

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

Dinâmica do banco de sementes de áreas de cerrado com distintos
históricos de incêndio em São Carlos, SP

Rafael de Oliveira Xavier

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

SÃO CARLOS – SP

2011

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

X3db

Xavier, Rafael de Oliveira.

Dinâmica do banco de sementes de áreas de cerrado com distintos históricos de incêndio em São Carlos, SP / Rafael de Oliveira Xavier. -- São Carlos : UFSCar, 2011. 105 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São Carlos, 2011.

1. Ecologia vegetal. 2. Melastomataceae. 3. Gramínea exótica. 4. *Miconia albicans*. 5. Regeneração (Biologia). I. Título.

CDD: 581.5 (20ª)


Rafael de Oliveira Xavier

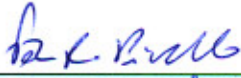
Dinâmica do banco de sementes de áreas de cerrado com distintos históricos de incêndio em São Carlos, SP

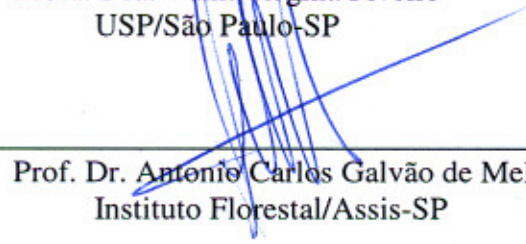
Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em 04 de fevereiro de 2011

BANCA EXAMINADORA

Presidente 
Profa. Dra. Dalva Maria da Silva Matos
(Orientadora)

1º Examinador 
Profa. Dra. Vânia Regina Pivello
USP/São Paulo-SP

2º Examinador 
Prof. Dr. Antonio Carlos Galvão de Melo
Instituto Florestal/Assis-SP

AGRADECIMENTOS

A meus pais, Eliane de Oliveira Xavier e José Tavares Xavier, que me mostraram o valor do estudo e me incentivaram desde os primeiros momentos até hoje.

À minha orientadora e amiga Dalva Maria da Silva Matos, idealizadora do projeto inicial, pelos anos de apoio, incentivo e confiança no meu trabalho.

Ao Departamento de Botânica da Universidade Federal de São Carlos pela estrutura fornecida, e aos técnicos pelo auxílio com a estruturação dos experimentos.

Aos integrantes do Laboratório de Ecologia e Conservação pelo auxílio durante a elaboração e condução dos experimentos.

A meu amigo e colega de trabalho Pavel Dodonov, pela ajuda em diversos momentos críticos, no delineamento experimental, amostragens e análises estatísticas, entre outros.

À FAPESP pelo apoio financeiro concedido durante os dois últimos anos de amostragem, que proporcionaram um grande enriquecimento do trabalho.

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	3
INTRODUÇÃO GERAL.....	4
ÁREA DE ESTUDO.....	8
METODO DE DETERMINAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES.....	10
MÉTODO DE ANÁLISE DOS RESULTADOS.....	12
CAPÍTULO 1 - Efeito do fogo sobre a dinâmica do banco de sementes em um fragmento de cerrado em São Carlos, SP.....	14
Resumo.....	14
Introdução.....	16
Objetivos.....	19
Material e Métodos.....	20
Área de estudo.....	20
Desenho experimental.....	23
Obtenção do número de sementes viáveis.....	25
Análise dos resultados.....	26
Resultados.....	28
Estrutura do banco de sementes.....	28
Variação anual e estacional.....	29
Influência do fogo no banco de sementes.....	43
Distribuição vertical no solo.....	47
Discussão.....	52
Conclusões.....	60

SUMÁRIO

CAPÍTULO 2 - Dinâmica do banco de sementes de <i>Melinis minutiflora</i> e <i>Urochloa decumbens</i> em áreas de cerrado com diferente histórico de incêndio.....	62
Resumo.....	62
Introdução.....	63
Objetivos.....	67
Material e Métodos.....	68
Área de estudo.....	68
Amostragem do banco de sementes.....	70
Análise dos resultados	73
Resultados	73
Dinâmica do banco de sementes.....	79
Comparação entre áreas de amostragem.....	80
Distribuição vertical no solo.....	84
Discussão.....	85
Conclusões.....	92
CONCLUSÃO GERAL.....	93
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	96

RESUMO

Em comunidades altamente heterogêneas no tempo e espaço, tais como as de cerrado, é difícil identificar os processos e estratégias predominantes, assim como o efeito de eventuais perturbações. Tendo em vista a função de estruturação do fogo no cerrado, compreender o efeito dos incêndios no banco de sementes pode fornecer informações sobre o processo de regeneração. Nesse trabalho, buscamos identificar a influência do fogo sobre a estrutura do banco de sementes em duas áreas de cerrado *sensu stricto* com estrutura e histórico de perturbação distintos, localizadas no campus de São Carlos da Universidade Federal de São Carlos. A primeira área foi queimada em 2006, enquanto a segunda foi queimada em 2009. Amostramos, também, o banco de sementes em áreas adjacentes não queimadas. As amostragens foram conduzidas na estação seca e chuvosa desde a estação chuvosa de 2007 até a estação seca de 2010, apenas na camada superficial de solo (0-4 cm) em 2007 e 2008; em 2009 e 2010, acrescentamos uma camada mais profunda (5-8 cm) e a serapilheira. Estimamos o número de sementes viáveis no solo pelo método da germinação, e analisamos o efeito do fogo, ano de amostragem, estação e profundidade por meio de Análise de Variância Univariada e Multivariada no programa PERMANOVA. As áreas mais preservadas apresentaram um banco de sementes muito mais abundante e diverso, com predomínio de *Miconia albicans*, *Tibouchina stenocarpa* e *Panicum campestre*, espécies nativas do cerrado, enquanto nas áreas degradadas o banco de sementes foi dominado por *Melinis minutiflora* e *Urochloa decumbens*. O fogo causou uma redução nas densidades de sementes no solo. Espécies como *U. decumbens* e *P. campestre* responderam rapidamente a essas alterações com um aumento rápido de abundância, enquanto *M.*

albicans respondeu de forma mais lenta, mas também efetiva. Embora a distribuição vertical no solo tenha mostrado que *M. albicans* e *P. campestre* podem formar bancos persistentes, o banco de sementes das áreas amostradas é muito limitado para sustentar o processo de regeneração natural. Considerando as pressões as quais o fragmento tem sido submetido, é provável que ocorra um aumento na frequência de incêndios, aumentando a possibilidade do avanço das gramíneas exóticas sobre as áreas mais preservadas. Caso esse quadro se mantenha, provavelmente ocorreria uma homogeneização da área, com a conversão do cerrado *sensu stricto* em áreas dominadas pelas gramíneas exóticas *M. minutiflora* e *U. decumbens*..

Palavras-chave: Melastomataceae, gramíneas exóticas; *Miconia albicans*; regeneração.

ABSTRACT

In heterogeneous communities both in time and space, the most important strategies and processes are successfully evaluated by long-term studies. For studies of the effects of disturbance in the seed bank function and formation, are necessary many samplings, sites and measures of biotic and abiotic variables. In this study, we aimed identify fire effects on the seed bank structure in different areas of cerrado *sensu stricto* in terms of structure and history of disturbance, in the campus of the Universidade Federal de Sao Carlos, São Carlos. One of these areas was burnt in 2006 , while the other burnt in 2009. Both in dry and wet season, we sampled the seed bank, since fire occurrence until the dry season of 2010. In 2007 and 2008 we collected soil samples only from first 4 cm depth, while in 2009 and 2010 we included the litter layer and from 5-8 cm depth. We estimated the number of viable seeds by the germination method, and used univariate and multivariate analysis of variance in PERMANOVA to perform the analysis of main effects of fire, year, season and depth, and all interactions. The seed bank was more abundant and diverse in the more preserved sites, and the most frequent species were *Miconia albicans*, *Tibouchina stenocarpa* e *Panicum campestre*. Otherwise, the seed bank of invaded sites was dominated by *Melinis minutiflora* and *Urochloa decumbens*. Fire effects decreased seed abundance in the soil. The abundance of *U. decumbens* e *P. campestre* increased soon after the fire in burnt sites, while *M. albicans* responses were slow but continuous. Although the seed banks of *M. albicans* e *P. campestre* were persistent through the soil profile, the soil seed bank of all sampled sites are small and poor to promote natural regeneration of the vegetation. As the impacts on this fragment, probably non-natural fires, are expected to continue, exotic grasses will expand toward more preserved. In this case, this fragment of cerrado *sensu stricto*

would be converted in grasslands dominated by the exotic *M. minutiflora* and *U. decumbens*.

Key-words: Melastomataceae, exotic grasses; *Miconia albicans*; regeneration.

INTRODUÇÃO GERAL

Assim como a origem de vários temas em ecologia, o estudo sobre o banco de sementes começou com uma observação empírica que não pode ser explicada pelas teorias e conceitos vigentes. O estabelecimento rápido por reprodução sexuada demonstrado por algumas espécies de ervas daninhas após vários tipos de distúrbios, aparentemente sem uma fonte externa de propágulos, levou à constatação de que um reservatório de sementes no solo deveria necessariamente estar envolvido (Baker, 1989). Desde então, numerosos estudos descreveram casos nos quais várias espécies utilizavam esse mecanismo, e a formação de um banco de sementes passou a ser considerada uma estratégia de regeneração importante em várias comunidades naturais (Grime, 2002).

