necessárias para diminuição do impacto do fogo são pouco estudadas na Floresta Estacional Semidecidual. Podem ser citados os estudos de Castelani e Stublebine (1993), na Fazenda Santa Genebra, Campinas, sobre o estágio inicial da sucessão secundária em floresta perturbada por fogo; de Penha et al. (2002), Rodrigues et al. (2003) e Rodrigues, Martins e Matthes (2005), estes três na Fazenda Santa Elisa, Campinas, sobre a regeneração de espécies arbóreas após incêndio florestal; de Martins et al. (2002) sobre a regeneração seis meses após fogo em Viçosa e de Silva et al. (2005), comparando comunidades antes e dois anos após fogo em Ibituruna, estes dois últimos em Minas Gerais.

Além da escassez de informações acerca dos efeitos do fogo sobre a capacidade de regeneração da Floresta Estacional Semidecidual, não existem trabalhos aplicados ao desenvolvimento de técnicas que favoreçam a regeneração, interrompendo o círculo vicioso de incêndios x efeito de borda.

1.2. Objetivos

Este estudo teve como objetivos:

1. Caracterizar qualitativa e quantitativamente os efeitos dos incêndios em Floresta Estacional Semidecidual e os processos de regeneração da comunidade;
2. Avaliar a eficácia da técnica de controle de lianas e gramíneas invasoras para remediação do impacto dos incêndios e dos efeitos de borda em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual.

Para atingir estes objetivos, propõe-se com este estudo, responder às seguintes questões:

- A. O efeito do fogo em fragmentos florestais é diferenciado em função da distância da borda, das formas de vida e das espécies presentes?
- B. O fogo afeta o banco de sementes? Neste caso, os efeitos são diferenciados para diferentes distâncias da borda?

- C. Quanto de biomassa e riqueza vegetal se perde com o incêndio? Há diferenciação no sentido borda – interior?
- D. Como é o processo de regeneração da comunidade após a passagem do fogo? A resiliência é diferente em diferentes distâncias da borda?
- E. Medidas de controle de lianas e gramíneas invasoras podem resultar em alterações no processo de regeneração que favoreçam a reconstrução da comunidade arbórea?

1.3. Estrutura do estudo

Para atender aos objetivos da pesquisa e responder às questões formuladas, este estudo foi estruturado da seguinte forma: no capítulo 2, são abordados os efeitos do fogo sobre o banco de sementes; no capítulo 3, os efeitos do fogo sobre a estrutura da floresta e a dinâmica de regeneração por um período de dois anos; no capítulo 4, a análise do potencial do manejo de cipós e gramíneas como técnica facilitadora do processo de regeneração da floresta e, no quinto e último capítulo, a síntese dos resultados, analisando de forma integrada os efeitos do fogo e o processo de regeneração em Floresta Estacional Semidecidual.

1.4. Local do estudo

A Estação Ecológica dos Caetetus - EEC, unidade de conservação administrada pelo Instituto Florestal da Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo, está situada nas coordenadas 22° 24' S e 49° 42' O, nos municípios de Gália e Alvinlândia, São Paulo. O clima apresenta estação seca definida, entre os meses de abril e agosto, sendo classificado como Cwa (CHAGAS et al., 2004).

Com área de 2200 ha, é um dos maiores fragmentos remanescentes da Floresta Estacional Semidecidual (conforme a classificação de VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), que hoje encontra-se reduzida a cerca de 3% de sua cobertura original no Estado de São Paulo (DURIGAN et al., 2005).

O desmatamento ao redor da EEC ocorreu por volta da década de 1940. A floresta apresenta alta concentração de lianas e gramíneas invasoras em todo o seu perímetro. Há registros, também, de que a maior parte da floresta sofreu exploração seletiva de madeiras nobres.

Figura 1 - Localização da área de estudo na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

A área de estudo encontra-se na face norte da EEC (22° 23' 17" S e 49° 41' 47" O), a 642 m.s.n.m. (Figura 1). Como ocorre em quase todo o perímetro da Estação, as terras que fazem divisas com a área deste estudo são ocupadas por plantação de café. Separando a

floresta da lavoura há um carreador com 5 m de largura, ao longo do qual prolifera o capim colômbio (*Panicum maximum* Jacq.).

1.5. O evento do incêndio

O fogo teve início em uma propriedade vizinha, no dia 5 de outubro de 2003, ao final de uma estação seca excepcionalmente prolongada, em que a precipitação acumulada nos meses de maio a setembro foi de apenas 144,5 mm, quando a média histórica para o mesmo período é de 298,7 mm (Figura 2). O incêndio propagou-se pelas áreas ripárias invadidas por colômbio, até atingir a floresta da EEC e lá avançou em faixa paralela à borda, com largura variando de 60 até cerca de 80 m, em uma extensão de cerca de 300 m, totalizando aproximadamente dois hectares de área queimada (Figura 3).

Figura 2 - Distribuição mensal das chuvas no ano de 2003 na cidade de Alvinlândia, a 12 quilômetros da Estação Ecológica dos Caetetus (Fonte: CASA DA AGRICULTURA DE ALVINLÂNDIA, 2004).

Relatos dos funcionários da EEC que trabalharam no controle do incêndio dão conta de que o incêndio iniciou-se às 11h da manhã do dia 5 e foi extinto às 2h do dia 6. Ainda, durante os cinco dias subsequentes, pequenos focos de fogo foram localizados através da fumaça e então extintos.

No primeiro dia as labaredas atingiam, em média, 10 metros de altura e, nas áreas onde a densidade de taquaras secas era maior, chegavam a 15 metros. Os cipós, que ocorriam em grande densidade, levavam as chamas até as copas das árvores mais altas e, em determinados pontos, as labaredas atingiram mais de 20 metros de altura.

Segundo relatos dos funcionários, dois anos antes do incêndio ocorreu a dispersão das sementes da taquara (*Merostachys skvortzovii* Send.), que, na sequência, morreram e o grande acúmulo deste material fez com que as chamas se disseminassem rapidamente e com grande intensidade.

A floresta não queimada utilizada para comparação com os dados levantados na área incendiada localiza-se a leste desta, tendo sido respeitada uma distância de 40m a partir da linha de fogo para instalação das parcelas e coleta das amostras do banco de sementes (Figura 3).

Figura 3 - Croqui da localização e abrangência do incêndio na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.(Fonte: SAVANNA-PHÓTON, 1994).

CAPÍTULO 2. EFEITO DO FOGO SOBRE O BANCO DE SEMENTES EM BORDA DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

2.1. Resumo — Os incêndios estão entre as principais causas da perda de diversidade em florestas tropicais. O presente estudo teve como objetivo avaliar o efeito do fogo sobre o banco de sementes em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual e verificar se a intensidade desses efeitos se altera em função da distância da borda. O estudo foi realizado na Estação Ecológica dos Caetetus, Estado de São Paulo. Cinco dias após a passagem do fogo, foram coletadas amostras da camada superficial do solo (5 cm de profundidade), em duas faixas (0 a 20 m e 20 a 50 m de distância da borda), na área atingida pelo fogo e em floresta não queimada adjacente utilizada como controle. Na floresta não atingida pelo fogo a densidade foi de 257 sementes.m⁻² e na área queimada de 97 sementes.m⁻². Quarenta espécies ocorreram na área não queimada e 26 espécies na área queimada. Ervas e gramíneas tiveram densidade relativa superior na área queimada. Para as espécies arbóreas as perdas decorrentes do fogo foram maiores na faixa mais externa do fragmento (menor riqueza e densidade), provavelmente devido à amplificação dos efeitos do fogo causada pelos efeitos de borda.

Palavras-chave: banco de sementes, efeitos de borda, incêndios florestais, floresta tropical, germinação.

2.1. Introdução

O banco de sementes do solo tem grande importância no processo de regeneração da floresta, especialmente quando ocorre a abertura do dossel (BAIDER; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; UHL et al., 1981). Entretanto, com a ocorrência do fogo, o potencial de regeneração da floresta através do banco de sementes pode ser afetado pela intensidade e frequência dos eventos de fogo (KENNARD et al. 2002; WHELAN 1995), profundidade das

sementes (BRINKMAN; VIEIRA, 1971; MOORE; WEIN, 1977) e umidade do solo (WHELAN, 1995). A depender deste conjunto de variáveis, o fogo pode tanto estimular quanto destruir o banco de sementes, mesmo em ecossistemas cujas espécies evoluíram tendo o fogo como fator de seleção (GARCIA-NUÑES; AZOCAR; SILVA, 2003; McGEE; FELLER, 1993; QUINTANA-ASCENCIO et al., 1996; YOUNG; EWELL; BROWN, 1987;).

Diversos estudos têm sido desenvolvidos abordando os efeitos do fogo sobre o banco de sementes em florestas tropicais úmidas (PUTZ, 1983; UHL et al., 1982; UHL; CLARK, 1983; UHL, 1987). Em Floresta Estacional Semidecidual, porém, são raros os estudos acerca dos efeitos do fogo sobre a comunidade vegetal, destacando-se aqueles que analisam as alterações estruturais e monitoram o desenvolvimento pós-fogo da comunidade de plantas lenhosas (CASTELLANI; STUBBLEBINE, 1993; RODRIGUES; MARTINS; MATTHES, 2005). Mais raros ainda são estudos que tratem dos efeitos do fogo sobre o banco de sementes, podendo ser citados Marod et al. (2002), para floresta tropical estacional na Tailândia, e Dalling; Swaine; Garwood, (1997) para floresta tropical úmida estacional em Barro Colorado, Panamá. Esses estudos mostram que bancos de sementes atingidos por fogo apresentam perdas de riqueza e de densidade.

Os efeitos de borda geralmente estão associados a alterações microclimáticas causadas pela fragmentação do habitat (KAPOS et al., 1997; WILLIAMS-LINERA, 1990). Nas bordas ocorre aumento de iluminação e temperatura e decréscimo da umidade do ar e do solo (FORMAN, 1995; KAPOs et al., 1997; MATLACK, 1993;). Em função de tais alterações, as bordas dos fragmentos florestais geralmente são mais secas que o seu interior (FORMAN, 1995; KAPOs et al., 1997). A distância dos efeitos de borda é bastante variável, em função do efeito que se analisa e da estrutura da floresta (DIDHAM; LAWTON, 1999). Primack e Rodrigues (2001) relatam, para Floresta Estacional Semidecidual no Paraná, alterações em déficit de pressão de vapor e em composição florística em largura de 35 metros da borda;

Kapos (1989) relatou aumentos de temperatura e déficit de pressão de vapor em faixa de borda de pelo menos 60 metros de largura de fragmento florestal na Amazônia; Laurance (1991), também na Amazônia, encontrou variações fisionômicas e florísticas em faixa de 200 metros de borda.

As alterações da comunidade vegetal nas bordas são proporcionais à intensidade das alterações ambientais e ao tempo decorrido desde a fragmentação. São comuns a ocorrência de desequilíbrios populacionais e invasão por espécies exóticas que ocorram na matriz (FORMAN, 1995). Como consequência, as bordas comumente apresentam acúmulo de biomassa de gramíneas e lianas (PRIMACK; RODRIGUES, 2001) e menor umidade, tornando-se mais suscetíveis a incêndios mais intensos que o interior das florestas (COCHRANE, 2003; TABANEZ et al., 1997).

Este estudo foi realizado com o objetivo de avaliar o efeito do fogo sobre a riqueza e a densidade do banco de sementes em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, e verificar se a intensidade das alterações varia em função da distância da borda.

2.3. Material e Métodos

A área experimental representa quatro condições ambientais distintas, sendo floresta queimada e não queimada, em duas faixas de distância da borda: 0 a 20 m e 20 a 50 m. Para cada uma dessas quatro situações ambientais foram retiradas quatro amostras de solo. Cada amostra foi composta por 30 subamostras de 50 cm² de área e 5 cm de profundidade.

A análise do banco de sementes foi realizada pela contagem de plântulas germinadas (ROBERTS, 1981). Logo que coletadas em campo as amostras de solo foram armazenadas em sacos plásticos pretos e, dois dias depois, separadas de eventual material orgânico da serapilheira e colocadas para germinar, em viveiro, em caixas plásticas com as dimensões de 26 x 38 x 10 cm de altura. O solo coletado foi disposto nas caixas em uma camada com espessura de 3,5 cm. No viveiro, as caixas ficaram suspensas em bancadas, a 1 m de altura em relação ao nível do terreno. Oito caixas adicionais, preenchidas com areia lavada e esterilizada, foram distribuídas, por sorteio, entre as caixas com as amostras de solo, para monitoramento da contaminação. As caixas receberam três irrigações diárias, equivalentes a um total de 10 mm de lâmina d'água, durante todo o período de observação. A cada dez dias identificavam-se as plântulas emergentes, as quais eram retiradas ou, quando a identificação não era possível, transplantadas para sacos plásticos para completar seu desenvolvimento, até que fosse possível a identificação, que foi feita por comparação com material de herbário e auxílio de especialistas. Oitenta dias após a instalação das caixas no viveiro o solo foi revolvido e foi feito o acompanhamento por mais 80 dias até que se certificasse de que não ocorreria a emergência de novas plântulas.

As espécies identificadas foram classificadas, quanto à forma de vida, nas seguintes categorias: árvore, arbusto, trepadeira, erva e gramínea, conforme adotado por outros autores (GROMBONE-GUARATINI; RODRIGUES, 2002; UHL; BUSCHBACHER, 1985). Os valores estimados de densidade de plantas germinadas e riqueza de espécies foram comparados entre as diferentes condições ambientais por meio de análise de variância, após serem submetidos à transformação por $\log(n+1)$. Foram consideradas como fontes de variação a ocorrência de fogo, a distância da borda da floresta e a interação entre elas. Os resultados de germinação foram analisados para todas as espécies conjuntamente e, em

separado, para espécies arbóreas, uma vez que este grupo tem maior importância na recuperação da estrutura da comunidade florestal.

2.4. Resultados e Discussão

A ocorrência do fogo mostrou-se fator determinante da perda de riqueza florística na comunidade, com base nas espécies que compõem o banco de sementes. A área queimada, considerando-se todas as formas de vida e agrupadas as duas faixas de distância da borda, apresentou redução de 35% no número de espécies ($F = 22,63$; $P = 0,0006$) quando comparada à área não atingida pelo fogo (Tabelas 1 e 2). Para espécies arbóreas, analisadas separadamente, a redução foi de 38% ($F = 20,1$; $P = 0,0009$).

Tabela 1 - Densidade e número de espécies do banco de sementes para diferentes distâncias de borda, em área queimada e não queimada de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, na Estação Ecológica de Caetetus, São Paulo, Brasil.

Distância da borda (m)		Floresta não queimada		Floresta queimada	
		0 a 20	20 a 50	0 a 20	20 a 50
Todas as formas de vida	Densidade (sementes.m ⁻²)	267	247	87	108
	Número de espécies	32	24	16	20
Árvores	Densidade (sementes.m ⁻²)	35	25	2	12
	Número de espécies	5	3	1	2

Ervas e gramíneas apresentaram alta densidade e riqueza de espécies, independente da distância da borda e da ocorrência do fogo (Tabela 2 e Figura 4), sendo comuns as espécies ruderais e exóticas (Tabela 2). Em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Grombone-Guaratini e Rodrigues (2002) consideraram que a grande proporção de sementes de espécies herbáceas ocorrente no banco de sementes de fragmentos florestais reflete a

entrada de sementes procedentes de áreas perturbadas do entorno, possivelmente a mesma explicação para os resultados do presente estudo.

Além da perda de espécies, o efeito do fogo foi ainda maior sobre a densidade de sementes germinadas que, nas amostras da floresta queimada, foi 62% inferior à obtida para a floresta não queimada ($F = 7,9$; $P = 0,017$). A redução, pelo fogo, da densidade de plântulas germinadas foi um fenômeno genérico que atingiu 38 do total de 49 espécies amostradas. Para as raras espécies cuja densidade foi maior na área queimada, a diferença no número de plântulas germinadas entre as áreas é pequena, o somatório correspondendo a apenas 14% do total do banco da área queimada (Tabela 2). Portanto, é pouco provável que a ação do fogo tenha facilitado a germinação dessas espécies. Estes resultados seguem a tendência apontada por outros estudos. Cochrane (2003) afirma que, em média, o fogo reduz em 60% a disponibilidade de sementes nos primeiros 1,5 cm do solo. A redução média de 70% na germinação para as sementes de espécies arbóreas da floresta amazônica enterradas a até 5 cm de profundidade do solo foi documentada por Brinkmann e Vieira (1971). Também na Amazônia, Uhl et al. (1981) registraram redução em cerca de 80% da densidade do banco de sementes em área submetida a incêndio; para floresta seca na Bolívia, Kennard et al. (2002) relataram que a densidade de sementes foi reduzida em 94% em área submetida a fogo de alta intensidade e em 19% após fogo de baixa intensidade, quando comparados à floresta controle.

Tabela 2 - Espécies, formas de vida e respectivo número de plântulas germinadas a partir do banco de sementes em áreas queimada e não queimada na Estação Ecológica de Caetetus, São Paulo, Brasil (A = árvore; Arb = arbusto; G = gramínea; E = erva; Li = liana; I = indeterminada).

Espécie	Família	Forma de Vida	Ruderais	Plântulas germinadas			
				Não queimada		Queimada	
				0 a 20m	20 a 50m	0 a 20m	20 a 50m
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Asteraceae	E	X	4	2		
<i>Amaranthus deflexus</i> L.	Amaranthaceae	E	X	2	49		
<i>Anagallis tenella</i> (L.) L.	Myrsinaceae	E	X	3	0		
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Asteraceae	Arb	X	3	3		
<i>Baccharis trinervis</i> Pers.	Asteraceae	E	X				
<i>Banisteriopsis oxyclada</i> (A. Juss.) B. Gates	Malpighiaceae	Li	X				
<i>Bidens pilosa</i> L.	Asteraceae	E	X				
<i>Brassica rapa</i> L.	Brassicaceae	E	X				
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae	A					
<i>Chenopodium ambrosioides</i> L.	Amaranthaceae	E					
<i>Cichorium intybus</i> L.	Asteraceae	E					
<i>Commelina benghalensis</i> L.	Commelinaceae	E	X				
<i>Conyza bonariensis</i> L. Cronquist	Asteraceae	E	X				
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	A					
<i>Croton</i> sp.	Euphorbiaceae	I					
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	Poaceae	G	X				
<i>Cyperus iria</i> L.	Cyperaceae	E	X				
<i>Dalechampia scandens</i> L.	Euphorbiaceae	Li	X				
<i>Digitaria horizontalis</i> Willd.	Poaceae	G	X				
<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Schult.	Caryophyllaceae	E	X				
<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk	Asteraceae	E	X				
<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn	Poaceae	G	X				
<i>Eupatorium</i> sp.	Asteraceae	I					
<i>Ficus insipida</i> Willd.	Moraceae	A					
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Malvaceae	A					

Continua

Tabela 2 – **Conclusão** - Espécies, formas de vida e respectivo número de plântulas germinadas a partir do banco de sementes em áreas queimada e não queimada na Estação Ecológica de Caetetus, São Paulo, Brasil (A = árvore; Arb = arbusto; G = gramínea; E = erva; Li = liana; I = indeterminada).

Espécie	Família	Forma de Vida	Ruderais	Plântulas germinadas			
				Não queimada		Queimada	
				0 a 20m	20 a 50m	0 a 20m	20 a 50m
<i>Ipomoea grandifolia</i> (Dammer) O'Donell	Convolvulaceae	Li	X	0	1		
<i>Lantana trifolia</i> L.	Verbenaceae	E	X	2	0		
Liliaceae	Liliaceae	E		5	0		
<i>Mikania</i> sp.	Asteraceae	Li		8	9		
<i>Olyra latifolia</i> L.	Poaceae	G		0	1		
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Poaceae	G	X	4	0		
<i>Panicum sellowii</i> Nees	Poaceae	G		20	5		
<i>Paullinia trigonia</i> Vell.	Sapindaceae	Li		0	0		
<i>Piper aduncum</i> (L.)	Piperaceae	Arb		1	0		
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Portulacaceae	E	X	6	22		
<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	Rubiaceae	E	X	3	2		
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Solanaceae	E	X	42	25		
<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench.	Poaceae	G		1	0		
<i>Talinum paniculatum</i> (Jacq.) Gaertn	Portulacaceae	E	X	0	0		
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	A		14	13		
<i>Vernonia</i> sp.	Asteraceae	Arb		2	0		
Morfoespécie 1	Indet.	I		4	0		
Morfoespécie 2	Indet.	I		8	1		
Morfoespécie 3	Indet.	I		0	1		
Morfoespécie 4	Indet.	I		0	1		
Morfoespécie 5	Indet.	I		0	1		
Morfoespécie 6	Indet.	I		1	0		
Morfoespécie 7	Indet.	I		0	0		
Morfoespécie 8	Indet.	I		3	0		
TOTAL				160	148		

Considerando-se as espécies arbóreas separadamente, a densidade também foi menor ($F = 24,35$; $P = 0,0004$) na área queimada ($7 \text{ sementes.m}^{-2}$) que na floresta não queimada ($30 \text{ sementes.m}^{-2}$). Algumas espécies pioneiras apresentaram forte redução no número de indivíduos (e.g. *Trema micrantha*) ou não ocorreram na área queimada, podendo ter sido eliminadas pelo fogo (e.g. *Croton floribundus*, *Ficus insipida* e *Heliocarpus popayanensis*) (Tabela 2).