O banco de sementes do solo inclui todas as sementes viáveis presentes no solo ou na serapilheira, e além de ser uma das principais estratégias de regeneração em vários ambientes pode ser um reservatório genético e histórico da comunidade (Simpson *et al.* 1989). A longevidade da semente no solo é uma característica de difícil determinação que é influenciada por atributos específicos, tais como o seu tamanho (Rees, 1996), a forma (Thompson *et al.*, 1987) e a presença de mecanismos de dormência (Rees, 1996), entre outros. Entretanto, as sementes sob condições naturais são afetadas por possíveis alterações das variáveis bióticas e abióticas atuando no solo

(Baker, 1989; Thompson et al, 2003). Dentre os fatores abióticos básicos, desde oscilações em fatores básicos como temperatura, umidade e pH, até propriedades químicas e físicas específicas do solo, podem alterar sensivelmente a manutenção das sementes no solo (Fenner, 1995). Por outro lado, elementos essencialmente bióticos como a predação (Thompson, 1987) e infecção por patógenos (Chee-Sanford et al, 2006), entre outros, também podem ser determinantes.

A heterogeneidade ambiental das comunidades naturais e a variação interespecífica das sementes causam uma grande variação na capacidade de persistência das sementes no solo, que juntamente com outros atributos define os tipos principais de banco de sementes (Baker, 1989; Rees 1996; Grime 2002). A classificação clássica distingue apenas duas categorias de banco de sementes, sendo baseada apenas na longevidade das sementes (Thompson & Grime 1979). Segundo esta classificação, os bancos formados por sementes que podem persistir no solo por menos de um ano são denominados transitórios, enquanto que nos bancos denominados persistentes, as sementes podem persistir além desse período. Em geral, os bancos transitórios são formados por várias espécies anuais, cuja história de vida não inclui uma permanência mais prolongada no solo, e por espécies que produzem sementes recalcitrantes (Thompson & Grime, 1979), que por perderem água continuamente tornam-se inviáveis no solo após intervalos muito restritos.

Embora seja conveniente por sua praticidade, a classificação dicotômica de Thompson & Grime (1979) agrupa os bancos de sementes persistentes numa única categoria, quando na verdade há um contínuo de espécies cujas sementes podem permanecer viáveis no solo desde pouco mais de um ano até várias décadas (Baker, 1989; Bekker *et al.* 1998). As sementes de algumas espécies bienais, por exemplo, devem permanecer no solo por pouco mais de um ano, entre a época de dispersão e o

fim da segunda estação desfavorável (Bekker et al, 1998; Grime, 2002). Por outro lado, em ambientes sujeitos a distúrbios de intensidade intermediária e baixa previsibilidade, uma longevidade muito maior pode ser necessária para que a regeneração tenha sucesso. Neste caso, as sementes devem estar disponíveis no solo após a perturbação, quando condições mais propícias à germinação e ao estabelecimento estarão disponíveis (Grime, 2002). Assim, espécies que formam bancos de sementes capazes de permanecer abundantes por longos períodos, mesmo quando os indivíduos estabelecidos ocorrem em baixa densidade, são comuns em espécies pioneiras da floresta tropical úmida (Vazquez-Yanes & Orozco-Segovia, 1993; Garwood, 1989) e em várias comunidades propensas ao fogo (Parker & Kelly, 1989).

Em ecologia de populações, estudos simples da estrutura populacional são frequentemente contrapostos aos estudos de dinâmica populacional, que permitem que previsões sobre o destino das populações de interesse sejam propostas (Harper, 1977). Sob esse aspecto uma analogia pode ser traçada entre os trabalhos pontuais do banco de sementes e da dinâmica do banco de sementes. Embora os primeiros possam identificar as espécies predominantes, as variações típicas de ambientes sazonais ou relacionadas aos padrões de dispersão e incorporação no solo serão negligenciadas nesse tipo de amostragem, limitando as inferências sobre a longevidade das sementes no solo e sobre a estrutura do banco de sementes (Thompson & Grime, 1979). Em contrapartida, além de proporcionar um retrato mais fiel do banco de sementes, sua dinâmica, aliada ao acompanhamento da população estabelecida, pode nos ajudar a desvendar a função mais provável do banco de sementes como estratégia de regeneração de uma dada espécie (Grime, 2002). Adicionalmente, quando o objetivo principal é detectar o impacto de algum tipo de distúrbio ou fator de degradação no banco de sementes, acompanhar as

oscilações na estrutura do banco de sementes ao longo do tempo pode ser a estratégia mais viável.

Neste trabalho buscamos identificar o efeito do fogo sobre a dinâmica do banco de sementes de duas áreas distintas de cerrado *sensu stricto*. Especificamente, procuramos responder as seguintes perguntas: I) As diferenças entre as áreas se refletem na estrutura do banco de sementes? II) Os efeitos do fogo sobre a abundância e composição do banco de sementes são semelhantes entre diferentes áreas, e estão sujeitos a uma variação interespecífica? III) Tais efeitos tendem a diminuir com o tempo após o incêndio? IV) Tais efeitos são alterados pela sazonalidade ou distribuição vertical das sementes no solo? No capítulo 1, tratamos da dinâmica do banco de sementes de uma área de cerrado *sensu stricto* durante quatro anos seguintes à ocorrência de um incêndio. No capítulo 2, analisamos ao longo de 18 meses o banco de sementes de uma área de cerrado invadida por gramíneas exóticas queimada em 2009.

ÁREA DE ESTUDO

Desenvolvemos o estudo num fragmento de cerrado localizado em um dos *campus* da Universidade Federal de São Carlos, localizado na área rural do município de São Carlos (21° 58' e 22° 00' S e 47° 51' e 47° 52' O). A altitude da área oscila entre 815 e 895m, e o clima é tropical com verão úmido e inverno seco e quente, classificado como Cwa por Köeppen, e com mínimo pluviométrico de abril a setembro (Tolentino, 2007). Os tipos de solo predominantes na região são os latossolos Vermelho-Amarelo Alíco e Vermelho Amarelo Distrófico (Lorandi, 1985). Durante os últimos quatro anos (2006-2009), a temperatura média na área de estudo foi de 22°C e a precipitação 114 mm (São Paulo, 2009).

O histórico de perturbação da área é marcado por tipos distintos de atividades humanas. O uso mais recente foi uma monocultura de *Eucalyptus* sp, que foi retirada em 1972. Após esse período, e com a criação da Universidade Federal de São Carlos, iniciou-se o processo de regeneração natural da área que se estende até hoje. Este processo aparentemente foi bem sucedido, uma vez que hoje encontramos na área várias espécies de plantas e animais típicos do Cerrado, inclusive mamíferos de médio e grande porte. Apesar da vocação de pesquisa da área, que é utilizada há décadas em estudos básicos e aplicados de Biologia, atualmente a integridade do fragmento tem sido severamente ameaçada por projetos de urbanização para expansão do campus da UFSCar. Hoje o limite da mancha urbana está a poucos metros da vegetação, com conseqüências evidentemente negativas para a manutenção da vegetação (Figura 1).

As pressões as quais o fragmento tem sido submetido, aliadas à presença de gramíneas exóticas africanas, provavelmente são os principais responsáveis por incêndios freqüentes e intensos na área. O último grande incêndio na área ocorreu em 26 de agosto de 2006, no auge da estação seca, e atingiu a maior parte da área do

campus, inclusive as áreas de cerrado *sensu stricto*. Em agosto de 2009, houve um outro incêndio que, por ter sido controlado a tempo, afetou apenas uma área de cerrado adjacente a um lago artificial popularmente denominado “Maiaca” (Figura 1).