Na área não queimada a densidade de sementes ($N.m^{-2}$) de todas as formas de vida foi de 267 na faixa de 0 a 20 m da borda e de 247 na faixa de 20 a 50 m. Para a área queimada, as densidades nessas faixas foram, respectivamente, de 87 e 108 sementes.m⁻² (Tabela 1). Não foram observadas diferenças significativas na densidade de sementes entre as duas faixas de distância da borda ($F = 0,002$; $P = 0,969$) e não houve interação entre ocorrência de fogo e distância da borda ($F = 0,234$; $P = 0,638$).

Para espécies arbóreas, analisadas separadamente, a densidade do banco de sementes da área queimada apresentou redução de 94% na faixa de 0 a 20 m e de 52% na faixa de 20 a 50 m de distância da borda (Tabela 1), em comparação com os valores registrados para a floresta não queimada. Foi constatada interação entre fogo e distância da borda ($F = 4,57$; $P = 0,056$) e a análise de variância em separado comprovou a diferença de densidade entre faixas de distância da área queimada ($F = 6,5$; $P = 0,027$).

A riqueza do conjunto de todas as formas de vida não foi afetada pela distância da borda, isoladamente ($F = 0,09$; $P = 0,771$) e não foi detectada interação entre ocorrência de fogo e distância ($F = 3,63$; $P = 0,083$). A área não queimada apresentou 32 espécies na faixa de 0 a 20 m da borda e 24 espécies na faixa de 20 a 50 m. Na área queimada foram amostradas, respectivamente 16 e 20 espécies (Tabela 1)

Exceto para trepadeiras, o fogo reduziu a riqueza de todas as formas de vida na faixa de 0 a 20 m da borda (Figura 4). Na faixa de 20 a 50 m de distância da borda ocorreu redução da riqueza apenas para gramíneas e árvores. Ervas, arbustos e trepadeiras apresentaram riqueza semelhante entre as faixas de diferentes distâncias da borda, embora com algumas diferenças decorrentes da variação espacial esperada para bancos de sementes (DALLING; SWAINE; GARWOOD, 1997). A presença de material combustível e a unidade do solo, fatores condicionantes dos efeitos do fogo, apresentam grande variação espacial (WHELAN, 1995) e podem, também, ter influenciado tal resultado.

Para as espécies arbóreas, a interação entre a ocorrência de fogo e distância da borda afetou a riqueza do banco de sementes ($F = 6,6$; $P = 0,026$). Na área queimada a riqueza das sementes foi maior ($F = 8,3$; $P = 0,015$) na faixa de 20 a 50 m de distância da borda que na faixa de 0 a 20m. Esta forma de vida foi a que apresentou maior decréscimo proporcional no espectro biológico florístico (Figura 1): o número de espécies arbóreas diminuiu 80% na faixa mais externa e 66% na faixa mais interna, em comparação com a floresta não queimada.

As espécies arbóreas registradas neste estudo ocorrem em formações florestais, onde o fogo não deve ter tido grande importância como elemento de pressão evolutiva. Por isso, além de terem tido as populações reduzidas ou eliminadas pela ocorrência do fogo, apresentaram resposta mais expressiva na faixa mais externa da borda. Comparada ao interior da floresta, a borda é mais seca (FORMAN 1995; KAPOK et al. 1997) e geralmente apresenta maior acúmulo de biomassa de alta combustibilidade, como gramíneas e cipós (COCHRANE, 2003; PRIMACK; RODRIGUES, 2001; TABANEZ; VIANA; DIAS, 1997). Isto pode ter ocasionado maiores temperaturas e, conseqüentemente, maiores perdas no banco de sementes das espécies arbóreas, favorecendo a proliferação de outras formas de vida em um próximo ciclo da floresta.

Figura 4 - Espectros biológicos (A) florístico (número de espécies por forma de vida) e (B) vegetacional (densidade relativa por forma de vida), para as plantas germinadas e identificadas a partir do banco de sementes de área queimada e não queimada de Floresta Estacional Semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Ao analisar o espectro biológico vegetacional verifica-se que, na faixa mais externa, as ervas e gramíneas aumentam em proporção na área queimada e as outras formas de vida, principalmente árvores, têm sua densidade relativa diminuída (Figura 1). Aquelas duas formas de vida, portanto, tendem a ocupar o espaço deixado principalmente pelas árvores na área queimada, assim como relatado por Kruger (1984) para florestas da África e por Uhl et al. (1981), nos primeiros seis meses da sucessão pós-fogo, na Amazônia.

Trema micrantha, espécie importante na regeneração de clareiras em Floresta Estacional Semidecidual (CARVALHO, 2003), apresentou densidades de 22 e 23 sementes.m⁻² nas faixas de 0 a 20 m e de 20 a 50 m da floresta não queimada, respectivamente, valores muito próximos àqueles relatados na literatura (DALLING et al., 1997; PUTZ, 1983b). Por outro lado, no banco de sementes da floresta queimada a densidade desta espécie foi consideravelmente reduzida (respectivamente, 0 e 5 sem.m⁻²).

A redução na densidade de sementes de espécies arbóreas, especialmente pioneiras, e o aumento da densidade relativa de sementes de gramíneas no solo na faixa mais externa da borda confirmam uma tendência preocupante no que diz respeito à conservação de fragmentos florestais, que é da ocupação da borda predominantemente pelas ervas e gramíneas e não por árvores, como seria esperado em clareiras na floresta madura (COCHRANE, 2003). Esta configuração pós-fogo, além de descaracterizar a estrutura esperada de uma comunidade florestal em sucessão, resultaria em maior suscetibilidade ao fogo, potencializando seus efeitos no caso de um eventual novo incêndio.

2.5. Conclusões

O fogo promoveu a redução da densidade e da riqueza de espécies, sem que se observasse a ocorrência de interação entre ocorrência do fogo e a distância da borda.

Exclusivamente para o banco de espécies arbóreas foi observada interação entre ocorrência do fogo e distância de borda. Na distância de 0 a 20 metros da borda detectou-se maiores reduções tanto na densidade quanto na riqueza de espécies.

As diferentes formas de vida apresentaram resposta diferenciada ao fogo. Exceto para trepadeiras o fogo reduziu o número de espécies amostradas. Ervas e gramíneas apresentaram aumento de sua importância, dada pela densidade relativa, na faixa mais externa do fragmento.

CAPÍTULO 3. AVALIAÇÃO DO IMPACTO E ESTUDO DA REGENERAÇÃO APÓS INCÊNDIO EM BORDA DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

3.1. Resumo: As bordas dos fragmentos florestais são áreas sujeitas a uma série de distúrbios, entre eles o fogo, que amplificam os efeitos da fragmentação. Neste estudo foi realizado o monitoramento, por 24 meses, de uma área de Floresta Estacional Semidecidual, a fim de se conhecerem os efeitos do fogo e a dinâmica da regeneração da estrutura da floresta, em duas diferentes faixas de distância da borda: 0 a 20m e 20 a 50m. Para avaliação dos impactos do incêndio e monitoramento da regeneração, os estratos arbóreo (altura $\geq 1,7\text{m}$) e regenerante ($0,3\text{m} \leq \text{altura} < 1,7\text{m}$) foram amostrados em cinco transectos que se estendem por 50 metros no sentido borda – interior, cada um formado por cinco parcelas de 10 x 10 metros. Foram realizadas medições aos seis, 15 e 24 meses após a ocorrência do fogo. O fogo foi mais intenso na faixa mais externa da borda, provocando perda total da biomassa arbórea. Em comparação com a floresta não queimada, a área atingida pelo fogo apresentou 43 espécies a menos na primeira avaliação, seis meses após o incêndio. Porém, após 24 meses, esta diferença reduziu-se a 14 espécies, refletindo uma razoável resiliência, em termos de riqueza florística. Algumas famílias de plantas apresentaram maior resistência ao fogo e capacidade de rebrotar do que outras. A recuperação em termos de biomassa arbórea, porém, é lenta, e está se realizando principalmente devido às espécies pioneiras oriundas de sementes; as rebrotas de árvores atingidas pelo fogo dão maior contribuição para recuperação da riqueza. As gramíneas e lianas ocuparam rapidamente a área após o incêndio, com maior intensidade na faixa mais externa da borda, e têm competido com as espécies arbóreas no processo de regeneração.

Palavras-chave: efeitos de borda, fogo, rebrota, sucessão secundária.

3.2. Introdução:

Os esforços para conhecer e entender os efeitos do fogo sobre as florestas tropicais no Brasil são relativamente recentes. Em grande parte, os estudos foram realizados a partir da década de 1980, motivados pelas alarmantes notícias acerca da destruição da Floresta Amazônica e por incêndios com proporções cada vez maiores. Cochrane (2003) afirma que a “ciência do fogo” chegou tarde aos trópicos porque a expansão demográfica e as mudanças de uso da terra em grande escala, só ocorreram recentemente.

Atualmente, alguns pontos específicos são os motivadores para o estudo do fogo em florestas tropicais: i) sua importância na emissão de gases do efeito estufa, potencializando os danos causados pelo aquecimento global; ii) a relação de causa e efeito associada à exploração madeireira e iii) os impactos ecológicos dos incêndios.

Fearnside (1990) estima, para a Amazônia, que o desmatamento gera a emissão líquida média de 194 Mg de carbono por hectare. Eventos isolados como os grandes incêndios em Borneo, em 1997, e em Roraima, em 1998, emitiram, respectivamente, 2.570 e 23,2 Tg de carbono (PAGE et al., 2003; PHULPIN et al, 2002). Dados oficiais do Governo Brasileiro (BRASIL, 2004) mostram que, em 1994, o desmatamento, muitas vezes seguido de fogo, emitiu o que corresponde a cerca de 75% do total de emissões de CO₂ do país.

Muito embora a extração seletiva de madeira seja apontada como uma atividade que propicia o aumento da suscetibilidade das florestas tropicais à queima (GERWING, 2002; KOSLOWSKI, 2002; UHL; KAUFMAN, 1990), incêndios que abrangem grandes áreas ainda não exploradas podem determinar a depleção dos estoques de produtos florestais, madeireiros ou não, impossibilitando a implantação de projetos de exploração sustentável (GOULD et al, 2002; KOSLOWSKI, 2002; NEPSTAD; MOREIRA; ALENCAR, 1999).

Entretanto, a maior ameaça representada pelo fogo nas florestas tropicais diz respeito aos seus impactos ecológicos. Os principais efeitos do fogo na ecologia das florestas tropicais são as alterações nos estoques de biomassa e nutrientes (COCHRANE; SCHULZE, 1999; SLIK; EICHORN 2003), as alterações no ciclo hidrológico (FOSBERG et al., 1990; SALATI; VOSE, 1984) e o empobrecimento das comunidades animais e vegetais nativas (BARLOW; PERES, 2006; DENNIS et al., 2001; EDWARDS; KROCKENBERGER, 2006; PINNARD; PUTZ; LICONA, 1999), que pode estar associado à invasão biológica (D'ANTÔNIO; VITUSECK, 1992; MUELLER-DOMBOIS, 2001; SILVA; SILVA-MATOS, 2006).

A importância do fogo como agente de perturbação de ecossistemas florestais aumenta com o quadro de fragmentação a que a paisagem de boa parte dos trópicos está sujeita.

O processo de substituição das florestas trouxe consigo os efeitos indesejáveis da fragmentação: a perda de área de habitat (WILLIS, 1984), o isolamento de populações (BIERREGARD et al., 1992; HARRIS 1984), as extinções secundárias (WILCOVE et al., 1986) e o efeito de borda (FORMAN, 1995).

As bordas podem ser entendidas como áreas de transição gradual ou de contato abrupto entre diferentes unidades da paisagem, nas quais a intensidade dos fluxos muda de forma brusca (FORTIN, 1994; NAIMAN et al., 1989).

Aparentemente, a frequência de incêndios está relacionada às alterações estruturais a que estão sujeitos os fragmentos florestais: áreas degradadas sujeitas às mudanças microclimáticas tornam-se mais secas e, portanto, mais sujeitas a incêndios (COCHRANE, 2003; UHL; KAUFFMAN, 1990). Nas bordas observa-se o aumento da luminosidade, diminuição da umidade e maior número de árvores mortas, em relação ao interior da floresta (LAURANCE, 2001); é ainda comum a alta densidade de cipós e de gramíneas exóticas utilizadas nas pastagens vizinhas (VIANA et al., 1997). A umidade mais baixa e a maior

disponibilidade de material inflamável tornam os fragmentos mais propensos a incêndios frequentes (VIANA et al., 1997).

A sucessão pós-fogo é mais estudada em comunidades onde o fogo se constitui em elemento natural ou de grande frequência. Whelan (1995) chama atenção para o fato de que a intensidade do fogo, o número e frequência deste tipo de perturbação e as respostas específicas ou individuais irão condicionar a comunidade em sucessão, tanto em sua composição, como no ritmo de recuperação de sua estrutura.

Kruger (1984) afirma que, para florestas, a sucessão pós-fogo ainda é pouco conhecida e coloca, também, entre as variáveis condicionantes da sucessão, as condições ambientais para estabelecimento da nova comunidade e o nível de prejuízo que o fogo trouxe à capacidade individual das plantas resistirem ou responderem à sua passagem.

No Brasil, além dos efeitos do fogo, pouco se estudou acerca da resposta das comunidades florestais à sua passagem. Para a floresta Amazônica podem ser citados Uhl et al. (1981), Uhl et al., (1982), Uhl e Buschbascher (1985), Uhl (1987), Fearnside (1990), Kauffman e Uhl (1990), Uhl e Kauffman (1990), Kauffman (1991), Cochrane e Schulze (1999), Gerwing (2002) e Ivanauskas et al. (2003).

Apesar de ser considerada um dos “hot-spots” mundiais para a conservação (MYERS, 2000), a Mata Atlântica tem sido pouco estudada, no que toca aos impactos e processos de regeneração pós-fogo. Tabarelli e Mantovani (1999) estudaram a regeneração em comunidades com diferentes idades após fogo; Silva Matos, Fonseca e Silva-Lima (2005) analisaram a resposta de duas espécies pioneiras após fogo e Silva e Silva-Matos (2006) avaliaram a invasão por *Pteridium aquilinum* (Klf.) Herter em comunidades sujeitas a incêndios frequentes.

Especificamente para a Floresta Estacional Semidecidual, uma das formações constituintes do Domínio da Mata Atlântica, os estudos também são escassos. Na região de

Campinas, estado de São Paulo, podem ser citados Castalani e Stublebine (1993) que estudaram o estágio inicial da sucessão secundária em floresta perturbada por fogo; Penha et al. (2002), e Rodrigues et al. (2003) que descreveram diferentes aspectos das rebrotas de raízes após incêndio florestal e Rodrigues; Martins e Mates (2005) que monitoraram, por 66 meses, a evolução da comunidade arbórea pós-fogo. Em Minas Gerais, Martins et al. (2002) analisaram a regeneração da floresta aos seis meses após fogo e Silva et al. (2005) compararam as comunidades arbóreas pré e pós-fogo.

De forma geral, algumas características emergem, como padrão, para os efeitos dos incêndios e características das comunidades em regeneração:

a) os efeitos do fogo são relacionados à ocorrência de perturbações anteriores. Incêndios são mais intensos onde o microclima seja mais seco e/ou haja acúmulo de necromassa (proveniente de exploração madeireira ou de invasão de capins, por exemplo) e, por consequência, de maior impacto sobre a vegetação e o processo de regeneração (COCHRANE, 2003; COCHRANE; SCHULZE, 1999; GERWING, 2002; KAUFFMAN, 1991; UHL et al., 1981, UHL; BUSCHBASCHER, 1985; UHL, 1987; UHL; KAUFFMAN, 1990;).

b) a composição da comunidade arbórea em regeneração após incêndio apresenta semelhanças com comunidades sucesssionais procedentes de outros tipos de perturbação, porém com grande importância para a ocorrência de rebrotas (CASTELANI; STUBLEBINE, 1993; KAUFFMAN; UHL, 1990; RODRIGUES; MARTINS; MATTHES, 2005; RODRIGUES et al., 2004; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; UHL et al., 1981; UHL, 1987).

c) a ocorrência do fogo tem correlação com a instalação de espécies invasoras ou em desequilíbrio, especialmente gramíneas (COCHRANE, 2003; FONSECA E SILVA-LIMA,

2005; KAUFFMAN; UHL, 1990; MARTINS et al, 2002; SILVA MATOS; SILVA; SILVA-MATOS, 2006; UHL et al., 1982;).

O presente estudo teve como objetivos avaliar os efeitos dos incêndios em diferentes distâncias da borda de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual. Para tanto foram formuladas as seguintes perguntas:

- 1) O efeito do fogo em fragmentos florestais é diferenciado em função do posicionamento em relação à borda, das formas de vida e das espécies presentes?
- 2) Quanto de biomassa é perdida?
- 3) Quanto da riqueza de espécies se perde com o incêndio?
- 4) Como se dá o processo de regeneração da comunidade?

3.3. Material e Métodos

Amostragem

Para o estrato arbóreo foi realizada a amostragem em cinco transectos com 10 metros de largura, que se estendem por 50 metros no sentido borda – interior. Os transectos mantêm, entre si, uma distância média de 40 metros sendo cada um deles composto por cinco parcelas de 10 x 10 metros (Figura 5).

O mesmo procedimento foi adotado em área de floresta não queimada, adjacente à área incendiada, porém, neste caso, a distância entre transectos era de apenas 10 metros.

Figura 5 - Croqui de distribuição e arranjo dos transectos de monitoramento da vegetação em floresta queimada na Estação Ecológica dos Caetetus, SP (Fonte: SAVANNA-PHÓTON, 1994).

Para caracterização do estrato arbóreo, em todas as parcelas foram amostrados os indivíduos com altura total mínima de 1,70 m, medindo-se o diâmetro do caule à altura do peito (DAP). Nas parcelas da floresta queimada foi registrada a resposta ao fogo, enquadrando-se cada planta em uma das categorias:

- Sobreviventes: aquelas que apresentavam copa com folhas;
- Mortas: plantas sem folhas e sem sinais de rebrota;
- Brotações: plantas em que copa e caule foram queimados e que apresentavam brotações no colo ou a partir de raiz até uma distância máxima de 50 cm do caule;
- Recrutadas: plantas surgidas após o fogo e provenientes de sementes.

A ocorrência de sobreviventes e brotações foi anotada em croqui de cada parcela, de forma a possibilitar o monitoramento de seu desenvolvimento.

A cobertura, em porcentagem do terreno ocupada pela projeção das copas, foi estimada pelo método da interseção em linha (CANFIELD, 1941), sendo calculada para as seguintes categorias: árvore, liana, erva, gramíneas e bambu. Duas linhas de estimativa da cobertura foram estabelecidas em cada parcela, a três metros dos seus limites, sendo respeitado o mesmo posicionamento em todas as campanhas de monitoramento.

Foram contadas, em cada parcela, as árvores que caíram após o incêndio, durante o período de monitoramento.

Para caracterização e monitoramento do estrato regenerante, foram instaladas quatro sub-parcelas de 2x2m nos vértices de cada parcela constituinte dos transectos (Figura 5). Nas subparcelas registraram-se todas as plantas com altura entre 0,30m e 1,70m, que foram identificadas e classificadas quanto à forma de vida.

Todos os dados foram coletados, na área queimada, aos seis, 15 e 24 meses após a ocorrência do incêndio. Na área não queimada a coleta de dados foi realizada no mês de outubro de 2005, ou seja, 24 meses após incêndio.

Análise dos dados

Para as comparações entre diferentes distâncias da borda, as parcelas foram agrupadas, de acordo com sua localização, em duas distâncias: 0 a 20 metros e 20 a 50 metros de distância da borda.

A normalidade da distribuição dos dados foi testada pelo teste de Shapiro-Wilk. Quando necessário, foi realizada a transformação por raiz quadrada. Os dados de cobertura foram transformados por $\arcsen \sqrt{p/100}$, onde p é a porcentagem calculada.

Para as comparações realizadas entre diferentes distâncias de borda, entre diferentes períodos de medições ou mesmo com a floresta não queimada, foi utilizada análise de variância quando os dados apresentavam distribuição normal, com homogeneidade das variâncias. Quando tal não ocorria, recorreu-se ao teste de Mann-Whitney. Para os dois testes utilizou-se o nível de probabilidade $p = 0,05$.

Para possibilitar a investigação da dependência entre variáveis da estrutura florestal da área queimada foi construída, com os dados individualizados por parcela, matriz de correlações de Spearman.

3.4. Resultados e Discussão

Estrato arbóreo

Em comparação com a floresta não queimada adjacente, verificou-se diferença considerável de biomassa arbórea (representada pela área basal), tanto na faixa mais próxima à borda, quanto na faixa mais interna (Tabela 3). Cabe ressaltar que, mesmo para a área não queimada, a área basal é muito inferior à do interior da mata, onde Durigan et al. (2000) amostraram $33 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. Mesmo considerando que aqueles autores adotaram critério de

inclusão diferenciado ($DAP \geq 5\text{cm}$), pode-se afirmar que esta diferença está relacionada com os efeitos de borda.

Comparando-se a floresta íntegra à queimada, aos seis meses após a passagem do fogo, pode-se inferir que a perda provável em área basal em decorrência do incêndio foi de $19,4 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ (média das duas faixas).

Tabela 3 - Estimativa da perda provável de área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$) por incêndio ocorrido em borda de Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Distância da borda	Área basal floresta não queimada ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)*	Área basal das árvores sobreviventes ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	Área basal perdida no incêndio ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)
0 a 20m	20,7	0,0	20,7
20 a 50m	20,3	2,1	18,2

* = árvores vivas

As perdas estimadas de biomassa para a área queimada, obtidas por comparação estrutural com a floresta não queimada, variaram entre 89 a 100% da área basal. Além da intensidade das alterações do ciclo biogeoquímico, conforme previsto por Coutinho (1990), Whelan (1995), Bauhus; Khann e Raison (1993) e Ellingson et al. (2000), a quantidade de biomassa perdida indica a intensidade de fogo e, portanto, a degradação que o evento pode ter causado à comunidade vegetal (KRUGER, 1984a; WHELAN, 1995;).

Na faixa localizada entre 0 e 20 metros da borda a inexistência de árvores sobreviventes ao fogo indica que provavelmente ali o fogo foi mais intenso, devido à maior disponibilidade de biomassa de fácil combustão das gramíneas e lianas (COCHRANE, 2003; PRIMACK; RODRIGUES, 2001), bem como pela menor umidade relativa do ar, normalmente detectada nas bordas dos fragmentos (FORMAN, 1995; KAPOs et al., 1997).

De forma geral, observa-se que, ainda aos 24 meses, a floresta em regeneração apresenta biomassa bastante inferior à floresta não queimada e que a recuperação da biomassa

na faixa mais externa é mais lenta (Figura 6), indicando menor resiliência que a faixa mais interna.

Figura 6: Área basal em floresta queimada em diferentes períodos pós fogo e em floresta não queimada, para diferentes períodos pós-fogo e distâncias da borda na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Aos 24 meses após o incêndio, as árvores provenientes do banco ou chuva de sementes já respondem pela maior porção da área basal (Tabela 4), sendo que os indivíduos sobreviventes e aqueles procedentes da rebrota de árvores existentes antes do incêndio oferecem, relativamente, menor contribuição à biomassa total da área em regeneração.

A redução de densidade, que indicaria competição entre os indivíduos do estrato arbóreo, não foi observada, mesmo após 24 meses de monitoramento. Mesmo entre o 15º e o 24º mês de avaliação, na faixa mais interna, onde os valores médios indicam redução de densidade, não foi encontrada variação significativa ($U = 1,02$; $p = 0,309$).

Altas densidades são típicas de formações florestais pioneiras nos trópicos (RICHARDS, 1996; GUARIGUATA et al. 1997) e Uhl (1987) relata $2.526 \text{ árvores} \cdot \text{ha}^{-1}$

(altura ≥ 2 m), no segundo ano pós-fogo em floresta amazônica, das quais 96% eram de espécies pioneiras. Este valor é superior às 1.890 árvores.ha⁻¹ da faixa de 0 a 20 metros da borda e inferior às 4.327 árvores.ha⁻¹ da faixa de 20 a 50 metros deste estudo e este resultado indica desempenho diferenciado no processo sucessional para diferentes distâncias da borda. Este fato reforça a interpretação de que as duas faixas de borda apresentam resiliência diferenciada.

A recuperação da biomassa na faixa de 20 a 50 m de distância da borda, expressa em área basal e cobertura, já aos seis meses foi bastante grande e provavelmente facilitada pela alta disponibilidade de nutrientes no solo e pela alta densidade de árvores de rápido crescimento (*Trema micrantha* e *Solanum mauritianum*). A grande densidade relativa das espécies tipicamente pioneiras, nos primeiros anos de sucessão em áreas queimadas também é relatada em floresta seca na Bolívia por Kennard et al (2002), na Amazônia por Uhl e Clark (1983) e em Floresta Estacional Semidecidual por Castellani e Stubblebine (1993).

Na floresta não queimada a densidade de árvores é significativamente superior na faixa mais interna ($F = 15,84$; $p = 0,001$), o que explica, em parte, a diferença observada na densidade de árvores sobreviventes e daquelas oriundas de rebrota entre as duas faixas da floresta queimada.

A cobertura das copas das árvores apresenta-se praticamente estabilizada desde o 15º mês após o fogo (Figura 7 e Tabela 4). Junto à borda, a cobertura arbórea é menor que na faixa mais interna aos seis ($F = 12,53$; $p = 0,001$), 15 ($F = 12,53$; $p = 0,002$) e 24 meses ($F = 21,96$; $p = 0,000$).

Tabela 4 - Parâmetros estruturais de floresta queimada em diferentes períodos de regeneração, e em floresta não queimada na Estação Ecológica dos Caetetus, SP

Tempo após o fogo	6 meses		15 meses		24 meses		Não Queimada	
Distância da borda (metros)	0-20	20-50	0-20	20-50	0-20	20-50	0-20	20-50
Área basal ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	0,78	3,58	2,57	6,47	3,49	10,01	20,68	20,26
Área basal árvores sobreviventes ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	0,00	2,12	0,00	2,12	0,00	2,12	~	~
Área basal árvores recrutadas do banco ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	0,58	1,37	2,16	4,00	2,96	7,48	~	~
Área basal árvores oriundas de rebrotas ($\text{m}^2.\text{ha}^{-1}$)	0,20	0,09	0,41	0,36	0,53	0,41	~	~
Densidade árvores oriundas do banco ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$)	1100	3235	1310	3555	1430	3787	~	~
Densidade árvores oriundas de rebrotas ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$)	190	131	380	372	460	520	~	~
Densidade árvores sobreviventes ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$)	0	193	0	193	0	193	~	~
Densidade total ($\text{ind}.\text{ha}^{-1}$)	1290	3559	1690	4120	1890	4327	1870	3607
Cobertura árvores (%)	20,0	50,6	47,7	85,6	47,3	87,5	62,4	70,8
Cobertura lianas (%)	79,9	69,3	81,2	70,1	85,2	76,9	71,4	62,0
Cobertura bambus (%)	0,1	2,6	3,4	1,5	1,8	0,9	28,5	56,5
Cobertura gramíneas (%)	11,8	0,6	13,4	1,8	14,1	0,1	9,8	0,0
Número de espécies oriundas de rebrotas	8	10	13	22	15	23	~	~
Número de espécies oriundas de sementes	6	10	11	13	13	23	~	~
Número de espécies sobreviventes	0	16	0	11	0	11	~	~
Riqueza total	14	26	19	32	24	37	45	66

As lianas ocuparam espaço rapidamente nos seis primeiros meses, mas sua porcentagem de cobertura não variou do 6º até o 24º mês na faixa de 0 a 20 m de borda ($F = 1,17$; $p = 0,294$), nem na faixa de 20 a 50 m de distância da borda ($F = 1,39$, $p = 0,248$). Aos 24 meses, a cobertura de lianas da floresta queimada é superior à floresta não queimada na faixa mais externa da borda ($F = 11,2$; $p = 0,004$). Não foram observadas diferenças na faixa mais interna.

Para as gramíneas não lenhosas (capins) a faixa mais externa sempre apresentou maior cobertura, desde o sexto ($U = 2,66$; $p = 0,001$) até o 24º mês pós fogo ($U = 2,55$; $p = 0,011$). Para a faixa externa, não se observou variação entre o 6º e o 24º mês do monitoramento ($U = 0,113$; $p = 0,910$).

Figura 7 - Evolução da cobertura, por diferentes formas de vida e em diferentes distâncias da borda, em floresta queimada e não queimada, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

A cobertura de gramíneas não lenhosas também é maior na área queimada do que na não queimada somente na faixa mais externa do fragmento, aos seis ($F = 6,76$; $p = 0,017$), 15 ($F = 5,30$; $p = 0,032$) e 24 meses ($F = 6,05$; $p = 0,023$) após a passagem do fogo.

A cobertura de bambus na área queimada, mesmo aos 24 meses após o incêndio, ainda é muito menor que na floresta não queimada, entre 0 e 20 m ($F = 25,00$; $p = 0,000$) e entre 20 e 50m da borda ($F = 44,47$; $p = 0,000$), indicando que o impacto do fogo foi intenso e duradouro sobre essa forma de vida, independente da distância da borda.

Apesar de apresentarem rizomas (WANDERLEY; SHEPHERD; GIULIETTI, 2001) que poderia lhes conferir alguma persistência na área queimada, os bambus praticamente não foram detectados na área em regeneração (Figura 7 e Tabela 4). Segundo os funcionários da Estação Ecológica, os bambus da espécie *Merostachys skvortzovii* dispersaram sementes dois anos antes do incêndio e, portanto, a comunidade de bambus à época da passagem do fogo seria constituída de indivíduos jovens e sem estruturas para resistir a tal tipo de perturbação.

A diferença observada entre as duas faixas de distância da borda para os parâmetros relativos à biomassa arbórea (densidade, cobertura e área basal) pode ser explicada analisando-se as relações entre árvores, lianas e gramíneas.

Para a floresta queimada, na faixa mais próxima da borda a densidade de árvores é menor devido a três fatores: i) conforme se observa na floresta não queimada vizinha, a densidade de árvores é menor quanto mais próximo à borda, o que diminuiu a disponibilidade de rebrotas para regeneração na área queimada; ii) conforme indicado pela literatura (BRINKMAN; VIEIRA, 1971; KENNARD et al., 2002, MOORE; WEIN, 1977; WHELAN, 1995) e também detectado no capítulo 1 deste estudo, o banco de sementes foi reduzido pelo fogo, e iii) as plântulas oriundas de sementes e as rebrotas de espécies arbóreas que ali se instalaram ainda tiveram de enfrentar forte competição com as lianas e gramíneas invasoras.

As gramíneas e lianas apresentaram rápida ocupação da faixa mais externa da borda nos primeiros seis meses, mantendo seus valores de cobertura estabilizados até o final do monitoramento. Provavelmente as gramíneas, provenientes de rebrotas de touceiras ou chuva de sementes, cresceram rapidamente e as lianas rebrotaram. A matriz de correlações (Tabela

9) mostra que as taxas de cobertura de gramíneas e de lianas apresentaram correlações negativas com a densidade de árvores recrutadas do banco de sementes e com a cobertura de copas de espécies arbóreas.

As gramíneas têm taxas de crescimento muito altas (BARUCH; LUDLOW; DAVIS, 1985) e, por isso, competem de maneira muito efetiva com as espécies arbóreas em regeneração natural na borda. Depois de instaladas, diminuem a chegada de luz ao piso em até 99% (HUGHES; VITOUSEK, 1993), prejudicando a germinação e o recrutamento das espécies arbóreas. Na área em análise não se descarta a possibilidade da regeneração de touceiras ou mesmo da chegada de novas sementes de capins.

As lianas possuem espectro mais diverso de adaptações para a reprodução vegetativa que as árvores (GERWING, 2003; METCALFE; CHALK, 1965) e têm grande capacidade de rebrota, o que garante rápida ocupação de sítios perturbados, além de serem mais abundantes nas bordas (JANZEN, 1980; PUTZ, 1984). Cochrane e Schulze (1999) relatam aumento na frequência de lianas (lenhosas e herbáceas) conforme o aumento da intensidade do fogo.

A cobertura de gramíneas na faixa mais externa da área queimada, maior que na área não queimada, que não se reduziu durante todo o período do monitoramento, indica que pode estar ocorrendo um círculo vicioso, onde as gramíneas dificultam a instalação e desenvolvimento de espécies arbóreas e disponibilizam material combustível no inverno, quando secam, deixando a área predisposta a novo evento de incêndio. Esta tendência é apontada por D'Antonio e Vitousek (1992), Mueller-Dombois (2001) e Cochrane (2003) como um sério risco à integridade de florestas tropicais. Martins et al. (2002) relatam a ocupação agressiva, por *Melinis minutiflora* Beauv., de área de Floresta Estacional Semidecidual incendiada em Viçosa, MG, e creditam à sua agressividade a dificuldade na regeneração de espécies arbóreas.

A despeito da diminuição do banco de sementes (capítulo 2 deste estudo), percebe-se que as árvores oriundas de sementes respondem por porção significativa da densidade e área basal da floresta em regeneração em ambas as faixas de distância da borda. É provável que, logo após o incêndio, tenha ocorrido chuva de sementes de *T. micrantha*, cuja dispersão ocorre em período bastante amplo do ano: janeiro a dezembro segundo Carvalho (2003) ou janeiro a maio, segundo Lorenzi (1992). A alta densidade dessa espécie, em ambas as faixas de distância da borda, pode ser observada na Tabela 5. Rodrigues; Martins e Matthes (2005) relatam que *T. micrantha* foi a espécie arbórea mais abundante ($619 \text{ árvores.ha}^{-1}$) aos 27 meses após passagem de fogo no interior de fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Campinas, SP e resultados similares, indicando a maior abundância de árvores procedentes do banco de sementes do que rebrotas, são relatados para floresta tropical seca na Bolívia por Kennard et al. (2002).

Queda de árvores:

A queda de árvores mortas pelo fogo e sobrecarregadas de cipós, que se fazem ainda mais pesados após as chuvas, é maior na área queimada, decorrido um período de 24 meses após o fogo (Figura 8). Estes eventos exercem, provavelmente, influência significativa na dinâmica da comunidade, prejudicando tanto o estrato arbóreo quanto as plantas em regeneração.

As árvores queimadas e cobertas de cipós, ao receberem a água das chuvas ficam muito pesadas e caem, levando consigo toda a massa de lianas e causando a eliminação de árvores menores, fenômeno também registrado por Putz (1984). Este fato é a explicação mais provável para o fato de que *Actinostemon conceptionis*, *Eugenia ramboi*, *Guapira opposita*, *Jacaranda micrantha*, *Machaerium stipitatum*, *Phytollaca decandra*, *Pisonia ambigua*,

Rapanea umbellata e *Trichilia catigua*, embora amostradas no sexto mês, não foram registradas nas medições posteriores.

Figura 8 - Densidade de árvores caídas em floresta queimada, 24 meses após passagem de fogo, e em floresta íntegra, para diferentes posições em relação à borda, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. Letras diferentes para o mesmo par de colunas indica diferença significativa observada no teste de Mann Whitney ao nível de 5%.

Estas observações levam à constatação de que as áreas queimadas devem apresentar, em seu estágio inicial de regeneração, dinâmica específica e que merece maiores estudos, quer seja para análises preditivas sobre a evolução da comunidade, quer seja para o desenvolvimento de técnicas de restauração que levem em consideração os danos que podem ocorrer em decorrência da queda das árvores mortas pelo fogo.

Número de espécies arbóreas

A estimativa do impacto do fogo sobre o número de espécies arbóreas e sobre o ritmo de recuperação foi feita comparando-se a lista de espécies da floresta íntegra com a lista da área queimada ao longo do processo de regeneração (Tabela 2).

Das 77 espécies arbóreas amostradas na floresta íntegra, 43 (56%) não foram amostradas na área queimada aos seis meses após o fogo. Aos poucos algumas espécies foram ressurgindo na comunidade (13 espécies aos 15 meses, mais nove aos 18 meses e mais cinco aos 24 meses).

O número de espécies amostradas no estrato arbóreo da floresta não queimada (45 espécies na faixa de 0 a 20 m e 66 na de 20-50 m) é próximo das 62 espécies relatadas por Durigan et al. (2000) para o interior da Estação Ecológica dos Caetetus. Maiores inferências sobre a riqueza da área em análise ante aquele estudo, porém, não são possíveis, uma vez que a área amostral e os critérios de inclusão foram diferentes.

A área queimada apresenta, no estrato arbóreo, um número de espécies bem menor que a não queimada, porém com número maior do que seria considerado típico (nunca superior a 10 espécies) de comunidades florestais tropicais em estágio inicial de sucessão secundária (BUDOWSKI, 1965; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; RICHARDS, 1996; WALSCHBURGER; VON HILDEBRAND, 1990).

Entre as espécies amostradas na floresta não queimada e que não foram encontradas na área queimada destacam-se, pela sua densidade, *Inga marginata*, *Trichilia clausenii* e *Ocotea indecora*.

Embora amostradas com poucos indivíduos na área não queimada, nenhuma das espécies da família Lauraceae (*Endlicheria paniculata*, *Nectandra cuspidata*, *Nectandra lanceolata*, *Nectandra oppositifolia*, *Ocotea corymbosa*, *Ocotea diospyrifolia* e *Ocotea velutina*) foi amostrada na área queimada.

Entre as outras famílias com número expressivo de espécies ausentes na área queimada, destacaram-se: Rutaceae (7 espécies), Myrtaceae (5 espécies), Euphorbiaceae e Meliaceae (4 espécies cada).

Ainda que muitas espécies destas famílias ocorram em ecossistemas nos quais o fogo seja freqüente, como o Cerrado, aparentemente as espécies amostradas nessa área de Floresta Estacional Semidecidual não sobrevivem à passagem do fogo. Regra geral as árvores das espécies que “desapareceram” possuem casca fina, que contribui para vulnerabilidade ao fogo.

Na área queimada não foi encontrada nenhuma planta da espécie exótica *Coffea arabica* L., que apresentou 110 plantas.ha⁻¹ (4% das plantas amostradas), na floresta não queimada. Esta espécie é considerada invasora em Floresta Estacional Semidecidual (INSTITUTO HÓRUS, 2006), neste caso sendo oriunda dos cafezais do entorno da floresta.

Como resultado geral, pode-se observar que a área queimada apresenta riqueza de espécies arbóreas muito inferior, se comparada à floresta não queimada adjacente (Tabelas 4 e 5). Aos 24 meses após o fogo, a floresta queimada apresenta menor número de espécies tanto na faixa externa ($F = 12,39$; $p = 0,003$) e como na interna ($F = 30,94$; $p = 0,000$).

A resposta das plantas ao fogo, ainda que dentro de uma mesma população, depende da intensidade do fogo em cada local e de características morfológicas e de localização de cada indivíduo (WHELAN, 1995). Ivanauskas et al. (2003), estudando os efeitos de fogo em floresta estacional do Mato Grosso, encontraram taxas de mortalidade que variaram de 0 a 100% entre as 76 espécies estudadas.

Tabela 5 - Lista de espécies presentes no estrato arbóreo da floresta não queimada e em diferentes idades de regeneração de floresta queimada na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. DA = Densidade absoluta (indivíduos.ha⁻¹); DR = Densidade Relativa (%).