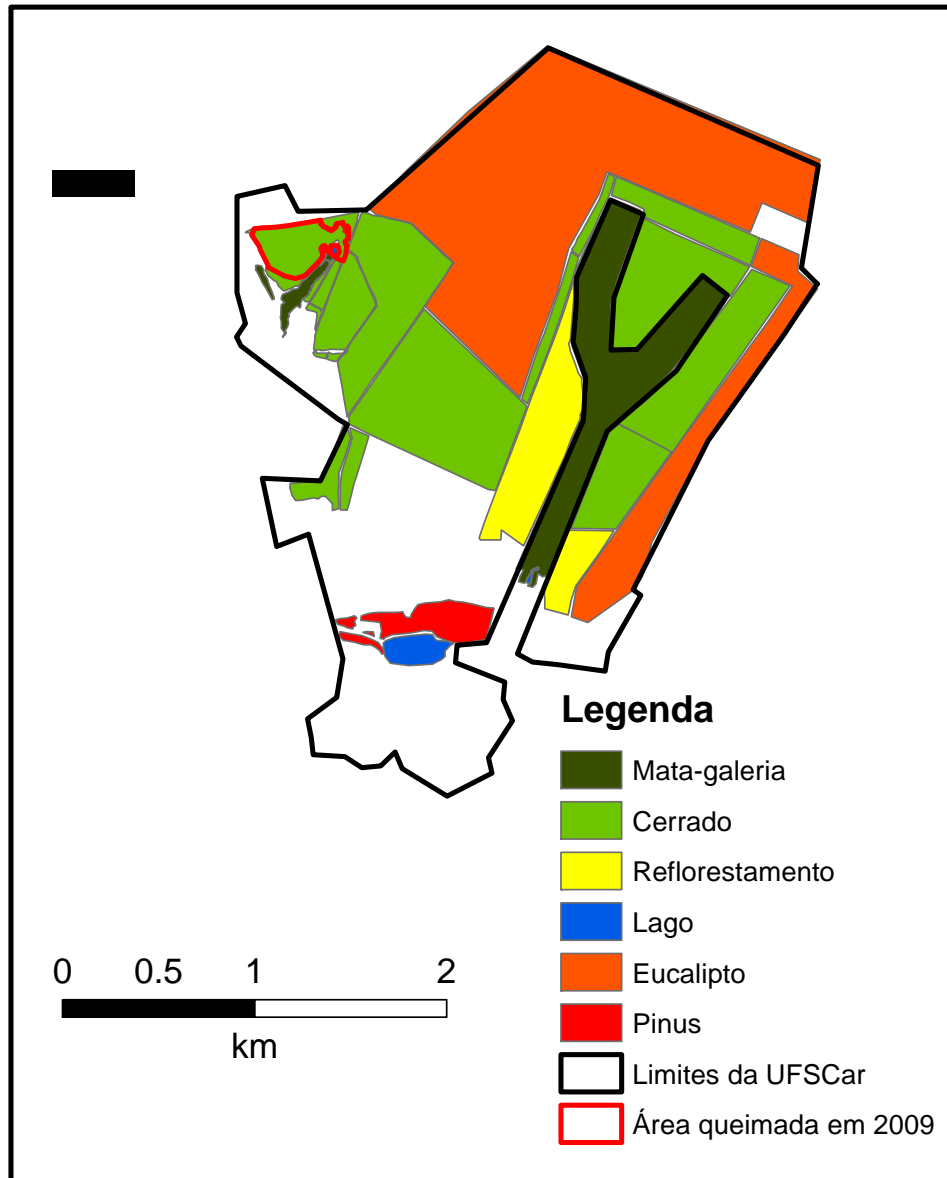


Figura 1 – Croqui do *campus* de São Carlos da Universidade Federal de São Carlos, mostrando os diferentes usos da terra e a distribuição dos tipos de vegetação, além da porção sujeita ao fogo em 2010. A área queimada em 2006 não está disponível devido a uma falha no mapeamento.

MÉTODO DE DETERMINAÇÃO DO BANCO DE SEMENTES

Talvez a maior limitação a que estão sujeitos os estudos sobre banco de sementes seja a inexistência de um método que estime com precisão o número de sementes viáveis no solo. Evidentemente o método mais intuitivo para obter esse número é contar individualmente o número de sementes presentes nas amostras de solo, mais conhecido como contagem direta (Baker, 1989; Gross, 1990). Apesar de conveniente em algumas situações, esse método tem três limitações básicas (Roberts, 1981): 1) cada uma das sementes separadas deve ser submetida posteriormente a um teste de viabilidade, que além de demandar tempo pode ser muito custoso quando o número de sementes no solo é muito grande; 2) em trabalhos no nível de comunidades ou quando a riqueza é muito grande, pode ser difícil ou inviável contabilizar o número de sementes de cada uma das espécies, que em alguns casos são muito pequenas e similares morfológicamente; 3) a contagem direta será menos eficiente em situações em que a densidade no banco de sementes é muito grande, como em várias comunidades em clima mediterrâneo ou em alguns ambientes tropicais (Garwood, 1989, Maren & Vandvik, 2009).

Devido às limitações mencionadas, o emprego da contagem direta é inviável para a maioria dos trabalhos sobre ecologia dos bancos de sementes, que muitas vezes priorizam a obtenção de padrões e previsões na comunidade, que demandam um grande número de unidades amostrais ou áreas de coleta (Roberts, 1981). Assim, a grande maioria dos estudos tem recorrido à metodologia de emergência de plântulas ou germinação (Roberts, 1981). Essa metodologia consiste basicamente em transferir as amostras de solo para recipientes e mantê-los em uma condição de temperatura, umidade e luminosidade apropriada para a germinação da maioria das espécies, e em

seguida contabilizar e identificar periodicamente todos os indivíduos emergentes, cada qual correspondente a uma semente viável no solo (Gross, 1990). Com esse método é possível coletar um grande número de amostras e obter o número de sementes viáveis no solo para várias espécies, e em um período de tempo determinado.

Evidentemente algumas limitações surgem da adoção do método de emergência de plântulas. A principal delas certamente é a subestimativa do número de sementes no solo. Como as condições de germinação são padronizadas, espécies que exigem algum tipo de quebra de dormência, ou que simplesmente não puderam germinar sob as condições impostas, serão ignoradas. Além disso, várias sementes não são suficientemente robustas para chegar à superfície após a germinação, mesmo até pequenas profundidades, de modo que para que haja menos subestimativas a profundidade da camada de solo amostrada deve ser mínima (Dalling et al, 1994). Conseqüentemente, no caso de grandes amostragens, um grande espaço para a disposição das amostras deve estar disponível para a realização dos estudos (Baker, 1989). Apesar dessas limitações, o método da germinação é amplamente utilizado e aceito em estudos de ecologia, que em geral estão mais interessados na identificação de padrões espaciais e temporais do que na obtenção de um retrato preciso da composição do banco de sementes da comunidade (Roberts, 1981; Pierce & Cowling, 1991).

Tendo em vista que neste trabalho tentamos identificar as principais influências da ocorrência do fogo sobre a dinâmica do banco de sementes, contemplando padrões de distribuição espacial e vertical que exigem uma amostragem criteriosa, utilizamos como método de determinação a emergência de plântulas.

MÉTODO DE ANÁLISE DOS RESULTADOS

Em ambos os capítulos analisamos a dinâmica do banco de sementes por meio de Análise de Variância Multifatorial univariada e multivariada conduzida no programa PERMANOVA (Anderson 2001). O PERMANOVA compara grupos multivariados de dados a partir de duas etapas básicas distintas. Primeiramente, é calculada uma estatística F referente à comparação entre os grupos a partir de uma medida de distância que pode ser previamente selecionada. Em seguida o programa realiza n permutações entre os grupos, e para cada uma é calculado um valor de F. Diferentes modelos para a execução das permutações estão disponíveis, desde permutações de todos os dados até permutações de resíduos sobre um modelo reduzido, que é o método computacionalmente mais custoso (Manly, 2006). Em seguida, um valor de significância é obtido a partir da comparação entre a distribuição de valores de F gerada e o valor de F dos dados originais (Anderson, 2001). Além disso, o PERMANOVA permite que testes pareados *a posteriori* sejam aplicados entre os níveis de todos os fatores ou interações testadas quando os efeitos são significativos, também baseadas em conjuntos de permutações realizadas separadamente para cada comparação (Anderson 2001).

Por se basear em aleatorizações a partir de um conjunto de dados original, o PERMANOVA não exige que os pressupostos de normalidade e homocedasticidade da ANOVA convencional sejam atendidos (Anderson, 2001; Manly, 2006). Como este teste permite que desenhos experimentais multifatoriais mais complexos sejam testados, tem sido uma alternativa de análise para conjuntos de dados altamente heterogêneos, tais como os bancos de sementes (Gioria & Osborne 2009 a, b; 2010). Entretanto,

muitas vezes o objetivo principal dos estudos sobre banco de sementes não é a comparação da estrutura das comunidades, mas o efeito das variáveis sobre cada um dos grupos predominantes. Pacotes estatísticos para análise de dados multifatoriais por permutação são raros, e muitas vezes testes *a posteriori* precisam ser aplicados separadamente.

Quando apenas uma variável é inserida no programa PERMANOVA com a distância euclidiana como medida de distância, o valor de F equivale ao valor calculado pela Análise de Variância Multifatorial (Anderson, 2001). Sendo assim, além da análise clássica com todas as espécies identificadas, nesse trabalho adaptamos o PERMANOVA para a análise de dados univariados. Utilizamos separadamente no programa as principais espécies e famílias encontradas no banco de sementes, mantendo o mesmo desenho utilizado na análise multivariada. Padronizamos como medida de similaridade a distância de Bray-Curtis. Devido à complexidade dos desenhos experimentais (2 a 4 fatores com 2 ou mais níveis cada), aplicamos permutações a partir de um modelo completo. Apesar de computacionalmente mais simples, esse algoritmo tem robustez similar aos demais modelos (Manly, 2006). Devido ao grande número de testes aplicados, adotamos a significância de 1% para que evitássemos uma diferença significativa ao acaso (erro α) (Williams, et al. 2005; Manly, 2006). Embora 5000 permutações sejam consideradas suficientes para um nível de significância de 1%, utilizamos 10000 permutações em cada um dos testes para garantirmos a confiabilidade dos resultados.