Espécie	Familia	Ocorrência de rebrotas	6 meses				15 meses				24 meses				Não queimada			
			0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50		0 a 20		20 a 50	
			DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR
<i>Acacia paniculata</i> Wild.	Fabaceae	X					20	1,2					7	0,2				
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Fabaceae	X	20	1,5			60	3,6	48	1,2	70	3,7	87	2,0	40	2,1	33	0,9
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	Euphorbiaceae	X	10	0,8	20	0,6			7	0,2					10	0,5	80	2,2
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	X													10	0,5	73	2,0
<i>Aegiphilla sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae		70	5,3	47	1,3	80	4,7	33	0,8	100	5,3	47	1,1	10	0,5		
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae														10	0,5		
<i>Amaouia intermedia</i> Mart.	Rubiaceae																7	0,2
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	Apocynaceae	X			14	0,4			14	0,3			13	0,3	90	4,8	380	10,5
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae	X					10	0,6	7	0,2					30	1,6	53	1,5
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae	X			7	0,2	10	0,6	55	1,4	20	1,1	87	2,0			27	0,7
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. subsp. <i>canjerana</i>	Meliaceae														20	1,1	14	0,4
<i>Caliandra foliolosa</i> Benth.	Fabaceae	X									10	0,5			30	1,6	113	3,1
<i>Calyptanthus clusiaefolia</i> (Miq.) O. Berg.	Myrtaceae																47	1,3
<i>Carica papaya</i> L.	Caricaceae				20	0,6			14	0,3			13	0,3				
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Salicaceae	X			14	0,4	10	0,6	13	0,3	20	1,1	40	0,9	130	6,9	120	3,3
<i>Casearia silvestris</i> Sw.	Salicaceae	X							7	0,2			7	0,2	20	1,1	7	0,2
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrader) Schrader ex DC.	Fabaceae								7	0,2								
<i>Cecropia pachystachia</i> Trécul	Urticaceae										10	0,5						
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	X					10	0,6	14	0,3	10	0,5	13	0,3	10	0,5		
<i>Celtis fluminensis</i> Carauta	Cannabaceae	X			7	0,2	70	4,1	7	0,2	70	3,7	13	0,3				
<i>Centrolobium tomentosum</i> Guillem. ex Benth	Fabaceae	X	30	2,3	48	1,3	60	3,6	75	1,9	80	4,2	120	2,8	150	8,0	213	5,9
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St.-Hil.) Ravenna	Malvaceae	X			7	0,2			7	0,2			7	0,2				
<i>Citronela paniculata</i> (Mart.) R.A. Howard	Cardiopteridaceae																7	0,2
<i>Coffea arabica</i> L.	Rubiaceae														60	3,2	160	4,4
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Rhamnaceae																7	0,2
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Boraginaceae	X					10	0,6	14	0,3	30	1,6	20	0,5	100	5,3	60	1,7
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Eteud.	Boraginaceae	X	30	2,3	7	0,2	70	4,1	7	0,2	70	3,7	13	0,3	50	2,7	13	0,4
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae	X	130	9,9	144	4,0	210	12,4	191	4,7	220	11,6	247	5,7	330	17,6	333	9,2
<i>Cupania tenuivalvis</i> Radlk.	Sapindaceae										20	1,1					40	1,1
<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Fabaceae	X											40	0,9				
<i>Diatenopteris sorbifolia</i> Radlk.	Sapindaceae	X			48	1,3	10	0,6	21	0,5	10	0,5	40	0,9	10	0,5		
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr.	Lauraceae														10	0,5	13	0,4
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae								7	0,2	10	0,5	7	0,2				

Continua

Tabela 5 (Continuação)- Lista de espécies presentes no estrato arbóreo da floresta não queimada e em diferentes idades de regeneração de floresta queimada na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. DA = Densidade absoluta (indivíduos.ha⁻¹); DR = Densidade Relativa (%).

Espécie	Familia	Ocorrência de rebrotas	6 meses				15 meses				24 meses				Não queimada			
			0 a 20	20 a 50	DA	DR	0 a 20	20 a 50	DA	DR	0 a 20	20 a 50	DA	DR	0 a 20	20 a 50	DA	DR
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart.	Rutaceae															80	2,2	
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engl.	Rutaceae															7	0,2	
<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae															13	0,4	
<i>Eugenia ramboi</i> D. Legrand	Myrtaceae		10	0,8														
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Moraceae	X														7	0,2	
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Nyctaginaceae															13	0,4	
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Nyctaginaceae											7	0,2		10	0,5	67	1,8
<i>Guarea guidonea</i> (L.) Sleumer	Meliaceae	X		7	0,2		10	0,6			10	0,5			10	0,5	40	1,1
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engl.	Sapotaceae														10	0,5	53	1,5
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Fabaceae	X		13	0,4			14	0,3			20	0,5		10	0,5	7	0,2
Indeterminada	Indet														10	0,5	20	0,6
<i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae														140	7,5	380	10,5
<i>Inga striata</i> Benth.	Fabaceae														60	3,2	47	1,3
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae			7	0,2						10	0,5						
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC	Caricaceae			14	0,4													
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) Tozzi & H.C. Lima	Fabaceae												13	0,3	10	0,5		
<i>Myrcianthes pungens</i> (O. Berg) D. Legrand	Myrtaceae												7	0,2				
<i>Machaerium aculeatum</i> Raddi.	Fabaceae															7	0,2	
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Fabaceae							7	0,2						10	0,5		
<i>Machaerium stipitatum</i> D.C. Vogel	Fabaceae	X	10	0,8	20	0,6		20	0,5									
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	Moraceae																	
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk	Sapindaceae										10	0,5						
<i>Maytenus aquifolium</i> Mart.	Celastraceae																7	0,2
<i>Micrandra elata</i> (Didr.) Mull. Arg.	Euphorbiaceae														10	0,5		
<i>Myroxylon peruiferum</i> L.f.	Fabaceae																7	0,2
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	Monimiaceae																7	0,2
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	Myrtaceae						10	0,6					7	0,2			7	0,2
<i>Plinia</i> sp.	Myrtaceae																13	0,4
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	Lauraceae																	
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Lauraceae														10	0,5		
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees & Mart.	Lauraceae																7	0,2
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae														10	0,5		
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Lauraceae														10	0,5		
<i>Ocotea indecora</i> Schot ex Meisn.	Lauraceae																13	0,4
															40	2,1	100	2,8

Continua

Tabela 5 (Conclusão)- Lista de espécies presentes no estrato arbóreo da floresta não queimada e em diferentes idades de regeneração de floresta queimada na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. DA = Densidade absoluta (indivíduos.ha⁻¹); DR = Densidade Relativa (%).

Espécie	Familia	Ocorrência de rebrotas	6 meses				15 meses				24 meses				Não queimada			
			0 a 20	20 a 50	0 a 20	20 a 50	0 a 20	20 a 50	0 a 20	20 a 50	0 a 20	20 a 50	0 a 20	20 a 50	0 a 20	20 a 50	0 a 20	20 a 50
			DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR
<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer	Lauraceae														10	0,5	13	0,4
<i>Pachystroma longifolium</i> (Nees) I.M. Johnston	Euphorbiaceae																27	0,8
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae										10	0,5						
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae												7	0,2				
<i>Phytollaca decandra</i> L.	Phytollacaceae		10	0,8	27	0,7												
<i>Pilocarpus pauciflorus</i> A. St.-Hil. subsp <i>pauciflorus</i>	Rutaceae																7	0,2
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Rutaceae																33	0,9
<i>Piper amalago</i> L.	Piparaceae										10	0,5	7	0,2	80	4,3	33	0,9
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Fabaceae	X	40	3,1	21	0,6	40	2,4	21	0,5	40	2,1	13	0,3	70	3,7	60	1,7
<i>Pisonia ambigua</i> Heimerl	Nyctaginaceae	X	10	0,8	28	0,8			7	0,2			20	0,5			20	0,6
<i>Prockia crucis</i> P. Browne ex L.	Salicaceae														10	0,5		
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Fabaceae														20	1,1	33	0,9
<i>Ramnidium elaeocarpum</i> Reissek	Rhamnaceae																27	0,7
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez	Myrsinaceae				7	0,2											7	0,2
<i>Rollinia dolabripetala</i> (Radi) R.E.Fr.	Annonaceae		10	0,8														
<i>Rollinia sylvatica</i> (A. St.-Hil.) Mart.	Annonaceae																13	0,4
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Solanaceae		180	13,7	278	7,8	150	8,9	231	5,7	120	6,3	187	4,3				
<i>Solanum paniculatum</i> L.	Solanaceae				21	0,6	10	0,6	21	0,5	10	0,5	7	0,2				
<i>Sweetia fruticosa</i> Spreng.	Fabaceae								7	0,2			20	0,5				
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm.	Palmae				34	0,9			27	0,7			20	0,5			20	0,6
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae		750	57,3	2710	75,6	840	49,7	3120	77,1	920	48,7	3100	71,5			13	0,4
<i>Trichilia casaretti</i> C. DC.	Meliaceae														20	1,1	73	2,0
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Meliaceae	X			7	0,2									60	3,2	33	0,9
<i>Trichilia clausenii</i> C. DC.	Meliaceae	X													50	2,7	213	5,9
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss. sbsp. <i>richardiana</i>	Meliaceae																13	0,4
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Meliaceae	X							7	0,2			33	0,8	40	2,1	193	5,4
<i>Triumfetta semitriloba</i> Jacq.	Tiliaceae								7	0,2								
<i>Zanthoxylum acuminatum</i> (Sw.) Sw.	Rutaceae	X											7	0,2				
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A. St.-Hil.	Rutaceae														20	1,1	13	0,4
<i>Zanthoxylum petiolare</i> A. St.-Hil. & Tul.	Rutaceae																13	0,4
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Rutaceae														10	0,5	7	0,2
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau	Bignoniaceae	X			7	0,2			13	0,3			20	0,5			20	0,6
TOTAL			1310	100	3582	100	1690	100	4048	100	1890	100	4333	100	1870	100	3607	100

A ausência, na área submetida ao fogo, de determinadas espécies que ocorrem na área não queimada, portanto, não indica o seu desaparecimento definitivo no local do incêndio, principalmente porque a área queimada está cercada de floresta em boa parte de seu perímetro, possibilitando a reintrodução, pela chuva de sementes, das espécies eliminadas pelo fogo. Entretanto, os resultados deste estudo permitem supor que incêndios que atinjam a totalidade de um fragmento podem promover a extinção local de algumas espécies não resistentes.

Figura 9 - Evolução do número de espécies do estrato arbóreo em floresta queimada para diferentes períodos de regeneração e posicionamentos em relação à borda, em Floresta Estacional Semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

De forma geral, ambas as faixas de distância da borda apresentam aumento do número de espécies amostradas durante todo o período de monitoramento. Os indivíduos que rebrotaram de caules e raízes após o fogo contribuíram para a retomada da riqueza de

espécies, à medida que apresentavam porte para inclusão no estrato arbóreo (Figura 9 e Tabela 4).

Rodrigues, Martins e Matthes (2005) relatam aumento na riqueza de espécies do estrato arbóreo (altura > 1,0 m) até o 24º mês após ocorrência de incêndio, quando foram registradas 117 espécies de arbustos e árvores. Na mesma área, aos 27 meses pós-fogo foram registradas 89 espécies, valor bastante superior àqueles observados em ambas as faixas de distância de borda no presente estudo e esta diferença pode ser explicada pela diferença nos critérios de inclusão.

Ocorrência de rebrotas

As rebrotas foram observadas, no estrato arbóreo, em todos os períodos de monitoramento. Na última medição encontraram-se rebrotas de 29 espécies (14 famílias). Destacaram-se as famílias Fabaceae (subfamília Mimosoideae), com cinco espécies e 96 árvores.ha⁻¹, Fabaceae (subfamília Faboideae) com quatro espécies e 108 árvores.ha⁻¹, Meliaceae com três espécies e 28 árvores.ha⁻¹ e Rutaceae com duas espécies e 60 árvores.ha⁻¹ (Tabelas 5 e 6).

A densidade média encontrada de indivíduos rebrotando foi de 496 árvores.ha⁻¹, sem que se observasse diferença significativa entre as duas faixas de distância da borda ($F = 0,41$; $p = 0,534$).

Entre o sexto e o 24º mês foi observado aumento significativo na densidade de rebrotas na faixa de 0 a 20m ($U = 3,780$; $p = 0,000$) e na faixa de 20 a 50m ($U = 12,50$; $p = 0,000$).

A lista das espécies com maiores densidades de brotação (Tabela 6) apresenta coincidências com as observações feitas para rebrotas de raízes pós-fogo feitas por Rodrigues

et al. (2004) para as espécies *Centrolobium tomentosum*, *Cordia trichotoma* e *Acacia polyphylla*.

Tabela 6 - Espécies que apresentaram maior número de rebrotas em Floresta Estacional Semidecidual 24 meses após ocorrência de incêndio, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Família	Espécie	Densidade de rebrotas (árvores.ha ⁻¹)
Fabaceae (subfam. Faboideae)	<i>Centrolobium tomentosum</i>	76
Fabaceae (subfam. Mimosoideae)	<i>Acacia polyphylla</i>	64
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	52
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	52
Ulmaceae	<i>Celtis fluminensis</i>	32
Flacourtiaceae	<i>Casearia gossypiosperma</i>	28
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	24
Boraginaceae	<i>Cordia trichotoma</i>	20
Fabaceae (subfam. Faboideae)	<i>Dalbergia frutescens</i>	20
Fabaceae (subfam. Mimosoideae)	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	20

A importância da rebrota como estratégia de sobrevivência na regeneração pós-fogo é relatada para diferentes ecossistemas florestais tropicais: Uhl et al. (1981 e 1982) para floresta de terra firme na Amazônia; Kruger (1984b) para florestas montanas e costeiras da África do Sul; Rouwn (1993) em floresta secundária sobre áreas de agricultura abandonadas na Costa do Marfim; Marod et al. (2002) para floresta estacional na Tailândia e Kennard et al. (2002) em floresta seca na Bolívia.

Castelani e Stubblebine (1993) relatam a ocorrência de regeneração por rebrota em 50 das 144 espécies estabelecidas em floresta estacional 25 meses após incêndio, aí incluídas árvores, arbustos, lianas e gramíneas. Kammesheidt (1999) relata a rebrota como estratégia de regeneração ocorrendo em 50% das espécies em área degradada por fogo em floresta semidecídua no Paraguai.

No caso deste estudo a capacidade diferenciada de rebrota entre espécies, a inexistência, na área queimada, de espécies observadas com alta densidade na área não queimada e o fato de algumas famílias de plantas serem significativamente menos amostradas

na área queimada indicam haver caráter filogenético na resposta ao fogo. Os estudos que caracterizam a rebrota após fogo em Floresta Estacional Semidecidual (CASTELANI; STUBBLEBINE, 1993, HAYASHI et al, 2001, RODRIGUES et al., 2004), mostram que esta formação possui considerável número de espécies com capacidade de rebrota. Entretanto, o desconhecimento das características de cada evento de fogo, da comunidade anterior às avaliações realizadas, bem como a inexistência de monitoramento de longo prazo de comunidades incendiadas não permitem concluir sobre a importância do fogo como elemento de pressão evolutiva para a Floresta Estacional Semidecidual.

Exceto por *Croton floribundus*, o rol das espécies com maior densidade de rebrotas observadas neste estudo (Tabela 6), bem como das rebrotas de raízes apresentada por Rodrigues et al. (2003), não são, comumente, observadas em banco de sementes no solo. Este fato indica que as rebrotas são estratégia para rápida ocupação do terreno por espécies que não apresentam estratégia de regeneração pelo banco de sementes.

Apesar de sua pequena contribuição para a recuperação da biomassa da comunidade, as rebrotas contribuíram para a retomada da riqueza de espécies de maneira crescente, durante o período do monitoramento, à medida que os indivíduos apresentavam porte para inclusão no estrato arbóreo. Resultado similar foi registrado por Rouwn (1993), na Costa do Marfim, em formações secundárias sobre áreas de agricultura abandonadas.

As rebrotas fizeram com que, diferente do modelo esperado para comunidades em estágio inicial de sucessão secundária, a comunidade pós-fogo apresentasse razoável número de espécies, algumas atípicas de comunidades pioneiras, tais como *Aspidosperma polyneuron*, *Astronium graveolens*, *Balfourodendron riedelianum*, *Cordia ecalyculata*, *Holocalyx balansae*, *Jacaratia spinosa* e *Mollinedia widgrenii*.

Estrato regenerante

Não se observa variação na densidade total de regenerantes entre distâncias da borda aos seis meses após o fogo (Tabela 7), mas há diferenças importantes quando se separam as formas de vida.

Aos seis meses, as árvores e bambus na faixa mais próxima à borda apresentavam-se com densidades significativamente menores de regenerantes do que a faixa mais interna, ao contrário do que aconteceu para as lianas. A grande densidade de lianas provavelmente mascarou os resultados para análise da densidade geral, que não se apresentou diferenciada entre faixas aos seis meses. Alta densidade de lianas herbáceas ou lenhosas (28.9000 indivíduos.ha⁻¹) foi registrada por Pinard, Putz e Licona (1999) um ano após incêndio em floresta seca na Bolívia e Engel, Fonseca e Oliveira (1998) citam a ocorrência de 34.300 indivíduos.ha⁻¹, representando 24% das plantas com até 1,5 m de altura em Floresta Estacional Semidecidual em Botucatu, SP.

Tabela 7 - Densidade e riqueza do estrato regenerante (0,3m ≤ altura < 1,7m), para diferentes formas de vida, em área atingida por incêndio na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. Valores com a mesma letra para as duas distâncias da borda, na mesma idade, não diferem ao nível de probabilidade de 5%.

Tempo pós-fogo (meses)	6		15		24		Não Queimada	
Distância da borda (m)	0-20	20-50	0-20	20-50	0-20	20-50	0-20	20-50
Densidade regeneração total (ind.ha ⁻¹)	29187 a	28208 a	7250 a	11333 b	7313 a	12875 b	21938	23750
Densidade regeneração árvores (ind.ha ⁻¹)	3875 a	8250 b	2437 a	4708 b	3125 a	7958 b	4250	8792
Densidade regeneração lianas (ind.ha ⁻¹)	25000 a	18125 b	4750 a	5875 a	3813 a	3417 a	14375	9875
Densidade regeneração bambus (ind.ha ⁻¹)	312 a	1833 b	62 a	750 b	375 a	1500 a	3313	5083
Número de espécies amostradas, exceto lianas	20	42	27	44	24	47	24	40

A densidade total das plantas em regeneração foi significativamente reduzida entre o sexto e o 24º mês de monitoramento na faixa de 0 a 20m da borda ($F = 64,51$; $p = 0,000$) e na faixa de 20 a 50m ($F = 22,86$; $p = 0,000$). A correlação entre densidade total e densidade de

lianas é significativa (Tabela 9) e a diminuição da densidade total foi provocada pela grande redução de densidade de lianas na faixa mais externa ($F = 5,71$; $p = 0,024$) e na faixa mais interna ($F = 44,01$; $p = 0,000$).

No mesmo período não foi observada variação significativa na densidade dos regenerantes de espécies arbóreas e de bambus em nenhuma faixa de distância da borda.

Para os bambus a densidade absoluta não sofreu alterações significativas na faixa externa ($U = 0,30$; $p = 0,762$) e na interna ($U = 0,975$; $p = 0,330$). Da mesma forma ocorreu para regenerantes de espécies arbóreas na faixa mais externa ($F = 0,26$; $p = 0,621$) e na faixa mais interna ($F = 0,09$; $p = 0,764$).

Figura 10 - Evolução da densidade relativa do estrato regenerante, por forma de vida, em área queimada de Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Com a diminuição expressiva da densidade de lianas, a partir do 15º mês, as árvores passam a ter maior importância, demonstrada pela densidade relativa, no estrato regenerante. No 24º mês as árvores têm valores de densidade relativa e absoluta muito próximos das lianas

na faixa entre 0 e 20 m de distância da borda e são mais importantes que as lianas, na faixa entre 20 e 50 m de distância da borda (Figura 10).

Entre os indivíduos recrutados para o estrato arbóreo, a partir do estrato regenerante, após 24 meses (Tabela 8), as plantas oriundas de sementes têm contribuição maior na densidade, por estarem representadas pelas espécies que germinaram imediatamente após o fogo, de rápido crescimento e que rapidamente alcançaram porte arbóreo. Este resultado indica que houve grande germinação das sementes do banco que sobreviveram à passagem do fogo e justifica a redução da densidade de regenerantes observada, já no 15º mês de monitoramento (Tabela 7).

Tabela 8 - Evolução da densidade (ind.ha^{-1}) de espécies arbóreas no estrato regenerante em área atingida por incêndio na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. (1) $0,3\text{m} \leq \text{altura} < 1,7\text{m}$; (2) $\text{altura} \geq 1,7\text{m}$.

	Distância da borda (m)	Estrato regenerante (1)			Recrutadas estrato arbóreo(2)		
		Total	Rebrotas	Sementes	Total	Rebrotas	Sementes
6 meses	0 a 20	3875	285	3590	0	0	0
	20 a 50	8250	1036	7214	0	0	0
24 meses	0 a 20	3125	1188	1937	2125	313	1813
	20 a 50	7958	3327	4631	4667	292	4375

Nota-se, para as espécies arbóreas, que a densidade das rebrotas no estrato regenerante é maior na faixa entre 20 e 50m de distância da borda (Tabela 8) provavelmente porque na floresta, antes do fogo, a densidade de árvores era menor na faixa de 0 a 20 m, da mesma forma como observado na floresta não queimada utilizada para comparação (Tabela 4).

Observa-se que 24 meses após a passagem do fogo ocorriam ingressos no estrato regenerante, que podem ser explicados pelas plantas com lançamento tardio de rebrotas, pela germinação de sementes sobreviventes ao fogo, com germinação pouco fotoblástica ou, ainda,

pela chegada de propágulos através da chuva de sementes. Entre o sexto e o 24º mês após o fogo, as rebrotas aumentaram sua importância no estrato regenerante de 7% para 38% dos indivíduos na faixa de 0 a 20m e de 12% para 42% na faixa entre 20 e 50m da borda.

No caso da floresta estudada, as rebrotas devem se constituir em estratégia mais para diminuir a dependência do banco de sementes para manutenção da população (BOND; MIDGLEY, 2001) do que para garantir a rápida ocupação do espaço após a perturbação, (KRUGER, 1984a; WHELAN, 1995).

Comparando-se as áreas queimada e não queimada, observa-se que a grande diferença do número de espécies amostradas no estrato arbóreo (Tabela 4) não se repete no estrato regenerante (Tabela 7). A riqueza do estrato regenerante pode ser creditada às rebrotas e mesmo a plântulas procedentes da chuva de sementes. Isto sugere que as plantas que ainda não atingiram o estrato arbóreo terão papel muito importante na regeneração da área, contribuindo para o restabelecimento do nível de riqueza da floresta anterior ao fogo.

A diferença de riqueza entre as faixas de distância da borda, entretanto, permanece. O número total de espécies arbóreas amostradas no estrato regenerante é superior na faixa mais interna aos seis ($F = 16,75$; $p = 0,001$) e aos 24 meses ($F = 17,33$; $p = 0,001$) após a passagem do fogo. Também este dado é um indicador de menor resiliência da faixa mais próxima à borda.

Figura 11 - Evolução da riqueza de espécies para os estratos regenerante e arbóreo em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual atingida por fogo na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Todavia o estrato regenerante está contribuindo para a ampliação da riqueza da comunidade (Figura 11). A evolução do índice de similaridade calculado entre as florestas queimada e não queimada, considerando os dois estratos analisados (Figura 12), indica também que as plantas em regeneração promovem a aproximação entre as áreas, em composição de espécies.

Figura 12 - Evolução do Índice de Similaridade (J) entre a floresta queimada e a floresta íntegra, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP, calculado para o estrato arbóreo (altura $\geq 1,7$ m) e para os dos dois estratos (altura $\geq 0,3$ m).

A densidade do estrato regenerante foi fortemente influenciada pela presença das lianas. De acordo com Putz (1984), essas plantas têm grande facilidade em rebrotar rapidamente após distúrbios e logo após o incêndio dominaram o estrato regenerante. Com o decorrer do tempo, os indivíduos amostrados na primeira medição passaram a compor o estrato arbóreo ou foram eliminados pela competição e, desta forma, se justifica sua drástica redução no estrato regenerante a partir do 15º mês de monitoramento. Este fato fez com que as espécies arbóreas aumentassem sua importância relativa neste estrato durante o período monitorado.

Tabela 9 - Matriz de correlações entre diferentes parâmetros estruturais dos estratos arbóreo e regenerante em floresta semidecidual atingida por incêndio na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

	Distância da borda	Tempo	Densidade árvores recrutadas	Densidade árvores de rebrotas	Cobertura arbóreas	Cobertura de lianas	Cobertura de gramíneas	Riqueza árvores rebrotas	Riqueza árvores recrutadas	Riqueza regeneração	Densidade regeneração árvores	Densidade regeneração lianas	Densidade regeneração bambus	Densidade regeneração total
Distância da borda	1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Tempo	0	1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Densidade árvores recrutadas	0.344*	0.066	1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Densidade árvores de rebrotas	0.078	0.561*	-0.120	1	---	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Cobertura de arbóreas	0.611*	0.432*	0.569*	0.327	1	---	---	---	---	---	---	---	---	---
Cobertura de lianas	-0.223	0.162	-0.606*	-0.038	-0.271	1	---	---	---	---	---	---	---	---
Cobertura de gramíneas	-0.621*	0.025	-0.352*	0.054	-0.626*	0.048	1	---	---	---	---	---	---	---
Riqueza árvores rebrotas	0.106	0.567*	-0.020	0.858	0.366*	-0.032	0.006	1	---	---	---	---	---	---
Riqueza árvores recrutadas	0.375*	0.304*	0.400*	0.055	0.537*	0.016	-0.466*	0.113	1	---	---	---	---	---
Riqueza regeneração	0.721*	-0.010	0.188	0.130	0.420*	-0.133	-0.478*	0.164	0.248	1	---	---	---	---
Densidade regeneração árvores	0.580*	-0.052	0.198	0.120	0.296*	-0.213	-0.421*	0.135	0.283	0.844*	1	---	---	---
Densidade regeneração lianas	-0.094	-0.750*	-0.124	-0.424*	-0.474*	-0.046	0.082	-0.469*	-0.296*	0.055	0.205	1	---	---
Densidade regeneração bambus	0.418	-0.053	0.059	0.165	0.197	-0.270	-0.292	0.047	0.168	0.252	0.322	0.044	1	---
Densidade regeneração total	0.168	-0.659*	-0.031	-0.300	-0.279	-0.143	-0.108	-0.348*	-0.135	0.361*	0.549*	0.923*	0.267	1

* = correlações significativas a 1%.

A diferenciação de densidade, tanto de plantas oriundas de sementes quanto de rebrotas, e riqueza do estrato regenerante entre as duas faixas de distância da borda tem duas explicações plausíveis: i) a configuração da floresta, antes do fogo, com maior riqueza na faixa mais interna, tal como observado na amostragem da área não queimada, influenciou o estrato regenerante pós-fogo e; ii) o efeito do fogo diferenciado por faixas de distância no banco de sementes (Capítulo 2 deste estudo). Estes resultados sugerem que a configuração do estrato regenerante pós-fogo parece ser condicionada tanto pela configuração da floresta antes da perturbação, quanto pelos efeitos do fogo.

Analizando-se o estrato regenerante apenas pelas espécies arbóreas que o compõem, pode-se afirmar que foi prejudicado pela cobertura de gramíneas e facilitado pela cobertura do estrato arbóreo (vide Tabela 9). Este fato, novamente, leva a destacar o risco à regeneração da floresta representado pela presença de gramíneas.

A densidade relativa de espécies recrutadas do banco de sementes diminuiu, durante o período do estudo, provavelmente pela diminuição do banco devido ao fogo e à germinação das espécies de fotoblastia positiva imediatamente após o distúrbio. Este fato é relatado para outros casos de áreas perturbadas por fogo (KOSLOWSKI, 2002; KRUGER, 1984b; THOMPSON, 1993; WHELAN, 1995).

Os bambus lenhosos não apresentam dispersão de sementes anual, podendo este evento se repetir em períodos que variam de 3 a 120 anos (JANZEN, 1976; NADGAUDA et al, 1990). No caso deste estudo o banco de sementes foi bastante degradado, sem que durante o período de monitoramento houvesse dispersão de sementes dessas espécies e, por isso, não se observou variação significativa na densidade da regeneração de bambus nas áreas monitoradas.

De forma geral as plantas do estrato regenerante tendem a contribuir para a recuperação da riqueza da área. Embora ainda estejam sujeitas a processos que possam

determinar sua eliminação (competição, herbivoria, mortalidade por eventos de seca, etc), espera-se que a comunidade em evolução apresente aumento exponencial da riqueza com a recuperação da estrutura florestal e com a chegada de novas espécies através de dispersão de sementes de espécies existentes na floresta adjacente não queimada.

3.6. Conclusões

O fogo acarreta grande perda de biomassa que é ainda maior na faixa mais externa do fragmento.

O fogo acarreta perdas de riqueza e há grupos taxonômicos mais vulneráveis.

A resiliência do ecossistema depende mais da regeneração por sementes para recompor a biomassa e tanto da regeneração por sementes quanto por rebrotas para recompor a riqueza.

A resiliência é maior na distância entre 20 e 50 m da borda, uma vez que nesta faixa a recuperação da biomassa e riqueza de espécies ocorre com maior velocidade.

A rebrota de plantas de estádios sucessionais mais avançados confere à comunidade uma configuração florística que a diferencia do modelo usualmente aceito para as comunidades sucessionais pioneiras oriundas do banco de sementes.

CAPÍTULO 4. EFICÁCIA DO CONTROLE DE CIPÓS E GRAMÍNEAS INVASORAS NA RECUPERAÇÃO DA COMUNIDADE ARBÓREA ATINGIDA POR INCÊNDIO

4.1. Resumo: Fragmentos de vegetação natural são freqüentemente atingidos por incêndios, amplificando os efeitos de borda causados pela fragmentação; entretanto, estudos que tratem de medidas que facilitem a regeneração da comunidade florestal após este tipo de distúrbio são escassos. O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos do controle de lianas e gramíneas sobre a comunidade em regeneração em área de borda de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual atingida por fogo. Para tanto, se realizaram operações manuais de arranquio das touceiras de gramíneas e corte dos cipós em cinco transecções de 10x20 m, aos seis, 15, 18 e 24 meses após a passagem do fogo. Efetuou-se o monitoramento da regeneração da comunidade de espécies arbóreas nestes transectos em transectos com as mesmas dimensões não submetidos ao manejo, para comparação. O manejo apresentou efeito benéfico para as plantas com altura $\geq 1,7$ m, na faixa até 10 m de distância da borda da floresta, com aumento de área basal ($3,7 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ na área manejada contra $1,5 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$ na testemunha), densidade total de plantas ($1.320 \text{ ind}.\text{ha}^{-1}$ contra $840 \text{ ind}.\text{ha}^{-1}$) e cobertura de copas (44,8% contra 25,8%). Por outro lado, não se observou efeito benéfico para o estrato regenerante ($0,30 \leq \text{altura} < 1,70\text{m}$). Dados os baixos valores de densidade e número de espécies observadas em regeneração natural, o manejo deve ser acompanhado de outras técnicas complementares como medida para facilitação da restauração da floresta após o incêndio.

Palavras-chave: Floresta Estacional Semidecidual, fogo, lianas, manejo, recuperação.

4.2. Introdução:

A despeito dos trabalhos recentes de inventário da cobertura florestal natural do Estado de São Paulo (KRONKA, 2005) mostrarem que as antigas previsões sobre a evolução do desmatamento (VICTOR et al., 1979) eram pessimistas, o processo de substituição das florestas pela agricultura trouxe consigo os efeitos indesejáveis da fragmentação, comprometendo a integridade biológica das florestas remanescentes.

Associados à fragmentação observa-se a perda de habitat (WILLIS, 1984), o isolamento de populações (HARRIS, 1984), as extinções secundárias e os efeitos de borda (FORMAN, 1995).

Nas bordas, com a alteração das condições de luminosidade e umidade habitualmente encontradas no interior da floresta, pode ocorrer a ocupação por populações de ervas e gramíneas exóticas utilizadas nas pastagens vizinhas e a proliferação de cipós (LAURANCE, 1997).

A proliferação de gramíneas e lianas nas bordas dos fragmentos é comum em áreas submetidas ao corte seletivo ou ao fogo (GERWING, 2003) e geram a competição por recursos com as espécies nativas, além de alterações das condições ambientais ou da disponibilidade de recursos (D'ANTONIO; VITOUSECK, 1992).

Para as lianas já é sabido que essas plantas, quando em situação de dominância gerada pela abertura de áreas florestais, inibem o crescimento (GERWING, 2003; PUTZ 1984; SCHNITZER; BONGERS, 2002) e a regeneração de espécies arbóreas, podendo causar, em casos extremos, declínio da comunidade original (ACEVEDO-RODRIGUES; WOODBURY 1985, ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998; PEÑALOSA, 1985; PUTZ, 1984).

A capacidade de ocupação de espaço pelas lianas após distúrbios é bem documentada. A sua capacidade de rebrota é muito vigorosa (VIDAL et al., 1997), garantindo grande vantagem competitiva (JANZEN, 1980). A presença de tubérculos confere capacidade de

rápido crescimento e rebrota mesmo após corte ou incêndio (BALLÉ; CAMPBELL, 1990). Miller (1999), estudando a dinâmica da comunidade de floresta tropical decídua no México três meses após incêndio encontrou nas lianas a capacidade de ocupar área cinco vezes maior que as espécies arbóreas e Putz (1983a) estimou que a biomassa de folhas de lianas é cerca de 10 vezes maior que a de árvores com a mesma área basal.

As lianas têm grande importância na configuração das florestas tropicais. Respondem por grande parcela da riqueza de espécies da comunidade (GENTRY; DODSON, 1987), estão presentes em todos os estádios de sucessão (HARCOMBE 1977), contribuem para a manutenção do microclima da floresta (RICHARDS, 1996), têm grande parcela de contribuição na ciclagem de nutrientes, especialmente em comunidades em regeneração, pois acumulam nutrientes em sua biomassa e evitam sua perda (ENGELS, FONSECA E OLIVEIRA, 1998). Além disso, oferecem frutos e pólen em época na qual a floresta apresenta baixa disponibilidade destes recursos (ENGELS, FONSECA E OLIVEIRA, 1998; PUTZ; WINDSOR, 1987;).

Lianas são mais abundantes em florestas abertas, clareiras, áreas perturbadas ou em bordas de fragmentos. Nestes locais são bastante abundantes porque há disponibilidade de luz e de árvores jovens que lhes fornecem suporte (PUTZ, 1984), formando emaranhados que dificultam a penetração.

A abundância de lianas em áreas perturbadas pode atingir níveis em que prejudicam os mecanismos de auto-regulação do ecossistema, isto geralmente quando os níveis de distúrbio são muito altos e comprometem a regeneração, estrutura e funcionamento de comunidades (ENGELS, FONSECA; OLIVEIRA, 1998).

O controle de lianas com a finalidade de promover a regeneração da estrutura de Floresta Estacional Semidecidual degradada por fogo foi estudado por Rozza (2003), que concluiu que o controle da superabundância de lianas foi eficaz para promover a recuperação

da cobertura arbórea. A autora considera, porém, que a sustentabilidade da comunidade resultante depende de medidas de manejo complementares.

Com relação às gramíneas invasoras, afirmam que competem com espécies nativas em uma grande variedade de ambientes, alteram ciclos de nutrientes, favorecem a ocorrência de incêndios e apresentam crescimento rápido após a passagem do fogo (D'ANTONIO; VITOUSECK, 1992; D'ANTONIO; TUNISON; LOH, 2000; MACK; D'ANTONIO; LEY, 2001). No Brasil, alterações no regime de incêndios devido à invasão por gramíneas exóticas são relatadas para cerrados (COUTINHO, 1992, 1990) e para a floresta amazônica (NEPSTAD, UHL; SERRÃO, 1991).

As gramíneas têm taxas de crescimento muito altas (BARUCH et al., 1985) e, por isso, competem de maneira muito efetiva com as espécies arbóreas em regeneração natural. Após instaladas, diminuem a chegada de luz ao piso em até 99% (HUGHES; VITOUSEK, 1993), prejudicando a germinação e o recrutamento das espécies arbóreas. A regeneração de touceiras ou mesmo a chegada de novas sementes de capins após a ocorrência do incêndio não devem ser descartadas na área deste estudo.

Martins et al. (2002) relatam a inibição da regeneração das espécies arbóreas em Floresta Estacional Semidecidual queimada devido à alta abundância de *Melinis minutiflora* Beauv.

Além da escassez de informações acerca dos efeitos do fogo associado à invasão, ou mesmo desequilíbrio de populações de plantas nativas, e sobre a capacidade de regeneração da Floresta Estacional Semidecidual após incêndio, também são raros os estudos aplicados ao desenvolvimento de técnicas que favoreçam a regeneração, interrompendo o círculo vicioso formado pelos incêndios e pelo efeito de borda.

O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos de medidas de controle de lianas e gramíneas invasoras sobre a comunidade vegetal em área de borda de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual após a passagem do fogo.

4.3. Material e métodos

O experimento foi realizado em área atingida por incêndio descrita no capítulo 1 deste estudo. À ocasião do início das atividades de manejo a faixa de 0 a 10 metros de distância da borda da floresta encontrava-se com grande abundância de capins (especialmente colônia *Panicum maximum* Jacq.) e as lianas eram abundantes e presentes também na faixa de 10 a 20 metros da borda. A liana *Banisteriopsis oxyclada* (A. Juss.) B. Gates era visualmente a mais abundante e formava uma camada entrelaçada e bastante espessa que cobria grande parte da área queimada, estendendo-se sobre os troncos das árvores mortas e as copas das árvores em regeneração. A caracterização da comunidade arbórea foi feita no capítulo 3 deste estudo.

O efeito do controle de lianas e gramíneas invasoras sobre a recuperação da floresta na borda da área queimada foi avaliado por meio do monitoramento da comunidade arbórea, em cinco transectos de 10 metros de largura por 20 metros de comprimento (demarcados no sentido borda-interior) constituídos, cada um, por duas parcelas com 10 x 10 m. Nessas parcelas efetuou-se o corte de lianas (com uso de facão) e o arranquio de capins com enxada aos seis, quinze, dezoito e vinte e quatro meses após a passagem do fogo.

Como testemunha foram monitorados cinco transectos com a mesma dimensão e orientação, intercalados aos primeiros, nos quais não foi realizada nenhuma operação de manejo.

Figura 13 - Croqui de distribuição das parcelas de monitoramento da vegetação em floresta queimada submetida a tratamento de controle de cipós e gramíneas na Estação Ecológica dos Caetetus, SP (Fonte: Savanna- Phóton, 1994).

A comunidade foi dividida em dois estratos: arbóreo, compreendendo as plantas com altura $\geq 1,7$ m, sendo anotado, para cada planta, se era procedente de rebrota de árvore pré-existente ou se era proveniente de sementes. Foram consideradas rebrotas as plantas em que copa e caule foram queimados e que apresentavam brotações no colo ou a partir da raiz em um raio máximo de 50 cm a partir do caule.

Para o estrato regenerante, em cada parcela constituinte dos transectos foram instaladas quatro sub-parcelas de 2 x 2 m, nas quais foram identificados e contabilizados todos os indivíduos de espécies lenhosas, exceto lianas, com altura a partir de 0,30 m e inferior a 1,70 m.

Nas parcelas foi também avaliada a cobertura, pela estimativa de porcentagem do terreno ocupada pela projeção das copas de árvores, gramíneas e lianas através do método de linhas (CANFIELD, 1941).

A coleta de dados sobre a estrutura da comunidade nas duas situações foi efetuada aos seis, quinze e 24 meses após a passagem do fogo.

Foi registrada, em cada período das operações de retirada de lianas e gramíneas, a quantidade de mão de obra necessária para sua realização. A quantificação de custos foi realizada com base no valor do salário mínimo rural da região dos estudos, acrescido dos encargos sociais e benefícios previstos em lei.

A normalidade dos conjuntos de dados foi verificada através do teste de Shapiro-Wilk. A comparação dos valores médios obtidos, aos 24 meses após o incêndio, para o estrato arbóreo foi feita através de Análise de Variância, desdobrando-se os tratamentos (manejo e testemunha) nas diferentes posições (0 a 10 e 10 a 20 m de distância da borda).

Para a homogeneização das variâncias, os dados de área basal, riqueza e densidade foram transformados por $\log(1+n)$ e os dados percentuais de cobertura por $\arcsen\sqrt{p/10}$, onde p é a porcentagem calculada.

Os dados do estrato regenerante, por não apresentarem distribuição normal, foram analisados pelo teste de Mann-Whitney.

Para avaliação das associações entre as variáveis analisadas foi elaborada matriz de correlações de Pearson.

4.4. Resultados e discussão

O manejo proposto mostrou-se eficaz na faixa de 0 a 10m de distância da borda, resultando em ganhos para as seguintes variáveis: área basal total ($F = 9,95$; $p = 0,009$), densidade de árvores oriundas de sementes ($F = 12,40$; $p = 0,003$), densidade total de árvores ($F = 5,11$; $p = 0,039$) e cobertura de copas ($F = 5,34$; $p = 0,027$) (Tabela 10 e Figura 14).