CAPÍTULO 1 - Efeito do fogo sobre a dinâmica do banco de sementes em um fragmento de cerrado em São Carlos, SP

RESUMO

O fogo é um fator determinante da estrutura de diversas comunidades naturais. A formação de um banco de sementes é uma das principais estratégias de regeneração em comunidades sujeitas ao fogo. Apesar da recorrência desses eventos no cerrado, a relevância da formação do banco de sementes para a regeneração ainda é pouco conhecida. Nesse trabalho buscamos responder às seguintes perguntas: A composição do banco de sementes em áreas de cerrado recentemente queimadas difere de áreas semelhantes não-queimadas? Essas diferenças são influenciadas pelo tempo sem novos incêndios, sazonalidade e profundidade? Desenvolvemos o estudo num fragmento de cerrado *sensu stricto* em regeneração em São Carlos (SP) (21° 58' e 22° 00' S e 47° 51' e 47° 52' O) cuja maior parte da área foi submetida a um grande incêndio na estação seca de 2006. De 2007 a 2008, coletamos 15 amostras dos quatro centímetros superficiais do solo em uma área sujeita ao fogo e numa área controle adjacente. Em 2009 e 2010 coletamos amostras nas mesmas áreas, incluindo coletas de 5 a 8 cm e da serapilheira. Estimamos o número de sementes viáveis no solo pelo método da germinação. Analisamos a influência do fogo, tempo após o incêndio, sazonalidade e profundidade a partir de Análise de Variância Permutacional Univariada e Multivariada. No total emergiram 22602 indivíduos, pertencentes a 16 famílias e 62 espécies ou morfotipos. As principais famílias foram Melastomataceae, com predomínio de *Miconia albicans* e *Tibouchina stenocarpa*, e Poaceae, principalmente *Panicum campestre* e *Melinis minutiflora*. A área queimada permaneceu com abundância menor e composição distinta

quatro anos após o incêndio A abundância de *T. stenocarpa* foi pouco afetada pelo fogo. *M. albicans*, embora também tenha se mantido mais abundante na área controle, manifestou tendência de aumento na área queimada durante os anos subsequentes ao incêndio. Uma distribuição homogênea no perfil do solo foi observada para *M. albicans* e *P. campestre*, sugerindo bancos de sementes mais persistentes para essas espécies. Embora essa possa ser uma estratégia de regeneração relevante na área amostrada, a tendência de aumento da invasão por *M. minutiflora*, com subsequente alteração da frequência de incêndio, pode ser uma barreira à ocorrência desse processo, assim como à manutenção da integridade da vegetação.

Palavras-chave: cerrado *sensu stricto*, Melastomataceae, Poaceae, dispersão.

INTRODUÇÃO

Devido aos efeitos danosos que o fogo pode provocar às plantas, em áreas propensas a essa perturbação as espécies devem ter estratégias particularmente específicas que lhe permitam sobreviver e reproduzir com sucesso (Bond & Keeley, 2005). Uma vez que os indivíduos estejam aptos a persistir sob um determinado regime de incêndio, alterações bruscas provocadas em alguma de suas características, tal como a intensidade ou frequência, podem ocasionar grandes mudanças na composição e estrutura das comunidades (Brooks et al, 2004). A extensão desses efeitos sobre cada uma das espécies será fortemente influenciada pela capacidade de ajuste da estratégia de regeneração adotada às novas características do ambiente (Grime, 2002; Bond & Keeely, 2005). Em ambientes tropicais relativamente produtivos e com uma estação seca bem definida, o fogo tende a ser um elemento típico (Whelan, 1995). Nessas áreas as principais estratégias de regeneração na comunidade são a manutenção de um banco de sementes e a reprodução assexuada a partir de órgãos subterrâneos (Hoffman, 1998; Grime, 2002).

Assim como a dinâmica das populações estabelecidas (Harper, 1977), a dinâmica do banco de sementes de uma espécie permite a identificação de padrões espaciais e temporais de distribuição (Thompson & Grime,1979), que devem estar intimamente relacionados à função dessa estratégia na manutenção das populações (Grime, 2002). O comportamento das sementes do solo após o fogo pode evidenciar a relevância desses reservatórios na regeneração de ambientes sujeitos a incêndios (van der Vank et al. 1989; Thompson & Grime, 1979). Nessas comunidades o fogo deve interferir nos processos que definem o número de sementes viáveis no solo, tais como a

chuva de sementes, taxas de incorporação no solo, mortalidade e germinação (Williams et al., 2005; Thompson & Grime, 1979).

O efeito direto sobre a semente está relacionado a elementos intrínsecos ao incêndio, à resistência dos propágulos às alterações ambientais concomitantes ao distúrbio e à capacidade de resposta aos sinais ambientais (Whelan, 1995). A partir das relações descritas, envolvendo principalmente espécies em clima mediterrâneo, a liberação de recursos limitantes, assim como flutuações de temperatura, quebra de uma dormência ligada ao tegumento e liberação de compostos químicos durante e após os incêndios, têm sido considerados essenciais para a germinação de várias espécies após o fogo (Keeley, 1987; Parker & Kelly 1989; Thanos & Rundel, 1995; van Staden et al, 2000; Williams et al., 2005; Thomas et al., 2010).

O Cerrado é um dos 25 ambientes naturais prioritários para conservação no mundo, principalmente porque detém uma grande riqueza biológica que tem permanecido sistematicamente desprotegida (Myers *et al.*, 2000). A vegetação ocorre em latossolos e há uma estação seca definida, que aliada ao acúmulo de biomassa favorece a ocorrência do fogo (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 2006). Regimes de incêndios distintos frequentemente são estabelecidos, e tem sido associados à formação de algumas fitofisionomias de cerrado (Coutinho, 1978; 1982). Entretanto, a influência desses regimes sobre o sucesso da reprodução sexuada ainda é pouco conhecida, desde os efeitos básicos sobre a germinação até a influência no estabelecimento das plântulas (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 2006).

Apesar da variabilidade de respostas e da escassez de informações, deve existir uma associação íntima entre o regime local de incêndios, a fenologia reprodutiva e os mecanismos de dormência, que influenciam efetivamente a a estratégia de regeneração predominante (Parker & Kelly, 1989; Whelan, 1995). A dinâmica populacional de

várias ervas e arbustos se fundamenta na reprodução assexuada a partir de órgãos subterrâneos (Hoffman, 1998), mas a importância a longo prazo do recrutamento a partir da chuva de sementes ou de bancos de sementes ainda não foi estabelecida (Miyanishi & Kellman, 1986; García-Nunez & Azocar, 2004).

Dentre os estados em que originalmente havia vegetação de cerrado, São Paulo retém a menor porcentagem da cobertura original de cerrado, que foi eliminada principalmente por atividades agropecuárias e urbanização, e atualmente é pressionada pelo cultivo da cana-de-açúcar para produção de etanol (Durigan et al., 2007). O resultado tem sido uma fragmentação intensa, que em sinergismo com impactos antrópicos e as invasões biológicas tem provocado drásticas alterações fisionômicas e florísticas (Pivello *et al.*, 1999 a, b). Como reminiscência histórica dessas comunidades, o banco de sementes pode ser um agente de reestruturação da vegetação em direção a um estado mais próximo ao original (van der Valk *et al.*, 1989). Entretanto, evidentemente essas mudanças podem alterar sua estrutura e funcionalidade (Simpson *et al.*, 1989).

A efetividade da restauração a partir de um banco de propágulos dependerá, dentre outros fatores, da intensidade das perturbações, do tempo desde o início da degradação, da relevância do banco de sementes para a regeneração da comunidade e de detalhes históricos locais e da vegetação de entorno (van der Valk *et al.*, 1989; Parker & Kelly, 1989; Bossuyt & Honnay, 2008; Pyke *et al.*, 2010;). Nesse contexto, também é importante saber como a dinâmica do banco de sementes de espécies da comunidade é influenciada pela perturbação (Simpson et al., 1989).

1. OBJETIVOS

Partindo do princípio de que o fogo é um agente modificador da estrutura das populações e comunidades (Whelan 1995), ele também deve influenciar o estoque de sementes do solo, alterando a estrutura e dinâmica do banco de sementes. Nesse trabalho buscamos identificar o efeito de um incêndio sobre a dinâmica do banco de sementes em um fragmento de cerrado *sensu stricto*; mais especificamente, tentamos responder às seguintes questões: A abundância do banco de sementes em áreas de cerrado queimadas difere de áreas não-queimadas? Há uma atenuação dessas diferenças ao longo do tempo? Como tais diferenças estão relacionadas à sazonalidade e à distribuição vertical no perfil do solo? Como diferem as respostas das espécies ou grupos mais abundantes? Esperávamos que na área recentemente queimada o banco de sementes em geral seria menos abundante (Whelan 1995; Fenner 1995; Garwood, 1989). Essas discrepâncias ocorreriam independentemente da estação de amostragem, e diminuiriam com a profundidade (Coutinho 1982; Fenner 1995; Whelan 1995; Bekker et al. 1998; Pyke et al. 2010) e ampliação do intervalo desde o incêndio (Moreira, 2000). Devido à grande diversidade florística do cerrado (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006), também esperávamos uma grande variação interespecífica nas respostas a esses fatores.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

Desenvolvemos o estudo no fragmento de cerrado no interior do campus de São Carlos da Universidade Federal de São Carlos, mais especificamente na vegetação próxima à área do projeto de extensão “Trilha da Natureza”, desenvolvido por alunos e professores da UFSCar (Figuras 1 e 2). A área apresenta heterogenidade fitofisionômica, mas a vegetação predominante é o cerrado *sensu stricto*, caracterizado por um estrato herbáceo quase contínuo e um componente arbustivo/arbóreo esparsos (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 2006). Segundo um estudo já realizado dentre as espécies lenhosas presentes no fragmento destacam-se *Anadenanthera peregrina* (Benth.) Reis, *Eriotheca gracilipes* (K. Schum.) A. Robyns, *Stryphnodendron obovatum* Benth. e *Miconia albicans* (Sw.) Steud (Oliveira & Batalha, 2005).

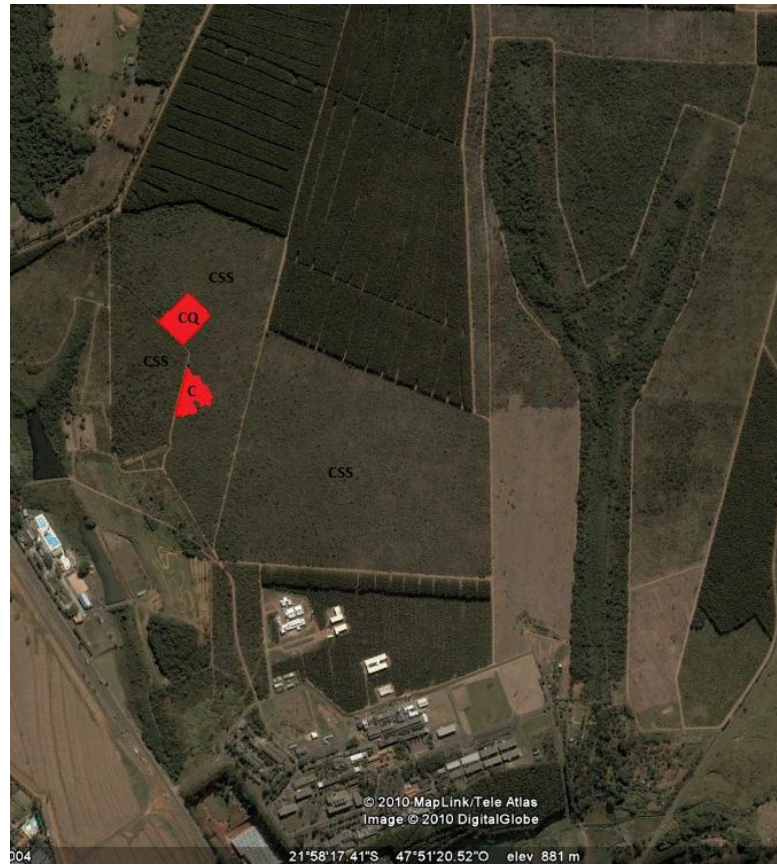


Figura 1 – a) Imagem aérea indicando a localização das áreas de coleta dentro do *campus* de São Carlos da Universidade Federal de São Carlos, antes do incêndio. C – área controle de cerrado *sensu stricto*. CQ – área de cerrado *sensu stricto* queimada em 2006. CSS – áreas de cerrado em *sensu stricto*. b) Fotografia da área durante o incêndio de 2006 (foto: Pavel Dodonov).

a)



b)

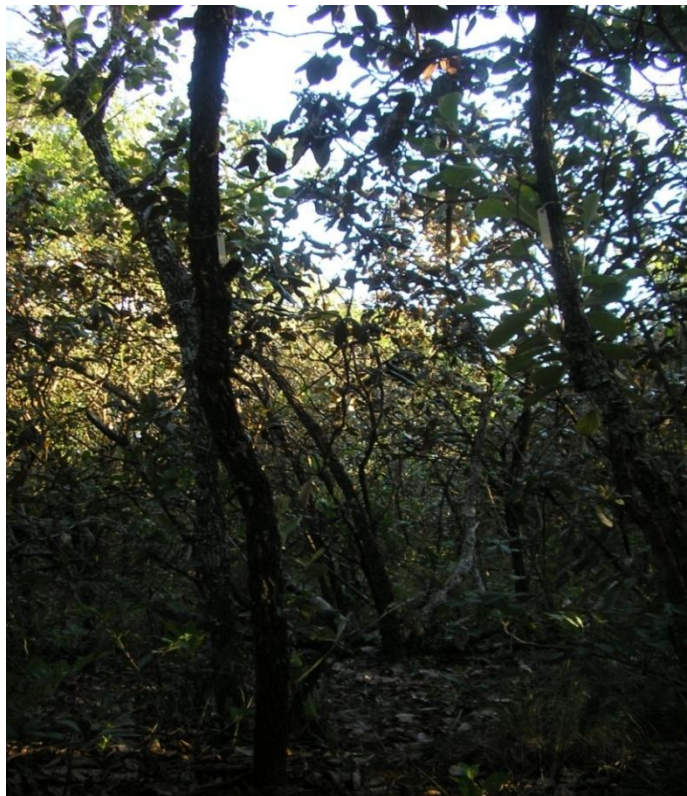


Figura 2 –Aspecto da vegetação das áreas amostradas. a) Vegetação na área queimada de cerrado *sensu stricto* (CQ) alguns meses após o fogo. b) Aspecto interno da área controle.

2.2. Desenho experimental

Em 26 de agosto de 2006, no auge da estação seca de um ano caracterizado por baixa pluviosidade, a vegetação de cerrado do fragmento foi afetada por um incêndio acidental de grandes proporções que foi controlado tardiamente. Apesar da alta intensidade, o incêndio demonstrou certa descontinuidade espacial, de modo que dentro de áreas queimadas aparentemente homogêneas há manchas de vegetação não queimada, e vice-versa. Apesar dessa dificuldade, pouco após o incêndio demarcamos aproximadamente 1,2 ha contínuos de área queimada (CQ) e 1 ha de área não queimada (C). Para garantir que não houvesse uma distinção florística significativa entre as áreas ligada a uma heterogeneidade espacial, a distância entre elas foi de cerca de 50 m.

Poucas semanas após o incêndio realizamos um estudo inicial com amostras do banco de sementes das duas áreas. Devido a problemas técnicos e de padronização do método, entretanto, não pudemos utilizar os dados dessa coleta. A primeira coleta padronizada ocorreu em janeiro de 2007, correspondente à estação chuvosa 2006/2007. Para a coleta utilizamos um amostrador metálico de 23 cm de diâmetro e 10 cm de altura, mas nesse caso extraímos apenas os 4 cm superficiais de solo, sem inclusão da serapilheira (Figura 3). Para a obtenção dos pontos de coleta, em cada área alocamos cinco transecções, com 100 m na área queimada e com comprimento variável na área controle, distantes entre si cerca de 20 m. Em cada uma das áreas, distribuímos 15 pontos a partir de coordenadas ortogonais formadas por uma distância no transecto e uma distância perpendicular, ambas obtidas aleatoriamente. No caso da distância perpendicular, foi considerado um intervalo entre 0 e metade da distância entre os transectos, e também previamente aleatorizado o sentido (direita ou esquerda).

Além da heterogeneidade associada à variação entre anos distintos de amostragem, o número de sementes no solo durante o ano também pode oscilar para várias espécies. Essa mudança intra-anual é crítica para a classificação do banco de sementes, pois reflete os efeitos da dispersão e longevidade sobre a abundância no solo, mas pode ser negligenciada caso o intervalo entre as amostragens seja muito longo (Thompson & Grime, 1979; Roberts, 1981). Para que essa perda de informação seja evitada, uma das estratégias mais comumente utilizadas é amostrar o banco de sementes nas estações climáticas vigentes na área em questão (Thompson & Grime, 1979). Nesse estudo repetimos o procedimento de amostragem acima descrito na estação chuvosa e seca, que são os dois períodos definidos pelo clima da região (Tolentino, 2007), mas que também estão diretamente sincronizados com o padrão de dispersão de várias espécies.

A partir da estação chuvosa de 2009, alteramos parcialmente o procedimento de amostragem. Além dos 4 cm superficiais de solo (P1), nos mesmos pontos coletamos o solo de 5 a 8 cm (P2) e a camada de serapilheira (S). Essa alteração foi motivada pelo interesse na avaliação do efeito do fogo sobre a distribuição vertical do banco de sementes, que é um atributo importante para a definição de sua importância como estratégia de regeneração (Bekker et al, 1998). Além disso, aumentamos o número de pontos coletados em cada estação para 30, a fim de amenizar os efeitos da heterogeneidade espacial intrínseca ao banco de sementes (Roberts, 1981).



Figura 3 – a) Procedimento de coleta do solo. b) Casa de vegetação durante um dos experimentos de germinação.

2.3.Obtenção do número de sementes viáveis.

Nesse trabalho utilizamos o método da germinação, que é particularmente eficiente para estudos em comunidades tropicais, nas quais a riqueza e a densidade frequentemente são elevados (Roberts, 1981; Garwood, 1989). Utilizamos como critério de germinação o aparecimento de estruturas fotossintetizantes ou radiculares. Retiramos fragmentos foliares e radiculares das amostras com separadores de 10 mm de diâmetro (Dalling et al., 1994), e em seguida as transferimos para bandejas de 21 x 26 cm. Para as amostras de serapilheira, utilizamos bandejas de 17 x 13 cm, e após a separação adicionamos como substrato um latossolo de cerrado esterilizado. Mantivemos as

bandejas em uma casa de vegetação coberta com temperatura e umidade ambiente, mas também cobrimos permanentemente as amostras com polietileno transparente, para evitar perda de água e contaminação por propágulos externos, e as umedecemos com a frequência necessária para manutenção da umidade (Gross, 1990; ter Heerdt et al., 1999) (Figura 3). Além disso, também avaliamos a presença de sementes contaminantes por meio de 30 bandejas com latossolo esterilizado a 80° por 72h, que posicionamos aleatoriamente entre as demais amostras. Inicialmente contamos e identificamos todas as plântulas emergentes semanalmente. Ao longo do tempo, com o progresso na identificação das plântulas, esse intervalo foi estendido para três semanas. Depois de seis meses de observações, transplantamos todas as espécies indeterminadas para vasos com substrato, até que características vegetativas ou reprodutivas proporcionassem uma identificação botânica comparativa, com auxílio de publicações especializadas e de levantamentos florísticos nas áreas amostradas.