Na faixa mais interna (10 a 20m) foram observados efeitos do tratamento apenas para a variável cobertura de copas das árvores ($F = 11,781$; $p = 0,001$).

O número de espécies não respondeu às práticas de manejo em nenhuma das duas faixas de distância da borda ($F = 3,00$; $p = 0,103$ para a faixa externa e $F = 1,901$; $p = 0,188$ para a faixa interna).

Os efeitos do tratamento foram observados, para a maioria das variáveis, apenas na faixa mais próxima à borda, onde as gramíneas e lianas apresentam maior porcentagem de cobertura e sua eliminação, portanto, liberta os indivíduos de espécies arbóreas da competição com outras formas de vida.

Tabela 10 - Aspectos estruturais da comunidade arbórea (altura $\geq 1,7$ m) em diferentes distâncias de borda de Floresta Estacional Semidecidual atingida por incêndio, 24 meses após ser submetida ao manejo de gramíneas e cipós, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP (valores de desvio padrão entre parênteses).

	0 a 10m		10 a 20m	
	Testemunha	Manejo	Testemunha	Manejo
Cobertura de árvores (%)	25,8 (25,2)	44,8 (15,3)	68,7 (23,4)	97,6 (5,9)
Cobertura de gramíneas (%)	27,7 (15,0)	0	0,5 (1,3)	0
Cobertura de lianas (%)	82,3(16,2)	0	88,0 (10,5)	0
Área basal ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	1,5 (1,4)	3,7 (1,6)	5,5 (2,3)	6,2 (2,3)
Densidade total ($ind \cdot ha^{-1}$)	840 (344)	1320 (335)	2940 (1442)	2660 (1050)
Oriundos de rebrotas ($ind \cdot ha^{-1}$)	460 (182)	320 (173)	460 (167)	540 (365)
Oriundos de sementes ($ind \cdot ha^{-1}$)	380 (311)	1000 (224)	2480 (1524)	2080 (1252)
Árvores cortadas ($ind \cdot ha^{-1}$)*	0	60	0	60
Número de espécies amostradas	13	16	20	20

* Árvores cortadas acidentalmente durante as operações de manejo

Pela análise da matriz de correlações (Tabela 11) verifica-se que quanto maior a cobertura de capins, menores são os valores que representam a estrutura da comunidade arbórea: cobertura, densidade e área basal. Por outro lado, a cobertura de lianas parece ter prejudicado apenas o incremento em área basal do estrato arbóreo. Para as lianas o fornecimento de suporte ao seu crescimento é fator mais crítico que a disponibilidade de luz (PUTZ, 1984). Desta forma, ao se sobreporem às árvores, ainda pequenas, da comunidade em regeneração, teriam limitado seu crescimento.

Tabela 11 - Matriz de correlações entre diferentes variáveis estruturais de Floresta Estacional Semidecidual atingida por incêndio e submetida ao manejo de gramíneas e cipós na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

	Área basal das árvores	Densidade de árvores	Cobertura de árvores	Cobertura de lianas	Cobertura de capins	Densidade estrato regenerante
Área basal das árvores	1	---	---	---	---	---
Densidade de árvores	0.283	1	---	---	---	---
Cobertura das árvores	0.586**	0.703**	1	---	---	---
Cobertura de lianas	-0.838**	-0.008	-0.348	1	---	---
Cobertura de capins	-0.456*	-0.509*	-0.671**	0.468*	1	---
Densidade estrato regenerante	-0.362	-0.046	-0.163	0.458*	0.303	1

* = correlações significativas a 5%

** = correlações significativas a 1%

Devido às suas elevadas taxas de crescimento (BARUCH et al., 1985) as gramíneas afetam a comunidade natural pela competição e em alguns casos sua presença pode diminuir a chegada de luz ao piso da floresta em até 99% (HUGHES; VITOUSEK, 1993), prejudicando a germinação e o recrutamento das espécies arbóreas. Além da competição e inibição mecânica à chegada de novas sementes, efeitos alelopáticos são relatados para o capim-colonião – *Panicum maximum* (ALMEIDA, 1999), que é a gramínea mais abundante na borda da área estudada.

O ganho em diâmetro de copas das árvores nas parcelas manejadas e situadas entre 10 e 20 metros da borda, onde o percentual de cobertura de gramíneas é praticamente nulo (0,5%), associado à correlação negativa entre cobertura de lianas e cobertura das árvores indicam que as lianas atuam muito mais restringindo o desenvolvimento das árvores do que impedindo o seu estabelecimento. Putz (1984) afirma que as lianas, quando abundantes em clareiras, prejudicam o desenvolvimento das árvores jovens e paralisam o crescimento em

altura das árvores adultas, e Schnitzer e Bongers (2002) atribuem tal resultado à competição por água e luz com as espécies arbóreas.

O mesmo resultado indica também que a competição oferecida pelas lianas, isoladamente, é muito menos severa que a oferecida em conjunto com as gramíneas, na forma como ocorre nas parcelas situadas entre 0 e 10 metros de distância da borda.

Há na literatura referências acerca do manejo de lianas, principalmente em áreas submetidas à exploração madeireira, demonstrando que as lianas prejudicam o desenvolvimento em volume e forma das árvores (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998). Gerwing e Vidal (2003) relatam, para área que sofreu exploração seletiva de madeira no Pará, que árvores com muitos cipós tinham o incremento médio anual em altura cerca de 220% menor que árvores sem cipós.

Alvira et al. (2004) afirmam que o corte de lianas antes da exploração madeireira reduz a sua proliferação após o corte das árvores. Os autores explicam esse resultado pelo fato do corte diminuir a disponibilidade de caules de lianas para rebrota e colonização após a queda das árvores. Esta é uma afirmação controversa: Engel, Fonseca e Oliveira (1998) afirmam que a grande capacidade de rebrota, especialmente em ambientes perturbados, onde não ocorre tanta restrição de luminosidade, faz com que o corte seja uma prática que, isolada, não apresenta efeitos para controle das lianas.

Resultados positivos para plantas do estrato arbóreo (plantas com DAP>0) também foram encontrados por Rozza (2003) para corte total de lianas em Floresta Estacional Semidecidual atingida por fogo. 28 meses após o início das operações de controle, a autora observou acréscimo de 450% da densidade de plantas, em comparação com a área testemunha.

No mesmo estudo foi detectada resposta positiva também para as plantas do estrato regenerante (plantas entre 50 e 130 cm de altura), que nas parcelas com controle de lianas em

área total tiveram sua densidade ampliada em 55%. Neste caso, como não se realizou o arranquio de gramíneas e conseqüente movimentação do solo, as plantas do estrato regenerante tiveram melhores condições de germinação e desenvolvimento, o que explica as diferenças de resultados com o presente estudo.

Verifica-se pela análise evolutiva da comunidade (Figura 14), que as parcelas manejadas apresentam desempenho superior em densidade e área basal do estrato arbóreo, desde o décimo quinto mês após a passagem do fogo. Entretanto, não se observa o mesmo efeito sobre a riqueza de espécies neste estrato, ou seja, o manejo não favorece o ingresso de novas espécies na comunidade.

Estes resultados podem ser explicados pelo fato de que a comunidade arbórea existente após o incêndio teria sua riqueza restrita às espécies cujas sementes sobreviveram à passagem do fogo e àquelas cujos indivíduos sobreviveram integralmente ou emitiram brotações após o incêndio.

Figura 14 - Evolução estrutural do estrato arbóreo em diferentes distâncias da borda de Floresta Estacional Semidecidual atingida por incêndio e submetida à eliminação de gramíneas e cipós na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. (A) área basal; (B) número de espécies amostradas; (C) densidade de árvores.

Não se constatou resposta ao manejo para a densidade do estrato regenerante ($0,30 \leq \text{altura} < 1,70\text{m}$), com base na análise dos dados da Tabela 12. O impacto da operação de eliminação do capim e das lianas, com o revolvimento do solo e corte accidental de plântulas e árvores pequenas pode ser a explicação para este resultado.

As parcelas testemunha apresentaram, para o estrato regenerante, número de espécies superior às parcelas submetidas ao manejo, especialmente na faixa de 10 a 20m de distância da borda ($U = 1,984$; $p = 0,047$).

Tabela 12 - Densidade e riqueza do estrato regenerante ($0,30\text{m} \leq \text{altura} < 1,7\text{m}$) em diferentes distâncias de borda de Floresta Estacional Semidecidual atingida por incêndio e submetida ao manejo de gramíneas e cipós, 24 meses após o fogo, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP. (Valores de desvio padrão entre parênteses).

	0 a 10m			10 a 20m		
	Testemunha	Manejo	Teste Mann Whitney	Testemunha	Manejo	Teste Mann Whitney
Densidade total (ind.ha ⁻¹)	1625 (914)	2125 (3031)	$U = 1,190$ $p = 0,234$	4625 (3020)	4125 (4967)	$U = 0,514$ $p = 0,607$
Oriundos de rebrota (ind.ha ⁻¹)	500 (237)	625 (2276)	$U = 0,027$ $p = 0,978$	1875 (599)	1625 (2704)	$U = 0,379$ $p = 0,705$
Oriundos de sementes (ind.ha ⁻¹)	1125 (862)	1500 (2549)	$U = 0,933$ $p = 0,351$	2750 (2868)	2625 (2605)	$U = 0,027$ $p = 0,978$
Número de espécies amostradas	9	7	$U = 0,940$ $p = 0,347$	20	16	$U = 1,984$ $p = 0,047$

* considerada significativa a diferença entre tratamentos quando $p < 0,05$

Plantas muito pequenas podem ter sido prejudicadas pelo revolvimento do solo ou simplesmente cortadas durante as operações de manejo, como foi constatado para árvores, que chegaram a atingir a média de 60 indivíduos cortados por hectare (Tabela 10). Neste caso, um possível efeito benéfico do manejo – a redução da competição, pode ter sido mascarado pelas perdas resultantes da operação. Esta constatação indica que as operações de manejo devem ser realizadas de outra forma, talvez com ferramentas menores, ou com maior cuidado, de forma a evitar ou minimizar tal dano.

Diante dos resultados obtidos, considera-se que os danos causados pela operação de manejo sobre as plantas em regeneração podem comprometer a eficácia das técnicas aplicadas. Duas medidas podem ser testadas para aumentar a densidade das plantas em regeneração: i) agregar ao manejo o plantio de espécies de crescimento rápido ou ii) aplicação de graminicidas, sem prejudicar a regeneração natural das espécies arbóreas.

A densidade das espécies arbóreas em regeneração nesta área de borda atingida pelo fogo também parece estar comprometendo a recuperação da floresta. Durigan et al. (2000) encontraram, no interior da floresta da Estação Ecológica dos Caetetus, 28.875 indivíduos.ha⁻¹ no estrato inferior (DAP <1cm, altura mínima 10cm) e 3.225 indivíduos. ha⁻¹ no estrato intermediário (1cm <DAP <5cm). Apesar das diferenças referentes à área amostral e aos critérios de inclusão entre este e aquele estudo, pode-se ainda afirmar que os valores obtidos, no interior da floresta, são muito superiores à densidade total das plantas em regeneração amostradas na borda, manejada ou não, e é questionável se há estoque suficiente de plantas jovens para a recolonização da área queimada. Este resultado fortalece a recomendação de que sejam testados plantios de enriquecimento e adensamento como estratégia complementar de recuperação da floresta em área de borda atingidas por incêndio.

A estimativa de custos mostrou, para as condições deste estudo, um dispêndio total de US\$ 1.556,84.ha⁻¹ (Tabela 13). Infelizmente, mesmo em estudos sobre a viabilidade do manejo de cipós para a produção madeireira (GERWING; VIDAL, 2003) não são encontrados valores ou informações sobre rendimento operacional acerca do controle de cipós que permitam comparar com os valores ora apresentados.

Apesar do custo da intervenção não estar muito distante dos US\$ 1.976,00.ha⁻¹ estimados por Joly et al. (1995) para restauração de áreas degradadas através de plantio de mudas no interior do Estado de São Paulo, os ganhos estruturais observados neste estudo são muito inferiores àqueles relatados por Melo e Durigan (2007) para reflorestamentos de

restauração. Desta forma pode-se afirmar que os custos do controle de lianas e gramíneas pelo método proposto são elevados.

Tabela 13 – Demanda de mão-de-obra para realização de operações de controle de gramíneas e cipós em borda de Floresta Estacional Semidecidual na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Época de controle (meses após fogo)	Demanda de mão de obra (homens.dia.ha ⁻¹)	Custo (US\$.ha ⁻¹)*
6	26,4	461,29
15	26,4	461,29
18	19,8	345,96
24	16,5	288,30
Total	89,1	1.556,84

* cotação em 05/05/2007

4.5. Conclusões

As operações de manejo beneficiaram a recuperação do estrato arbóreo, ao reduzirem a competição entre indivíduos arbóreos e gramíneas e lianas.

As gramíneas oferecem maior competição com as espécies arbóreas na regeneração da área queimada do que as lianas.

A operação de manejo aplicada só foi eficaz ao favorecer o desenvolvimento das árvores sobreviventes e de plantas que germinaram logo após o fogo e cresceram rapidamente, antes que fossem envolvidas pelos capins e lianas.

As operações de manejo podem ocasionar o corte de plântulas e árvores jovens. Essas perdas podem ser compensadas por outras ações de restauração que promovam o aumento da densidade e riqueza da comunidade em regeneração.

CAPÍTULO 5. A ECOLOGIA DO FOGO E IMPLICAÇÕES SOBRE A CONSERVAÇÃO DE FRAGMENTOS DE FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL

A análise da literatura e os resultados encontrados neste estudo permitem fazer algumas inferências acerca da avaliação dos impactos do fogo, da evolução da comunidade e de recomendações para manejo e conservação dos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual atingidos por fogo.

Preliminarmente, e como medida para facilitar o entendimento do processo de regeneração pós-fogo, efetuou-se a avaliação do potencial das diferentes formas de vida em reocupar a área queimada.

Para tanto, foi desenvolvido um algoritmo em que as diferentes formas de vida foram analisadas com relação aos seguintes indicadores:

- resistência do banco de sementes à passagem do fogo: avaliada pelo impacto do fogo sobre o banco de sementes, conforme apresentado no capítulo 2 deste estudo.
- resistência das plantas adultas à passagem do fogo: avaliada pela redução das populações, com base em consulta bibliográfica;
- ocorrência de rebrotas: avaliada pela densidade de rebrotas observadas na comunidade pós-fogo, obtida com base nas informações dos capítulos 3 e 4 deste estudo, e
- velocidade de ocupação do ambiente pós-fogo: avaliada pela evolução da cobertura da cada forma de vida, com base nas informações dos capítulos 3 e 4 deste estudo.

Para cada um dos indicadores estabelecidos foram atribuídas notas que variaram de 0 a 3, da seguinte forma: 0 = nula; 1 = baixa; 2 = média e 3 = alta. O somatório das notas representa o potencial de cada forma de vida reocupar a comunidade após a passagem do fogo.

Ressalve-se que as conclusões apresentadas referem-se ao período de dois anos de regeneração pós o fogo e para as condições deste estudo.

Observa-se (Tabela 14) que os capins e as lianas são as formas de vida com maior potencial de reocupar a área queimada. Esta posição deve-se à sua resistência ao fogo, à capacidade de rebrotar e rapidamente ocupar espaço após um incêndio. Estas características também indicam que a importância dos capins é maior na faixa mais externa da borda, porque ali já estavam instalados antes do fogo e com sua estratégia de resistência e rápida ocupação de espaço tornaram-se mais importantes na comunidade pós-fogo (vide resultados dos capítulos 2 e 3 deste estudo).

Os bambus apresentaram resposta ao fogo condicionada pela sua história natural. A provável ausência de adultos com rizomas bem formados que poderiam resistir à passagem do fogo e o impacto no banco de sementes condicionaram o seu desaparecimento da comunidade regenerante.

Tabela 14: Avaliação do potencial de reocupação da comunidade pelas diferentes formas de vida após incêndio em borda de Floresta Estacional Semidecidual, na Estação Ecológica dos Caetetus, SP.

Critério	Árvores	Lianas	Capins	Bambus
Resistência do banco de sementes	1	2	2	1
Resistência das plantas ao fogo	2	3	3	1
Ocorrência de rebrotas	2	3	3	1
Velocidade de ocupação pós-fogo	2	3	3	1
Potencial de reocupação da comunidade	7	11	11	4

O modelo que sintetiza as alterações estruturais em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual em período de dois anos após a ocorrência do fogo é apresentado na Figura 15.

As lianas apresentam, basicamente, o mesmo conjunto de características dos capins, apresentando alta resistência ao fogo e velocidade de ocupação da área queimada. O fato de serem encontradas com coberturas semelhantes, nas duas faixas de distância da borda da

floresta não queimada, explica sua presença em toda a área queimada estudada, independente da distância da borda. Apesar da inibição que oferecem ao desenvolvimento das árvores, o experimento do controle (capítulo 4) mostrou que as lianas apresentam menor inibição ao desenvolvimento da comunidade em regeneração do que os capins.

Figura 15 - Modelo proposto para dois anos de regeneração pós-fogo em borda de Floresta Estacional Semidecidual.

Para as árvores, as características da comunidade pré-fogo não foram tão determinantes. Na faixa mais externa, comparada à área não queimada, o fogo diminuiu sua importância no banco de sementes e eliminar todas as árvores adultas (a biomassa de árvores foi reduzida a zero). Para ambas as faixas de distância da borda o fogo provocou uma sensível redução do número de espécies, atingindo algumas famílias com maior intensidade.

Como não foram encontradas diferenças no banco de sementes entre diferentes distâncias de borda, tanto na floresta não queimada quanto para a queimada, pode-se inferir que os capins, presentes quase que exclusivamente na faixa mais externa, não exercem impedimento mecânico à chegada de sementes, mas exercem inibição à germinação, instalação ou desenvolvimento de plântulas. Na comunidade pós-fogo, certamente seu crescimento muito acelerado inibiu o desenvolvimento das plantas oriundas do banco de sementes e afetou a comunidade regenerante que na faixa 0 a 20 metros da borda tem densidade de árvores muito mais baixa do que na faixa de 20 a 50 metros, onde os capins são praticamente ausentes. As operações de controle de capins e lianas corroboram esta afirmação, pois resultaram em aumento da densidade de árvores oriundas do banco de sementes na faixa mais próxima à borda.

A regeneração pós-fogo foi condicionada pela estrutura anterior ao incêndio, que está também relacionada ao posicionamento borda – interior.

Observa-se duas comunidades pós-fogo estruturalmente distintas na área analisada: uma na faixa mais próxima da borda, em que os capins e lianas dominam, e outra na faixa mais interna ao fragmento onde as árvores tornam-se mais importantes. Em cada uma delas observam-se duas dinâmicas diferentes de sucessão, que, de acordo com a hipótese de Connell e Slatyer (1977) poderiam assim ser classificadas: i) na faixa interna (20 a 50 metros da borda), a dinâmica é similar ao modelo de *facilitação*, onde espécies pioneiras, no caso

presente representadas principalmente por *Trema micrantha* e *Solanum mauritianum*, facilitam a ocupação por espécies tardias; ii) na faixa mais externa (de 0 a 20 metros da borda) aproxima-se do modelo de *inibição*, em que as espécies pioneiras, ora representadas por *Panicum maximum* e pelas lianas, ocupam total e rapidamente o site perturbado e inibem a rápida instalação ou recrutamento das espécies arbóreas tardias, que somente surgirão na comunidade caso as pioneiras sejam eliminadas por um novo distúrbio.

Outra questão que merece ser discutida frente aos resultados deste estudo é se a Floresta Estacional Semidecidual seria um ecossistema resistente ao fogo, ou que teria evoluído com a presença deste agente de perturbação e seleção.

A Floresta Ombrófila Densa é típica de regiões onde não ocorrem períodos sem chuva e os incêndios naturais parecem ser de raríssima ocorrência (KAUFFMAN; UHL, 1990; SOARES, 1990). Os cerrados, no outro extremo, são adaptados e condicionados pela ocorrência de fogo (COUTINHO, 1992, 1990; PIVELLO; COUTINHO, 1996; PIVELLO; NORTON, 1996). Não seria inusitado, portanto, que a Floresta Estacional Semidecidual, que além de situar-se florística e estruturalmente entre as duas formações citadas (OLIVEIRA FILHO; FONTES, 2000) se constituísse em ecossistema moldado pela ocorrência eventual de incêndios. Este ecossistema é parcialmente caducifólio (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991), perdendo folhas nos meses da estação seca e este fato acaba por criar condições de propensão ao fogo, tais como o interior da floresta mais seco (FARIA et al, 2004; GANDOLFI, 2003) e maior quantidade de necromassa não decomposta.