2.4. Análise dos resultados

Analisamos a influência da ocorrência do fogo, ano de amostragem, estação do ano e profundidade sobre a composição, assim como sobre a abundância das principais espécies, por meio de Análise de Variância Multifatorial univariada e multivariada por permutações, conduzidas no programa PERMANOVA (Anderson, 2001).

A dinâmica do banco de sementes de 2007 a 2010 foi analisada a partir de análises de variância univariada e multivariada por permutação, utilizando como fatores o efeito do fogo (área queimada ou não-queimada), do ano de amostragem (2007, 2008, 2009 ou 2010) e da estação de amostragem (estação seca ou chuvosa). No caso da análise multivariada, incluímos todas as espécies ou morfotipos identificados, mas aplicamos dois testes distintos, um com a abundância de cada espécie e outro com dados

de presença ausência. Com essa abordagem buscamos diminuir o efeito das diferenças de abundância entre as espécies, tornando possível uma comparação mais efetiva da composição para os fatores testados.

Visto que o número de amostras coletadas em 2007 e 2008 foi menor e incluiu apenas a camada mais superficial de solo, e considerando a exigência de um desenho experimental totalmente balanceado para a aplicação do PERMANOVA (Anderson 2001), utilizamos na análise um conjunto aleatório de 15 das 30 amostras coletadas na primeira profundidade (0-4 cm) em 2009 e 2010.

A dinâmica do banco de sementes nos anos de 2009 e 2010 foi testada separadamente para que, além dos fatores anteriores (área, ano e estação), fossem incluídos os três níveis de profundidade coletados (serapilheira, 0 a 4 cm e 5 a 8 cm) como um fator adicional, utilizando todas as 30 amostras coletadas. Novamente foram utilizadas uma análise de variância multivariada utilizando todas as espécies identificadas e análises univariadas com as espécies ou grupos mais abundantes, também no programa PERMANOVA (Anderson 2001). No caso das famílias representativas em profundidades de 0 a 8 cm de profundidade mas escassas na serapilheira, para evitarmos ruído nas análises utilizamos uma versão adaptada desse modelo incluindo o fator profundidade apenas com dois níveis (0 a 4 cm e 5 a 8 cm).

Em todos os testes, utilizamos 1% como nível de significância e 10000 permutações (Anderson, 2001; Manly, 2006).

3. RESULTADOS

4.1. Estrutura do banco de sementes

Durante o experimento emergiram 22602 indivíduos, pertencentes a 16 famílias e 62 espécies ou morfotipos (Tabelas 1 a 3). A densidade variou de 0 a 5488 sementes m^{-2} , enquanto a densidade média foi de 1017 (\pm 845) sementes m^{-2} nos quatro centímetros superficiais de solo (figura 4), 645 (\pm 484) sementes m^{-2} de quatro a oito centímetros e 95 (\pm 230) sementes m^{-2} na serapilheira. A densidade total média foi maior na área não-queimada em todas as coletas (Figura 4). As famílias Melastomataceae e Poaceae foram predominantes em todas as amostragens, independentemente dos demais fatores analisados. Juntas responderam por cerca de 81% do total de indivíduos (Tabelas 1 a 3).

A família Melastomataceae predominou em todas as amostragens, com oito espécies identificadas. Aproximadamente 51 % dos indivíduos foram de *Tibouchina stenocarpa* (DC.) Cogn. (32% da abundância total), e 43 % de *Miconia albicans* (Sw.) Steud (28% da abundância total). *Miconia rubiginosa* e *Miconia ligustroides* constituíram 1,6 % e 1,3% dos indivíduos da família, respectivamente, enquanto as demais espécies foram apenas ocasionais (Tabelas 1 a 3). Dentre as gramíneas, 48% dos indivíduos foram das gramíneas exóticas africanas *Melinis minutiflora* (94%) e *Urochloa decumbens* (6%). Dentre as espécies nativas, houve amplo predomínio de *Panicum campestre* (69%), com outras oito espécies em abundância mais baixa (Tabelas 1 a 3).

Dentre as demais famílias, destacam-se Asteraceae e Rubiaceae, ambas com amplo predomínio de uma espécie; dentre as asteráceas, apenas uma espécie do gênero *Eupatorium* respondeu por 84 % das ocorrências, enquanto uma espécie do gênero

Spermacoce constitui 82% das rubiáceas. A família Cyperaceae ocorreu em baixa densidade em todas as amostragens, e as demais famílias estiveram associadas a espécies de ocorrência única ou abundância muito baixa. Apesar das duas espécies predominantes apresentarem hábito arbóreo ou arbustivo (*T. stenocarpa* e *M. albicans*), a maioria das espécies identificadas foram herbáceas, enquanto houve apenas uma espécie de liana (Tabelas 1 a 3).

Utilizamos como variáveis na análise univariada a abundância de Melastomataceae, Poaceae, Asteraceae e Rubiaceae, além das gramíneas nativas, gramíneas exóticas, *M. albicans* e *T. stenocarpa*. A família Cyperaceae, apesar de representativa em termos de abundância total, não pôde ser utilizada nas análises devido a uma grande concentração em poucas amostras. Para as demais famílias, principalmente representadas por espécies de ocorrência única ou baixa abundância, também não pudemos utilizar uma abordagem estatística de análise.

4.2. Variação anual e estacional.

4.2.1. Dinâmica do banco de sementes - 2007 a 2010

Dentre as nove variáveis distintas cuja abundância na camada superficial de solo foi testada separadamente a partir do PERMANOVA (três fatores: área, ano e estação; n=15), apenas a abundância de Poaceae, Rubiaceae e das gramíneas nativas são diferiu entre os anos de amostragem (Tabela 4;). A família Melastomataceae apresentou diferenças apenas marginalmente significativas de 2007 a 2010. Quando analisadas separadamente, as duas principais espécies apresentaram respostas diferentes: enquanto *M. albicans* foi menos frequente em 2007, a abundância de *T. stenocarpa* não oscilou significativamente entre os anos de amostragem (Tabela 4). Entretanto, as gramíneas

exóticas foram mais abundantes em 2009 e 2010, independentemente da estação ou área de amostragem (Figura 4, Figura 3, Tabela 4)

Tabela 1 – Abundância das espécies e famílias em cada uma das amostragens de 2007 a 2008, considerando apenas os quatro centímetros superficiais de solo e a soma de 15 amostras. CQ-área queimada em 2006; C-área controle não-queimada; ES -Estação Seca; EC-Estação Chuvosa, A-arbóreo, Arb-arbustivo, H-herbáceo, I-indeterminado.

Família/Espécie	Hábito	2007				2008				Total
		EC		ES		EC		ES		
		CQ	C	CQ	C	CQ	C	CQ	C	
MELASTOMATACEAE										
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn	A	74	303	189	257	62	428	55	412	1780
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud	Arb/A	7	72	43	107	106	122	54	174	685
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	A	4	3	1	3	9	4	2	0	26
<i>Miconia ligustroides</i> Naudin	Arb	0	0	0	0	6	2	0	0	8
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	Arb	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	Arb	0	10	1	20	4	10	6	8	59
Morfotipo 1	I	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Indefinidas		0	0	12	0	0	1	0	1	14
POACEAE										
<i>Panicum campestre</i> Nees	H	49	50	12	71	35	106	13	37	290
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	H	9	12	0	3	9	40	6	20	99
<i>Urochloa decumbens</i> Stapf	H	0	0	0	0	2	12	1	1	16
<i>Phaspalum</i> sp	H	3	9	0	0	0	0	0	0	12
Bambusoidae	H	0	9	0	0	2	1	0	4	16
Morfotipo 1	H	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Indefinidas		5	6	13	45	0	6	0	1	76
ASTERACEAE										
<i>Baccharis dracuntifolia</i> DC.	H	1	3	4	8	1	0	6	6	29
<i>Eupatorium</i> sp 1	H	22	10	23	25	8	39	9	21	157
<i>Eupatorium</i> sp 2	H	0	0	0	0	16	3	0	0	19
Morfotipo 1	H	0	0	0	1	2	0	2	0	5
Morfotipo 2	H	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Morfotipo 3	H	1	0	0	0	0	0	0	0	1
CYPERACEAE										
<i>Fymbristylis</i> sp	H	0	0	0	0	10	55	0	1	66
<i>Cyperus</i> sp	H	0	0	0	0	0	5	0	0	5
Indefinidas	H	8	83	2	3	1	0	1	0	98
RUBIACEAE										
<i>Borreria</i> sp	H	0	6	1	0	1	29	0	4	41
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	H	0	0	0	0	2	4	1	2	9
<i>Spermacoce</i> sp	H	44	59	12	5	23	84	4	11	242
Morfotipo 1	H	0	0	0	0	0	0	7	22	29

Família/Espécie	Hábito	2007				2008				
		EC		ES		EC		ES		
		CQ	C	CQ	C	CQ	C	CQ	C	
FABACEAE										
<i>Stryphnodendron</i> sp		0	0	0	0	0	1	0	1	2
<i>Chamaecrista</i> sp	H	0	0	0	0	0	4	0	0	4
Indefinidas	H	0	1	0	0	1	0	0	0	2
MALPIGUIACEAE										
Morfotipo 1	I	0	0	0	0	0	0	1	0	1
VERBENACEAE										
Morfotipo 1	H	0	0	0	0	2	1	0	0	3
INDETERMINADAS										
Morfotipo 1	I	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Morfotipo 2	I	0	2	0	0	0	0	0	0	2
Morfotipo 3	I	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Morfotipo 4	I	1	2	0	0	0	0	0	0	3
Morfotipo 5	I	1	1	0	1	0	0	0	0	3
Morfotipo 6	I	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Morfotipo 7	I	0	0	0	2	0	0	0	0	2
Morfotipo 8	I	0	0	0	11	0	0	0	0	11
Morfotipo 9	I	0	0	0	0	9	0	0	0	9
Morfotipo 10	I	0	0	0	0	1	0	0	0	1
EUDICOTYLEDONAE		42	48	11	24	1	4	6	10	146

Tabela 2 – Abundância das espécies e famílias identificadas na estação chuvosa e seca de 2009, em três níveis de profundidade (P1:0-4 cm,P2: 4-8 cm e serapilheira), para as duas áreas de estudo (CQ– área queimada em 2006; C– área controle de CQ não-queimada). A-arbóreo,AT-arbustivo,H-herbáceo, L-liana, I-indeterminado. Foi considerada a soma de 30 pontos de amostragem.

Família/Espécie	Hábito	Não-queimada (C)						Queimada (CQ)						Total
		Chuvosa			Seca			Chuvosa			Seca			
		P1	P2	S	P1	P2	S	P1	P2	S	P1	P2	S	
MELASTOMATACEAE														
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn	A	630	438	2	890	341	3	124	70	0	334	106	2	2940
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud	A/AT	677	507	18	574	413	23	199	178	4	189	136	1	2919
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	A	0	0	0	6	2	0	8	5	0	7	7	2	37
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	A/AT	14	4	0	47	29	0	5	2	0	2	11	0	114
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	A	1	3	0	4	6	0	0	0	0	0	0	0	14
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	A	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Miconia fallax</i> DC.	A	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	A	9	48	0	5	27	0	33	11	0	8	4	1	146
Indefinidas		2	0	0	0	3	4	0	3	1	3	1	1	18
POACEAE														
<i>Panicum campestre</i> Nees	H	70	93	2	60	80	1	53	55	0	64	64	1	543
Bambusoidae	H	61	62	0	37	27	5	0	0	0	3	3	0	198
<i>Schizachyrum</i> sp	H	0	0	0	0	0	0	5	0	0	7	0	4	16
<i>Urochloa decumbens</i> Stapf	H	3	0	1	8	2	3	1	3	0	29	10	3	63
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	H	27	18	1	24	9	7	138	35	0	77	21	87	444
Morfotipo 1	H	6	0	0	0	0	0	6	1	0	0	1	0	14
Morfotipo 2	H	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	3
Indefinidas		0	0	1	2	1	0	6	2	3	1	0	0	16
ASTERACEAE														
<i>Eupatorium</i> sp 1	H	102	69	1	86	48	0	22	5	0	17	10	0	360
<i>Eupatorium</i> sp 2	H	2	4	1	4	3	2	5	1	1	13	1	4	41
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	H	0	0	0	2	2	0	3	1	0	0	1	1	10
Morfotipo 1	H	0	2	0	1	0	1	1	2	0	0	0	0	7
Morfotipo 2	H	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Morfotipo 3	H	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
RUBIACEAE														
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	H	10	7	0	13	11	0	1	1	0	0	1	0	44
<i>Spermacoce</i> sp	H	35	60	0	36	49	0	128	103	2	65	66	3	547
<i>Borreria</i> sp	H	5	0	0	7	2	0	16	17	0	21	9	0	77
CYPERACEAE														
<i>Fimbristylis</i> sp	H	13	84	13	4	5	0	30	16	12	111	52	0	340
<i>Cyperus</i> sp 1	H	3	4	2	0	2	0	4	0	0	1	1	0	17
<i>Cyperus</i> sp 2	H	1	1	0	0	1	0	3	0	0	3	1	0	10
Indefinidas		0	1	1	0	1	0	1	0	2	1	0	0	7
FABACEAE														
<i>Stilosanthes</i> sp	H	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	4

Continuação (.....)

Família/espécie	Hábito	Não-queimada						Queimada						Total
		Chuvosa			Seca			Chuvosa			Seca			
		P1	P2	S	P1	P2	S	P1	P2	S	P1	P2	S	
<i>Chamaecrista</i> sp	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Papilionoidae	H	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	3
Espécie 1	I	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Indefinidas	I	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	2
LAMIACEAE														
<i>Aegiphilla</i> sp	A	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
ROSACEAE														
<i>Rubus</i> sp	AT	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
RUTACEAE														
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	A	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	5
SMILACACEAE														
<i>Smilax</i> sp	L	1	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	5
VERBENACEAE														
Morfotipo 1	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
ANONACEAE														
<i>Xylopia aromatica</i> Mart.	A	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CECROPIACEAE														
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
EUPHORBIACEAE														
<i>Maprounea guianensis</i> Aubl.	A	0	0	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	3
INDETERMINADAS														
Morfotipo 1	H	0	3	0	0	0	1	2	2	0	0	0	0	8
Morfotipo 2	AT	1	1	0	2	0	1	7	1	0	5	1	8	27
Morfotipo 3	I	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Morfotipo 4	I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Morfotipo 5	I	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Morfotipo 6	A	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Morfotipo 7	I	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2
Morfotipo 8	H	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Morfotipo 9	AT	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	3
EUDICOTYLEDONAE	I	2	5	5	12	11	5	7	8	6	13	11	13	98

Tabela 3 - Abundâncias das espécies e famílias identificadas na estação chuvosa e seca de 2010, em cada um dos níveis de profundidade (P1: 0-4 cm, P2: 5-8 cm e serapilheira), para as duas áreas de estudo (CQ– área queimada em 2006; C– área controle de CQ não-queimada). A-arbóreo, AT-arbustivo, H-herbáceo, L-liana, I-hábito indeterminado.

	Hábito	Área controle						Área queimada						Total
		Chuvosa			Seca			Chuvosa			Seca			
		P1	P2	S	P1	P2	S	P1	P2	S	P1	P2	S	
MELASTOMATACEAE														
<i>Tibouchina stenocarpa</i> (DC.) Cogn	Ab	606	237	4	868	279	11	193	92	0	97	18	2	2407
<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud	Ab/At	453	342	12	529	293	8	185	169	8	229	188	4	2420
<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	At	8	3	0	15	7	0	0	3	0	15	4	1	56
<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	Ab	22	3	5	23	8	9	11	11	0	59	10	0	161
<i>Miconia stenostachya</i> DC.	Ab/At	7	6	1	17	13	1	4	1	0	10	5	0	65
<i>Miconia chamissois</i> Naudin	At	6	1	0	0	0	0	5	4	0	1	2	0	19
<i>Miconia fallax</i> DC.	At	0	0	0	1	0	0	0	1	0	2	0	1	5
<i>Leandra aurea</i> (Cham.)Cogn.	At	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	2
indefinidas		1	2	0	6	4	2	0	8	0	15	6	0	44
POACEAE														
<i>Panicum campestre</i> Nees	H	60	73	0	82	51	2	22	28	0	146	68	3	535
<i>Urochloa decumbens</i> Stapf	H	4	1	0	11	3	0	10	3	1	9	2	2	46
<i>Melinis minutiflora</i> P. Beauv.	H	128	32	9	243	20	142	93	5	17	295	17	280	1281
<i>Schizachyrum</i> sp	H	0	1	0	24	1	6	4	0	1	17	1	10	65
Bambusidae	H	6	7	0	145	57	6	0	0	0	16	5	0	242
Morfotipo 1	H	1	0	0	0	1	0	0	0	0	2	1	1	6
Morfotipo 2	H	1	0	0	2	0	0	0	2	1	44	3	0	53
Morfotipo 3	H	0	0	0	8	4	0	0	0	0	0	0	0	12
Morfotipo 4	H	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	0	10
indefinidas	H	5	2	0	2	2	0	1	1	2	3	1	4	23
CYPERACEAE														
<i>Bulbostylis</i> sp	H	6	11	0	7	8	0	0	3	1	28	13	0	77
<i>Cyperus</i> sp 1	H	11	6	0	13	2	2	0	2	0	0	1	1	38
<i>Cyperus</i> sp 2	H	1	1	0	1	2	0	4	0	0	4	2	1	16
Indefinidas	H	0	0	0	0	2	0	0	0	1	0	0	0	3
RUBIACEAE														
<i>Spermacoce</i> sp	H	58	130	0	79	140	1	61	75	14	136	125	3	822
<i>Borreria</i> sp	H	4	6	0	30	14	2	10	14	1	44	6	2	133
indefinidas	H	0	1	1	0	0	0	0	1	0	2	1	0	6
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> (Ruiz & Pav.) Pers.	H	3	3	1	8	3	0	1	2	0	8	4	0	33