Neste estudo foi detectado número expressivo de espécies que persistiram na comunidade pós-fogo através de rebrotas. Das 47 espécies observadas até os 24 meses de regeneração, 30 rebrotaram e apenas cinco delas, de acordo com levantamentos da flora regional (DURIGAN et al., 2004), ocorrem também nos cerrados (*Acacia polyphylla*, *Croton floribundus*, *Cordia trichotoma*, *Casearia silvestris* e *Zeyheria tuberculosa*). Mesmo espécies

típicas de floresta, como *Aspidosperma polyneuron*, *Astronium graveolens*, *Balfourodendron riedelianum* e *Holocalyx balansae*, apresentaram rebrotas.

Rodrigues et al. (2004), estudando a comunidade pós-fogo em Floresta Estacional Semidecidual, encontraram número expressivo de rebrotas de raízes e afirmam que as plantas que rebrotam o fazem como estratégia para ocupar espaço rapidamente após distúrbio sem passar por fases sensíveis da reocupação que são a germinação e estabelecimento de plântulas.

Muito embora os padrões fitogeográficos para ocorrência de rebrotas sejam pouco estudados (BOND; MIDGLEY, 2001), Coutinho (1990) afirma que as rebrotas pós-fogo são uma das principais características adaptativas de espécies selecionadas para o cerrado, onde o fogo é elemento freqüente. Constatações similares são feitas por Vesk e Westoby (2004) para savanas, por van Wilgen e Forsyth (1992) para os “fynbos” da África do Sul, por Miller (1999) em floresta decídua no México, e por Christensen (1985) para formações arbustivas no Mediterrâneo e América do Norte.

Rebrotas após incêndios foram observadas em ecossistemas onde os registros de passagem do fogo indicam eventos de baixíssima freqüência, tais como nas florestas da Amazônia (KAUFFMAN; UHL, 1990; UHL et al, 1981; UHL, 1987), floresta sazonal seca (PINARD; HUFFMAN, 1997) e restingas do Rio de Janeiro (CIRNE; SCARANO, 1996).

A ocorrência de espécies rebrotando, porém, não indica, necessariamente, que uma determinada comunidade tenha evoluído para a convivência com o fogo. Cirne e Scarano (1996), estudando a rebrota de *Andira legalis* (Vell.) Toledo em restingas do Rio de Janeiro, chamam a atenção para o fato de que o sucesso de algumas espécies frente à ocorrência de fogo não implica na adaptação a este tipo de perturbação, especialmente porque a mesma resposta pode ser observada para diferentes perturbações, tais como: seca, herbivoria ou danos por vento. Kauffman e Uhl (1990) afirmam que as espécies de florestas úmidas não

desenvolveram adaptações que possibilitam a persistência após o fogo e classificam a rebrota pós-fogo de espécies de florestas úmidas como “adaptação fortuita”.

Com relação à área deste estudo, um outro dado minimiza a importância das rebrotas como estratégia de regeneração: apenas 16% dos indivíduos registrados no estrato arbóreo aos 24 meses pós-fogo era procedente de rebrotas. Este valor é muito pequeno considerando-se que no Cerrado esta porcentagem pode chegar a 77% de indivíduos rebrotando da base dos caules queimados (SOUZA; SOARES, 1983).

De acordo com Whelan (1995), há uma segunda característica importante de ecossistemas adaptados à passagem do fogo, no que toca à capacidade de reocupar os espaços perturbados, que é a germinação estimulada pelas altas temperaturas. Como relatado no capítulo 2 deste estudo o banco de sementes foi severamente reduzido com a ocorrência do incêndio e, para as poucas espécies cuja densidade foi maior na área queimada, o somatório corresponde a apenas 14% do total do banco.

Outro fato que derruba a hipótese de afinidade da Floresta Estacional Semidecidual com o fogo é a ausência de várias espécies na comunidade pós-fogo, notadamente de espécies das famílias Lauraceae, Rutaceae, Myrtaceae, Euphorbiaceae e Meliaceae e especialmente das espécies *Inga marginata*, *Trichilia clausenii* e *Ocotea indecora*, que se encontravam com densidades expressivas na floresta vizinha à área queimada (capítulo 3 deste estudo).

A ausência de espécies encontradas na área vizinha leva a considerar a possibilidade da extinção local de espécies em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual atingidos por incêndios. Se para o caso da Estação Ecológica dos Caetetus, em que o incêndio não atingiu a totalidade do fragmento, que ainda conta com grande área de florestas em bom estado de conservação, que podem garantir o suprimento de propágulos para a regeneração da área queimada, esta não é a realidade de todos os fragmentos florestais desta formação.

Um outro aspecto importante a considerar é a transformação por que passou a faixa mais externa de borda. Os capins aumentaram em importância, ocupando área significativamente maior que na floresta não queimada vizinha e, associados à baixa densidade de árvores, contribuem para a criação de um ambiente em que ficam potencializados os efeitos de borda relatados em literatura, tais como menor umidade relativa do ar e maior necromassa, criando condições para novos incêndios (COCHRANE; 2003; D'ANTONIO; VITOUSECK, 1992; MUELLER-DOMBOIS, 2001).

Novos incêndios, caso venham a ocorrer, principalmente em curto espaço de tempo após este último, podem gerar impactos negativos de maior amplitude. O banco de sementes está bastante desgastado, tanto pelo fogo em si, como pela germinação pós-fogo e a regeneração após um segundo incêndio pode ser bastante prejudicada, pois, como foi visto, as árvores oriundas do banco é que hoje conferem a estrutura florestal da comunidade regenerante. Neste caso é de se esperar que as lianas e capins, pela sua grande capacidade de resistir e ocupar espaço, ampliem sua importância e dêem à nova comunidade uma fisionomia menos florestal.

Viana, Tabanez e Batista (1997) descrevem um quadro de conservação dos remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual no Estado de São Paulo, onde predominam a extrema fragmentação, a ameaça à diversidade biológica e a falta de políticas de conservação. Os autores apontam como medidas para a restauração de fragmentos o controle de lianas associado ao enriquecimento com espécies arbóreas. Estas medidas, entretanto, não atingem os problemas que, como visto neste estudo, estão relacionados à incidência do fogo nos fragmentos.

A questão da suscetibilidade a incêndios nos fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual merece ser tratada com duas linhas de medidas de conservação:

1. diminuição dos riscos de entrada do fogo nos fragmentos: para tanto são necessárias medidas já bastante difundidas de prevenção e controle de incêndios (SILVA, 1998), tais como abertura de aceiros, eliminação de material combustível próximo aos fragmentos, medidas de controle do fogo quando aplicado como prática agropecuária e, principalmente, montagem de estruturas locais, ou regionais, de combate a incêndios.

2. diminuição do efeito de borda: estas medidas teriam como objetivos aumentar a umidade relativa e diminuir a biomassa de fácil combustão nas bordas dos fragmentos. No capítulo 4 deste estudo foi discutida a possibilidade de se realizar a eliminação de gramíneas e lianas associada ao plantio de mudas de espécies arbóreas. Uma outra medida benéfica seria promover reflorestamentos, mesmo que com espécies de interesse comercial e de rápido crescimento, que não ofereçam risco de invasão, em uma faixa tampão junto à borda dos fragmentos. As árvores assim plantadas sombreariam as gramíneas e diminuiriam sua biomassa, ao mesmo tempo em que diminuiriam a velocidade do vento e a insolação e, por consequência, o ressecamento da borda.

Estas medidas, por sua amplitude e pela necessidade de envolvimento de proprietários de terras, devem estar incorporadas a políticas públicas de conservação, não dissociadas de ações educativas, de articulação de diferentes órgãos envolvidos com as questões ambientais e agrícolas e associadas a políticas de desenvolvimento rural.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEVEDO-RODRIGUES, P.; WOODBURY, R.O. **Los bejucos de Puerto Rico**. New Orleans: USDA Forest Service (USDA Forest Service SO General Technical Report), 1985. 331p.
- ALMEIDA, A.R.P. **Alelopatia de cultivares de *Panicum maximum* Jacq. sobre leguminosas forrageiras arbustivas e arbóreas**. 1999. 123 f. Tese (Doutorado em Produção Animal) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1999.
- ALVIRA, D., PUTZ, F.E., FREDERICKSEN, T.S. Liana loads and post-logging liana densities after liana cutting in a lowland Forest in Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 190, p. 73-86. 2004.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M. ; MANTOVANI, W. O banco de sementes de um trecho de Floresta Atlântica Montana (São Paulo, Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 319-328. 1999.
- BALLÉ, W.; CAMPBELL, D.G. Evidence for the successional status of liana forest (Xingu River Basin, Amazonian Brazil). **Biotropica**, v. 22, n. 1, p. 36-47. 1990
- BARBOSA, A.S.; SCHMITZ, P.I. Ocupação indígena do Cerrado: esboço de uma história. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P. **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina: Embrapa. 1998. p. 3-46.
- BARLOW, J.; PERES, C.A. Effects of single and recurrent wildfires on fruit production and large vertebrates abundance in a Central Amazonian forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 985-1012. 2006
- BARUCH, Z.; LUDLOW, M.M.; DAVIS, R. Photosynthetic responses of native and introduced C₄ grasses from Venezuelan savannas, **Oecologia**, v. 67, p. 388-393. 1985.
- BAUHUS, J. KHANNA, P.K., RAISON, R.J. The effect of fire on carbon and nitrogen mineralization and nitrification in an Australian forest soil. **Soil. Bio. Biochem.**, v. 31, p. 621-639. 1993.
- BIERREGARD, R.O. et al. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **Bioscience**, v. 42, p. 850-866. 1992.

- BOND, W.J.; MIDGLEY, G.F. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 16, p. 45-51. 2001.
- BOND, W.J.; WOODWARD, F.I.; MIDGLEY, G.F. The global distribution of ecosystems in a world without fire. **New Phytologist**, v. 165, p. 525-538. 2005.
- BRASIL. MINISTÉRIO DA CIÊNCIA E TECNOLOGIA. **Comunicação oficial do Brasil à Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre mudanças do Clima**. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia. 2004. 276p.
- BRINKMANN, W.L.F. ; VIEIRA, A.N. The effect of burning on germination of seeds at different soil depths of various tree species. **Turrialba**, v. 21, p. 77-82. 1971.
- BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest in the light of successional processes. **Turrialba**, v. 15, p. 40-42. 1965.
- CANFIELD, R.H. Application of the line interception method in sampling range vegetation. **Journal of Forestry**, v.39, p.388-394. 1941.
- CARVALHO, P.E.R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília: Embrapa. 2003. 1039p.
- CASA DA AGRICULTURA DE ALVINLÂNDIA. **Casa_Agricultura_Índice_Pluviométrico.xls**. Alvinlândia, 2004. diskete 3 1/2 polegadas. Excell for Windows 7.0.
- CASSELLS, R. Faunal extinction and prehistoric man in New Zealand and the Pacific Islands. In: MARTIN, P.S.; KLEIN, R.G. (eds). **Quaternary extinctions**. Tucson: University of Arizona Press. 1984. p.741-767.
- CASTELLANI, T.T.; STUBBLEBINE, W.H. Sucessão secundária em mata tropical mesófila após perturbação por fogo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 16, p. 181-203. 1993.
- CHAGAS, R.K.; DURIGAN, D.; CONTIERI, W.A.; SAITO, M. Crescimento diametral de espécies arbóreas em Floresta Estacional Semidecidual ao longo de seis anos. In: VILAS BOAS, O., DURIGAN, G. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Páginas e Letras, 2004. p. 265-290.
- CIRNE, P. E SCARANO, F.R. Rebrotamento após fogo de *Andira legalis* (Leguminosae) em restinga fluminense. Congresso de Ecologia do Brasil, 6, **Anais...**Brasília: UNB. pp. 128-137. 1996.

- COCHRANE, M.A. ; SCHULZE, M.D. Fire as a recurrent event in tropical forests of the eastern Amazon: effects on forest structure, biomass and species composition. *Biotropica*, v. 31, p. 2-16. 1999.
- COCHRANE, M.A. Fire science for rainforests. *Nature*, v. 421, p. 913-919. 2003.
- CONNELL, J.H.; SLATYER, R.O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization, *American Naturalist*, v. 111, p. 1119-1140. 1977.
- CONRAD, C.E.; OECHEL, W.C. (coord.) 1982. *Proceedings of the Symposium on Dynamics and Management of Mediterranean-Type Ecosystems*. General Technical Report PSW-58. United States Forest Service.
- COUTINHO, L.M. O conceito de cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, v.1, p. 17-23. 1978.
- COUTINHO, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), *Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges*. Berlin: Springer Verlag, 1990. p.82-105.
- COUTINHO, L.M. Aspectos ecológicos da savana no cerrado: os murundus de terra, as características psamofíticas das espécies de sua vegetação e sua invasão pelo capim gordura. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 42, p. 147-153. 1992.
- COUTINHO, L.M.; DE VUONO, Y.S.; LOUSA, J.S. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado.: a época da queimada e a produtividade primária líquida epigéia do estrato herbáceo subarbustivo. *Revista Brasileira de Botânica*, v.5, p. 37-41. 1982.
- COUTINHO, L.M.; JURKEVICS, I.R. 1978. Aspectos ecológicos do fogo no cerrado. V. o efeito de altas temperaturas na germinação de uma espécie de Mimosa. *Ciência e Cultura* (Supl.), v. 30, p. 420. 1978.
- CHRISTENSEN, N.L. Shrublands fire regimes and their evolutionary consequences. In: PICKETT, S.T.A.; WHITE, P.S. *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. New York: Academic Press, 1985. p. 85-100.
- DALLING, J.W.; SWAINE, M.D. ; GARWOOD, N.C. Soil seed bank community in seasonally moist lowland tropical forest, Panama. 1997. *Journal of Tropical Ecology* v. 13, n. 5, p. 659-680. 1997.

- D'ANTONIO, C.M.; TUNISON, J.T.; LOH, R.K. Variation in the impact of exotic grasses on native plant composition in relation to fire across an elevation gradient in Hawaii. **Austral Ecology**, v. 25, n. 507-522. 2000.
- D'ANTONIO, C.M.; VITOUSECK, P.M. Biological invasions by exotic grasses, the grass / fire cycle, and global change. **Annu. Rev. Ecol. Syst.**, v. 23, p. 63-87. 1992
- DAUBENMIRE, R.F.. **Plants and environment: a textbook of plant autecology**. New York: John Willey. 1974. 422p.
- DEAN, W. **A Ferro e Fogo – A história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras. 484p.
- DENNIS, R.; HOFFMAN, A.; APPELEGATE, G.; VON GEMMINGEN, G. Large scale fire: creator and destroyer of secondary forests in western Indonesia. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 13, n. 4, p. 786-799. 2001.
- DIDHAM, R.K.; LAWTON, J.H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragments. **Biotropica** v. 31, n. 1, p. 17-30. 1999.
- DURIGAN, G.; FRANCO, G.A.D.C.; SAITO, M.; BAITELLO, J.B. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 4, p. 369-381, 2000
- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M.F.; FRANCO, G.A.D.C.; CONTIERI, W.A. A flora arbustivo-arbórea do Médio Paranapanema: base para restauração dos ecossistemas naturais. In: VLAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Orgs.) **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista**. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. p. 199-239.
- DURIGAN, G.; MELO, A.C.G.; MONTEIRO, C.H.; KRONKA, F.J.N.; PINHEIRO, G.S.; GUILLAUMON, J.R.; ROMANELLI, R.C.; MONTAGNA, R.G. **Propostas para a implantação de uma política florestal para o Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto Florestal. 2005. n.p.
- EDWARDS, W.; KROCKENBERGER, A. Seedling mortality due to drought and fire associated with the 2002 El Niño event in a tropical rain forest in North-East Queensland, Australia. **Biotropica**, v. 38, p. 16-26. 2006.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Reviews**, v. 38, p. 201-341. 1972.

- ELLINGSON, L.J., KAUFFMAN, J.B., CUMMINGS, D.L., SANFORD JR., R.L., JARAMILLO, V.J. Soil N dynamics associated with deforestation, biomass burning, and pasture conversion in a Mexican tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 137, p. 41-51, 2000.
- ENGEL, V.L.; FONSECA, R.C.B.; OLIVEIRA, R.E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32. p. 43-64. 1998.
- ESAU, K. **Plant anatomy**. 2nd edition. New York: John Willey. 1964. 767p.
- FARIA, A.J.; CONTIERI, W.A.; KAWABATA, M.; BERTO, E.A. Monitoramento micrometeorológico em cinco ambientes com cobertura vegetal distinta. In: VILAS BÔAS, O.; DURIGAN, G. (Orgs.) **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista**. São Paulo: Páginas & Letras, 2004. p. 93-108.
- FARIA, H.H.; PIRES, A.S.(coord.) **Plano de Manejo – Parque Estadual do Morro do Diabo**. Santa Cruz do Rio Pardo: Editora Viena. 2006.
- FEARNSIDE, P.M. Fire in the tropical rain forest of the Amazon basin. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 106-116.
- FORMAN, R.T. **Land mosaics: the ecology of landscapes and regions**. Cambridge: Cambridge University Press. 1995. 632p.
- FORTIN, M.J. Edge detection algorithms for two-dimensional ecological data. **Ecology**, v. 75, p. 956-965. 1994.
- FOSBERG, M.A.; GOLDAMER, J.G.; RIND, D.; PRICE, C. Global change: effects on forest ecosystems and wildfire severity. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 463-486.
- GANDOLFI, S. Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis consequências. In: CLAUDINO-SALES, V. **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão, 2003. p. 305-311.
- GARCIA-NUÑES, C.; AZOCAR, A. ; SILVA, J.F. Seed production and soil seed bank in the evergreen woody species from a neotropical savanna. **Journal of Tropical Ecology**, v. 17, n. 1, p. 563-576. 2001.

- GENTRY, A.H.; DODSON, C. Contribution of nono trees to sepecies richness of a tropical rain forest. **Biotropica**, v. 19, n. 2, p. 149-156. 1987.
- GERWING, J.J.; VIDAL, E. Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental. In: VIDAL, E.; GERWING, J.J. (orgs). **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. Belém Imazon. 2003, p. 123-129.
- GERWING, J.J. A diversidade de histórias de vida natural entre seis espécies de cipós em floresta nativa na Amazônia Oriental. In: VIDAL, E. ; GERWING, J.J. (orgs). **Ecologia e manejo de cipós na Amazônia Oriental**. Belém Imazon. 2003, p. 95-119.
- GOLDAMER, J.G. 1993. Wildfire management in forests and other vegetation: a global perspective. **Disaster management**, v. 5, p. 3-10. 1993.
- GOLDAMER, J.G.; PEÑAFIEL, S.R. Fire in pine-grassland biomes of tropical and subtropical Asia. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 45-62
- GOLDAMER, J.G.; SEIBERT, B. The impact of droughts and forest fires on tropical lowland rain forest of East Kalimantan. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 11-31.
- GOULD, K.A. post-fire tree regeneration in lowland Bolivia: implications for the fire management. **Forest Ecology and Management**, v. 165, p. 225-234. 2002.
- GRANGER, J.E. 1984. Fire in forest. In: BOOYSEN, P.V.; TANTON, N.M. (eds.) **Ecological effects of fire in South African ecosystems**. Berlin: Springer-Verlag, 1984 p.177-197.
- GROMBONE-GUARATINI, M.T. ; RODRIGUES, R.R. Seed bank and seed rain in a seasonal semi-deciduous forest in south-eastern Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 1, p. 669-774. 2002.
- GUARIGUATA, M.R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, p. 185-205. 2001.
- GUARIGATA, M.R. et al. Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. **Plant Ecology**, v 128, p. 1-14. 1997.

- HARCOMBE, P.A. The influence of fertilization on some aspects of succession in a humid tropical forest. *Ecology*, v. 50, p. 1375-1383. 1977.
- HARRIS, L.D. 1984. **The fragmented forest: island biogeography and the preservation of biotic diversity**. Chicago: University of Chicago Press. 1984. 211p.
- HAYASHI, A.H., PENHA, A.S., RODRIGUES, R.R., APPEZZATO-DA-GLÓRIA, B. Anatomical studies of shoot bud-forming roots of brazilian tree species. *Aust. J. Bot.*, V. 49, p. 745-751. 2001.
- HUGHES, F., VITOUSEK, P.M. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. *Oecologia*, v. 93, p. 557-563. 1993.
- HUGHES, F.; VITOUSECK, P.M.; TUNISON, T. Alien grass invasion and fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. *Ecology*, v. 72, n. 2, p. 743-746. 1991.
- INSTITUTO HÓRUS. 2006. **Espécies exóticas invasoras: fichas técnicas**. Disponível em: www.institutohorus.org.br/download/fichas/coffea_arabica.htm Acesso em 29 de junho de 2006.
- IVANAUSKAS, N.M., MONTEIRO, R., RODRIGUES, R.R. Alterations following a fire in a Forest community of Alto Rio Xingu. *Forest Ecology and Management*, v. 184, p. 239-250, 2003.
- JANZEN, D.H. Why bamboos wait so long to flower? *Annual Review of Ecology Systematics* v. 7, p. 347-391. 1976.
- JANZEN, D.H. **Ecologia vegetal nos trópicos**. Temas de biologia v. 7. EPU / EDUSP: São Paulo. 1980.79p.
- JOLY, C.A. et al. Projeto Jacaré Pepira: o desenvolvimento de um modelo de recomposição de mata ciliar com base na florística regional. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: Editora Universidade de São Paulo/Fapesp, 2000. p. 271 – 287.
- 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*, v. 15, n. 2, p. 143-157. 1999.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the brazilian amazon. *Journal of Tropical Ecology*, v. 5, n. 2, p. 3-185. 1989.

- KAPOS, V.; WANDELLI, E.; CAMARGO, J.L. ; GANADE, G. Edge-related changes in environment and plant responses due to forest fragmentation in Central Amazonia.. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press. 1997. p. 33-44
- KAUFFMAN, J.B. Survival by sprouting following fire in tropical forest of the eastern Amazon. **Biotropica**, v. 23, p. 219-224. 1991.
- KAUFFMAN, J.B.; UHL, C. Interactions of anthropogenic activities, fire, and rain forests in the Amazon Basin. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag, 1990. p. 117-134.
- KENNARD, D.K.; GOULD, K.; PUTZ, F.E.; FREDERICKSEN, T.S. ; MORALES, F. Effects of disturbance intensity on regeneration mechanisms in a tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, v. 162, n. 2, p. 197-208. 2002.
- KOSLOWSKI, T.T. Physiological ecology of natural regeneration of harvested and disturbed forests stands: implications for forest management. **Forest Ecology and Management**, v. 158, p. 195-227. 2002.
- KRONKA, J.F.N. et al. 2005. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente / Imprensa Oficial. 2005. 200p
- KRUGER, F.J.. Effects of fire on vegetation structure and dynamics. In: BOOYSEN, P.V. ; TAINTON, N.M. (eds.) **Ecological effects of fire in South African ecosystems**. Berlin: Springer-Verlag. 1984. p. 220-243.
- KRUGER, F.J. Fire in forest. In: BOOYSEN, P.V. ; TAINTON, N.M. (eds.) **Ecological effects of fire in South African ecosystems**. Berlin: Springer-Verlag. 1984. p. 177-197.
- LARCHER, W. **Physiological plant ecology**. 4 edição. New York: Springer Verlag. 2003. 513 p.
- LAURANCE, W.F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation**, v. 57, n. 2, p. 205-219. 1991.
- LAURANCE, W.F. Hyper-disturbed parks: edge effects and the ecology of isolated rainforests reserves in Tropical Australia. In: LAURANCE, W.F. E BIERREGAARD JR., R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press. 1997. p. 71-83.

- LAURANCE, W.F. et al. Rain forest fragmentation and the structure of Amazonian liana communities. *Ecology*, v. 82, p. 105-1116. 2001.
- LEVITT, J. **Responses of plants to environmental stresses**. New York: Academic Press. 1972. 697p.
- LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Plantarum: Nova Odessa. 352p.
- MACK, M.C.; D'ANTONIO, C.M.; LEY, R.E. Alteration of ecosystem dynamics by exotic plants: a case study of C_4 grasses in Hawaii. *Ecological applications*, v. 11, n. 5, p. 1323-1335. 2001.
- MAROD, D.; KUTINTARA, U.; TANAKA, H. ; NAKASHIKUZA, T. 2002. The effects of drought and fire on seed and seedling dynamics in a tropical seasonal Forest in Thailand. *Plant Ecology* 161 (1): 41-57.
- MARTINS, S.V.; RIBEIRO, G.A.; SILVA JUNIOR, W.M.; NAPPO, M.E. Regeneração pós-fogo em fragmento de Floresta Estacional Semidecidual no município de Viçosa, MG. *Ciência Florestal*, v. 12, n. 1, p.11-19. 2002.
- MATLACK, G.R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. *Biological Conservation*, v. 66, n. 3, p. 185-194. 1993.
- MCGEE, A. ; FELLER, M.C. Seed banks and disturbed soils in southeastern British Columbia. *Canadian Journal of Botany*, v. 71, n. 12, p. 1574-1583. 1993.
- MEGGERS, J.B.J. Archeological evidences for the impact of Mega-Niño events on Amazonia during the past two milenias. *Climatic Change*, v. 28, p. 321-338. 1994.
- MELO, A.C.G.; DURIGAN, D. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. *Scientia Forestalis*, v. 73, p.101-111. 2007.
- METCALFE, C.R.; CHALK, L. **Anatomy of the dicotyledons**. Vol I e II. Oxford: Clarendon Press. 1965. 1500p.
- MILLER, P.M. Coppice shoot and foliar crown growth after disturbance of a tropical deciduous forest in Mexico. *Forest Ecology and Management*, v. 116, p. 163-173. 1999.
- MILLER, M. Fire autecology. In BROWN, J.K.; SMITH, J.K. **Wildland fire in ecosystems: effects of fire on flora**. Gen. Tech. Rep. RMRS – GTR 42, vol. 12, Ogden: USDA. 2000. p.09-34

- MIRANDA, H.S.; BUSTAMANTE, M.M.C.; MIRANDA, A.C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P.S.; MARQUIS, R.J. (eds). **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press. p. 51-68. 2002.
- MOORE, J.M. ; WEIN, R.W. Viable seed populations by soil depth and potential site recolonization after disturbance. **Canadian Journal of Botany**, v. 55, n. 2, p. 2408-2412. 1977.
- MUELLER-DOMBOIS, D. Biological invasions and fire in tropical biomes. In: GALLEY, K.E.M.; WILSON, T.P. (eds) **Proceedings of the invasive species workshop: the role of fire in the control and spread of invasive species**. Miscellaneous Publications, 11. Tallahassee: Tall Timbers Research Station. 2001. p. 112-121.
- MUELLER-DOMBOIS, D. GOLDAMER, J.G. Fire in tropical ecosystems and global environmental change: an introduction. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag. 1990. p. 1-10.
- MYERS, N.; MITTERMEIR, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 24, p. 853-858. 2000.
- NADGAUDA, R.S., PARASHARAMI, V.A. ; MASCARENHAS, A.F. Precocious flowering and seeding behaviour in the bamboo *Dendroclamus strictus* Nees. **Tree Physiology**, v. 13, p. 401-408. 1990.
- NAIMAN, R.J. ; DÉCAMPS, H. ; PASTOR, J. ; JONHSTON, C. The potential importance of boundaries to fluvial ecosystems. **J. N. Benthol. Soc.**, v. 7, p. 289-306. 1989.
- NEPSTAD, D.C.; MOREIRA, A.G.; ALENCAR, A.A. **Flames in the rain forest: origins, impacts and alternatives to Amazonian fires**. Brasília: Pilot Program to Conserve the Brazilian Rain Forest. 1999. 161p.
- NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; SERRÃO, E.A. Recuperation of a degraded amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v. 20, p. 284-285. 1991.
- OLIVEIRA FILHO, A.T.; FONTES, M.A. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-2000.
- PAGE, S.S.; SIEGERT, F.; RIELEY, J.O.; BOEHM, H.V.; JAYA, A. The amount of carbon released from peat and forest fires in Indonesian during 1997. **Nature**, v. 420, p. 61-65. 2003.

- PEÑALOSA, J. Dinamica del crecimiento de lianas. In: GOMEZ-POMPA, A.; DEL AMO, S. (eds.) **Investigaciones sobre la regeneracion de selva altas en Vera Cruz, Mexico**. Ciudad de México: Alambra. 1985. p. 147-169.
- PENHA, A.S.; RODRIGUES, R.R.; HAYASHI, A.H.; APPEZATO-DA-GLÓRIA, B. Tree species sprouting from buds in a tropical forest community affected by fires in Southeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 1, p. 127-133. 2002.
- PHULPIN, T. et al. Using SPOT-4 HRVIR and VEGETATION sensors to asses impact of tropical forest fires in Roraima, Brazil. **International Journal of Remote Sensing**, v. 23, p. 1943-1966. 2002.
- PINARD, M.A.; HUFFMAN, J. Fire resistance and bark properties of trees in a seasonally dry forest in Eastern Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, n. 5, p. 727-740. 1997
- PINARD, M.A.; PUTZ, F.E.; LICONA, J.C. Tree mortality and vine proliferation following a wildfire in a subhumid tropical forest in eastern Bolivia. **Forest Ecology and Management**, v. 116, p. 247-252. 1999.
- PIVELLO, V.R.; COUTINHO, L.M. A qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. **Forest Ecology and Management**, v. 87, p. 127-138. 1996.
- PIVELLO, V.R.; NORTON, G.A. FIRETOOL: an expert system for the use of prescribed fires in Brazilian savannas. **Journal of Applied Ecology**, v.33, p. 348-356. 1996
- PRIMACK, R.B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: E. Rodrigues. 2001. 328 p.
- PUTZ, F.E. Liana biomass and leaf area of a "tierrafirme" forest in the Rio Negro Basin, Venezuela. **Biotropica**, v.15, p. 185-189. 1983.
- PUTZ, F.E. Treefall pits and mounds, buried seeds, and the importance of soil disturbance to pioneer trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, v. 64, n. 5, p. 1069-1074. 1983.
- PUTZ, F.E. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panamá. **Ecology**, v. 65, n. 6, p. 1713-1724. 1984.
- PUTZ, F.R.; WINDSOR, D.M. Liana phenology on Barro Colorado Island, Panama. **Biotropica**, v. 19, p. 334-341. 1987.

- PYNE, S.J. Forged in fire: history, land, and anthropogenic fire. In: BALEÉ, W. (ed). **Advances in historical ecology**. New York: Columbia University Press. 1998. p. 64-103.
- QUINTANA-ASCENCIO, P.F. et al Soil seed banks and regeneration of tropical rain forest from Milpa fields at the Selva Locandona, Chiapas, México. **Biotropica**, v. 28, n. 2, p. 192-209. 1996.
- RICHARDS, P. **The tropical rain forest – an ecological study**. 2nd. New York: Cambridge. 1996. 575 p.
- ROBERTS, H.A. Seed banks in soils. **Advances in Applied Biology**, v. 6, p. 1-55. 1981.
- RODRIGUES, R.R.; TORRES, R.B.; MATTHES, L.A.F. PENHA, A.F. Trees species resprouting from root buds in a semideciduous forest affected by fires, Campinas, southeast Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 47, n. 1, p.127-133. 2004.
- RODRIGUES, R.R.; MARTINS, S.V. ; MATTHES, L.H.F. 2005. Post-fire regeneration in a semideciduous mesophytic forest, south-eastern Brazil.. In: BURK, A. R. (ed.) **New research on forest ecosystems**, New York: Nova Science Publishers. 2005, v.1. p. 1-19
- ROUWN, A. Regeneration by sprouting in slash and burn rice cultivation, Taï rain forest, Côte d'Ivoire. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 387-408. 1993.
- ROZZA, A.F. **Manejo e regeneração de trecho degradado de Floresta Estacional Semidecidual**: Reserva Municipal de Santa Genebra, Campinas, SP. 2003. 140 f. Doutorado - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.
- SALATI, E.; VOSEP. B. Amazon Basin: a system in equilibrium. **Science**, v. 225, p. 129-138. 1984.
- SAVANNA – PHÓTON. **Estação Ecológica dos Caetetus: foto aérea**. São Paulo. 1994. Escala aproximada 1:7.500.
- SCHNITZER, S.A.; BONGERS, F. The ecology of lianas and their role in forests. **Trends Ecol. Evol.** v. 17, p. 223-230. 2002.
- SCHÜLE, W. Landscape and climate in Prehistory: interactions of wildlife, man, and fire. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag. 1990. p. 273-318.
- SILVA, R.G. **Manual de prevenção e combate aos incêndios florestais**. Brasília: IBAMA. 1998. p.79.

SILVA, V.S.R.; SILVA-MATOS, D.M. The invasion of *P. aquilinum* and the impoverishment of the seed bank in fire prone areas of Brazilian Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, p. 3035-3043. 2006

SILVA, W.F. et al. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 19, n. 4, p. 701-716. 2005.

SILVA-MATOS, D.M. FONSECA, G.D.F.M.; SILVA-LIMA, L. Differences on post-fire regeneration of the pioneer trees *Cecropia glazouii* and *Trema micrantha* in a lowland Brazilian Atlantic Forest. **J. Trop. Biol.** V. 53, n. 1, p. 1-4. 2005

SLIK, J.W.; EICHORN, K.A.O. Fire survival of lowland tropical rain forest trees in relation of stem diameter and topographic position. **Oecologia**, v. 137, p. 446-455. 2003.

SOARES, R.V. Fire in some tropical and subtropical south american vegetation types: an overview. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag. 1990. p. 63-81.

SOUZA, M.H.A.O.; SOARES, J.J. Brotamento de espécies arbustivas e arbóreas, posteriormente a uma queimada. SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA, 3, 1983, São Carlos,. **Anais..São Carlos: UFSCAR**, 1983. p. 263-275. 1983.

STTOT, P.A.; GOLDAMER, J.G.; WERNER, W.L. The role of fire in the tropical lowland deciduous forest of Asia. In: GOLDAMMER, J.G. (ed.), **Fire in the tropical biota: ecosystem processes and global challenges**. Berlin: Springer Verlag. 1990. p. 32-44.

TABANEZ, A.A.J. **Ecologia e manejo de ecounidades em um fragmento florestal na região de Piracicaba, SP**. 1995. 85 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.

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

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta montana após corte e queima (São Paulo – Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 52, n. 2, p. 239-250. 1999.

THOMPSON, K. The functional ecology of seed banks.. In FENNER, M. (ed.) **Seeds: the ecology of regeneration in plant communities**. Chicago: CAB International. 1993. p. 231-258.

- UHL, C.; BUSCHBACHER, R. A disturbing synergism between cattle ranch burning practices and selective tree harvesting in the eastern Amazon. **Biotropica**, v. 17, n. 4, p. 265-268. 1985.
- UHL, C.; CLARK, K. Seed ecology of selected Amazon Basin successional species. **Botanical Gazette**, v. 144, n. 3: 419-425. 1983.
- UHL, C. ; KAUFFMAN, J.B. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species to fire in the rain forest of the eastern Amazon. **Ecology**, v 71, p. 437-449. 1990.
- UHL, C. CLARK, H.; CLARK, K. ; MAQUIRINO, P. Successional patterns associated with slash-and-burn agriculture in the upper Rio Negro region of the Amazon Basin. **Biotropica**, v. 14, n. 4, p. 249-254. 1982.
- UHL, C.; CLARK, K.; CLARK, K. ; MURPHY, P. Early plant succession after cutting and burning in the upper Rio Negro region of the Amazonian basin. **Journal of Ecology**, v. 69, n. 2, p. 631-649. 1981.
- UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **The Journal of Ecology**, v. 75, n. 2, p.377-407. 1987.
- VELOSO, H.P.; RANGEL FILHO, A.L. ; LIMA, J.C.A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE. 1991. 123p.
- VESK, P.A.; WESTOBY, M. Sprouting ability across diverse disturbances and vegetation types worldwide. **Journal of Ecology**, v. 93, p. 310-320. 2004.
- VIANA, V.M.; TABANEZ, A.A.J.; BATISTA, J.L.F. Dynamics and restoration of forest fragments in the brazilian atlantic moist forest. In: LAURANCE, W.F. E BIERREGAARD JR., R.O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago Press,. 1997. p. 351-365.
- VICTOR M.A.M. et al. **A devastação florestal**. São Paulo: Sociedade Brasileira de Silvicultura. 1979. 48p.
- VIDAL, E.; JOHNS, J.; GERWING, J.J.; BARRETO, P.; UHL, C. Vine management for reduced-impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, n 98, p. 105-114. 1997.

- WALSCHBURGER, T.; VON HILDEBRAND, P. The first 26 years of forest regeneration in natural and man-made gaps in the colombian amazon. In: GOMEZ-POMPA, A.; WHITMORE, T.C.; HADLEY, M. **Rain forest regeneration and management**. Paris: UNESCO / Parthenon. p. 257 – 263. (Man and Biosphere series, 6). 1990.
- WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.J.; GIULIETTI. **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: HUCITEC. v. 1. 2004. 292p.
- WHELAN, J. **The ecology of fire**. Cambridge: Cambridge University Press. 1995. 346p.
- WILCOVE, D.S; MCLELLAN, C.H.; DOBSON, A.P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M.E. (ed.), **Conservation biology: the science of scarcity and diversity**. Sunderland: Sinauer Associates. 1986. p. 237-256.
- van WILGEN, B.W.;FORSITH, G.G. Regenerative strategies in fynbos plants and their influence on the stability of community boundaries after fire. in van WILGEN, B.W.; RICHARDSON, D.M.; KRUGER, F.J.; van HENSBERGEN, H.J. (eds.) **Fire in south african mountain fynbos**. Berlin: Springer-Verlag. 1992. p. 54-71
- van WILGEN, M.A.; HUFFMAN, J. Fire resistance and bark properties in a seasonally dry forest in Eastern Bolivia. **Journal of Tropical Ecology**, v. 13, n. 5, p. 727-740. 1997.
- WILLIAMS-LINERA, G. Vegetation structure and environmental conditions of forested edges in Panama. **Journal of Ecology**, v. 78, n. 2, p. 356-373. 1990.
- WILLIS, E.O. 1984. Conservation subdivision of reserves and the anti-dismemberment Hypothesis. **Oikos** 42: 3, pp. 396-398.
- WRIGHT, H.A.; BAILEY, A.W. **Fire ecology: United States and Southern Canada**. New York: John Willey. 1982. 499 p.
- YOUNG, K.R.; EWELL, J.J. ; BROWN, B.J. Seed dynamics during forest succession in Costa Rica. **Vegetatio**, v. 71, n. 3, p. 157-173. 1987.

ANEXOS

Anexo 1 - Fotografia da borda da Estação Ecológica dos Caetetus, um dia após ser atingida por incêndio.

Anexo 2 - Fotografia da borda da Estação Ecológica dos Caetetus, um dia após ser atingida por incêndio.

Anexo 3 - Fotografia da borda da Estação Ecológica dos Caetetus, seis meses após ocorrência de incêndio.

Anexo 4 - Fotografia da borda da Estação Ecológica dos Caetetus, seis meses após ocorrência de incêndio. Nota-se a abundância de lianas e *Panicum maximum* Jacq.

Anexo 5 - Fotografia: abundância de *Trema micrantha* (L.) Blume a 30 metros de distância da borda, na Estação Ecológica dos Caetetus, aos seis meses após o fogo. A estaca à esquerda indica a altura de 1,30 m.

Anexo 6 - Operação de corte de lianas, na Estação Ecológica dos Caetetus, aos seis meses após passagem do fogo.

Anexo 7 - Monitoramento do estrato regenerante, na Estação Ecológica dos Caetetus, aos 15 meses após passagem do fogo.

Anexo 8 - Fotografia da instalação de parcela na borda da floresta não queimada na Estação Ecológica dos Caetetus,.

Anexo 9 - Fotografia do interior da área queimada (50 metros da borda), na Estação Ecológica dos Caetetus, aos 24 meses após incêndio.

Anexo 10 - Fotografia da borda da área queimada, na Estação Ecológica dos Caetetus, aos 24 meses após incêndio. Em primeiro plano, parcela onde se realizou o controle de *Panicum maximum* Jacq. e de lianas.

Anexo 11 - Fotografia de rebrota de *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F. Macbr., na Estação Ecológica dos Caetetus, 15 meses após passagem de fogo.

Anexo 12 - Fotografia do interior da área queimada, na Estação Ecológica dos Caetetus, em pequena clareira aberta pela queda de árvore queimada, 24 meses após passagem do fogo.