		Área controle						Área queimada						Total
		Chuvosa			Seca			Chuvosa			Seca			
		P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	P1	P2	
ASTERACEAE														
<i>Eupatorium</i> sp 1	H	55	43	0	192	46	6	13	30	0	78	23	15	501
<i>Eupatorium</i> sp 2	H	4	1	0	0	1	2	6	1	4	4	0	0	23
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	H	4	5	1	2	1	0	3	2	0	1	1	1	21
Morfotipo 1	H	1	1	1	1	1	1	3	1	1	2	0	0	13
Morfotipo 2	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2
Morfotipo 3	H	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	3
Morfotipo 4	H	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
FABACEAE														
<i>Stryphnodentron</i> sp	Ab	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Chamaecrista</i> sp	H	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Stilosanthes</i> sp	H	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2
Papilionoidae	H	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
EUPHORBIACEAE														
<i>Pera obovata</i>	At	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
indefinidas	I	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
MORACEAE														
<i>Ficus</i> sp	I	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
CECROPIACEAE														
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Ab	0	0	0	0	2	1	0	0	0	1	0	1	5
ROSACEAE														
<i>Rubus</i> sp	At	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2
SMILACACEAE														
<i>Smilax</i> sp	L	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
SAPINDACEAE														
<i>Serjania</i> sp	L	0	0	0	1	0	10	0	0	0	0	0	0	11
VERBENACEAE														
indefinidas	H	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	3
INDETERMINADAS														
morfotipo 1	H	2	0	0	2	0	4	0	1	0	0	0	0	9
morfotipo 2	I	1	0	0	0	0	0	1	0	1	1	0	1	5
morfotipo 5	H	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	3
morfotipo 8	H	0	0	0	2	6	0	0	0	0	0	0	1	9
morfotipo 9	H	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
morfotipo 10	H	0	0	0	2	6	0	0	0	0	0	0	1	9
morfotipo 11	H	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
morfotipo 12	H	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
morfotipo 13	H	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2
morfotipo 14	H	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2
morfotipo 15	H	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
morfotipo 16	Ar	1	0	0	4	0	1	0	1	0	0	0	0	7
Monocotyledonae	I	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Eucotyledonae	I	6	3	3	22	2	26	8	3	4	15	14	14	119

Tabela 4 – Valores de p de significância da Análise de variância multifatorial a partir da abundância das famílias e espécies predominantes no banco de sementes (n=15), considerando apenas os quatro centímetros superficiais do solo. Fatores analisados: fogo em dois níveis (área queimada em 2006 (CQ) e área controle não-queimada (C)), ano de amostragem em três níveis (2007, 2008, 2009 e 2010) e estação em dois níveis (estação seca (ES) ou chuvosa (EC)). Todos os testes foram conduzidos no software PERMANOVA (Anderson, 2001), seguindo um nível de significância de 1% e 10000 permutações. Valores de p em negrito indicam diferenças significativas.

Fator ou interação	Total	Melast.	<i>Miconia albicans</i>	<i>Tibouchina stenocarpa</i>	Poaceae	Poaceae nativas	Poaceae exóticas	Rubiaceae	Asteraceae
Fogo	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0350	0,0794	0,5735	0,9684	0,2302
Ano	0,0006	0,0148	0,0001	0,6169	0,0401	0,1423	0,0007	0,0381	0,0066
2007x2008	0,4201	0,2769	0,0016	_____	_____	_____	0,0141	_____	0,0035
2008x2009	0,0075	0,1967	0,1274	_____	_____	_____	0,7310	_____	0,0179
2007x2009	0,0024	0,0058	0,0001	_____	_____	_____	0,0024	_____	0,1517
2007x2010	0,0103	0,0367	0,0001	_____	_____	_____	0,0001	_____	0,0344
2008x2010	0,0389	0,6836	0,6089	_____	_____	_____	0,1544	_____	0,4459
2009x2010	0,5023	0,6871	0,4717	_____	_____	_____	0,4345	_____	0,1244
Estação	0,5035	0,1761	0,2181	0,3117	0,0564	0,4010	0,8578	0,0002	0,9070
Fogo x ano	0,0198	0,0183	0,0017	0,0012	0,0824	0,4430	0,0010	0,0130	0,4223
CxCQ - 2007	0,0062	0,4504	0,0152	0,1074	_____	_____	0,4199	0,1500	_____
CxCQ - 2008	0,0001	0,0001	0,1908	0,0001	_____	_____	0,0135	0,1980	_____
CxCQ - 2009	0,0002	0,0001	0,0001	0,0001	_____	_____	0,0044	0,2741	_____
CxCQ- 2010	0,0041	0,0002	0,0006	0,0014	_____	_____	0,7304	0,0400	_____
fogo x estação	0,9299	0,0801	0,7417	0,3039	0,4071	0,9619	0,3230	0,6079	0,2214
ano x estação	0,0143	0,0017	0,0696	0,1216	0,0001	0,0007	0,3283	0,5512	_____
ECxES - 2007	0,2134	0,0011	_____	_____	0,0014	0,2743	_____	_____	_____
ECxES - 2008	0,0600	0,1592	_____	_____	0,0038	0,0150	_____	_____	_____
ECxES - 2009	0,8120	0,4429	_____	_____	0,4321	0,2102	_____	_____	_____
ECxES - 2010	0,1136	0,7855	_____	_____	0,0015	0,0022	_____	_____	_____

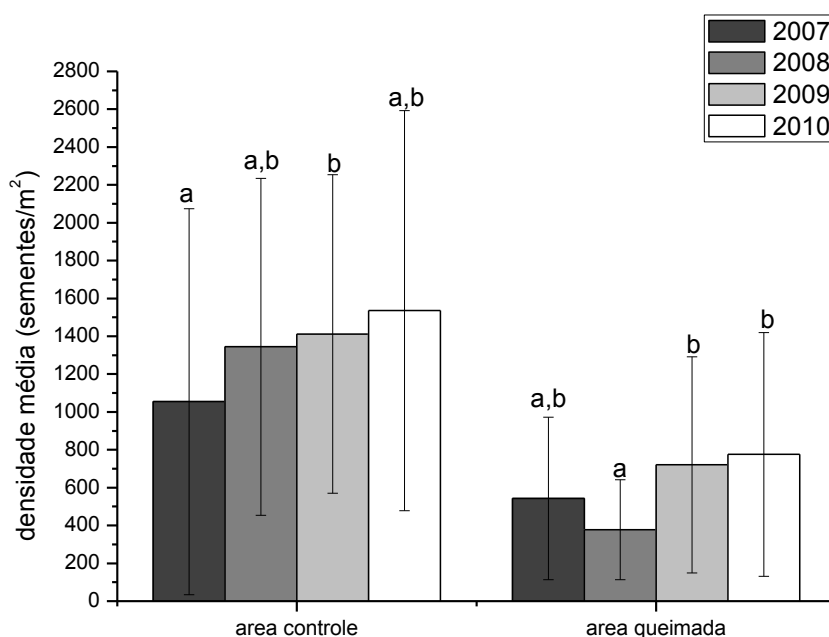


Figura 4 – Médias e desvio-padrão da abundância total no banco de sementes de 2007 a 2010, na área queimada em 2006 e na área controle adjacente. Em todos os anos houve diferença entre as áreas, e letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos de coleta em cada uma nas áreas (comparação pareada PERMANOVA – $p < 0,01$).

Apesar de diferenças entre as estações de amostragem terem ocorrido apenas para a família Rubiaceae, que predominou na estação chuvosa, a interação significativa entre ano e estação, para a família Poaceae, mostrou que a maior parte da variação interanual na abundância pode ser explicada pela estacionalidade (Tabela 4, Figura 5). Por outro lado, as gramíneas nativas foram excepcionalmente abundantes na estação seca de 2010 (Figura 5). Dentre as melastomatáceas, o único indício de efeito da sazonalidade foi uma abundância menor na primeira amostragem (estação chuvosa de 2007), poucos meses após a ocorrência do incêndio em parte da área.

Quando os mesmos fatores foram avaliados a partir da abundância das 46 espécies identificadas, houve diferenças significativas do ano 2007 em relação aos demais (PERMANOVA - $F=3.3553$, $p < 0.0001$; comparação pareada – $p < 0,01$) e entre as estações de amostragem ($F=3.2484$, $p=0.0008$), e a interação entre os dois fatores foi altamente significativa ($F=2.7442$, $p < 0.001$). Na estação chuvosa o ano de 2007 foi diferente de todos os demais (comparação pareada – $p < 0,01$), mas na estação seca apenas o ano de 2010 foi distinto de 2007 e 2008 ($p < 0,01$). Por outro lado, as estações diferiram entre si apenas em 2007 ($p < 0,001$).

Para a comparação entre os anos e as estações de amostragem, a análise de variância multivariada com os dados de presença e ausência, a partir das mesmas 46 espécies, indicou o mesmo padrão demonstrado pelos dados de abundância (ano: PERMANOVA – $F= 5.2708$, $p=0.0001$; comparação pareada – $p < 0,01$; estação: $F=8.9623$, $p=0.0001$). As interações também foram significativas ($F=3.8176$, $p < 0,01$), e novamente mostraram uma distinção da amostragem em 2007 em relação às demais, além de diferenças entre 2008 e 2010, na estação chuvosa (comparação pareada – $p < 0,01$). Na estação seca houve uma distinção dos dois primeiros anos em relação aos dois últimos (comparação pareada – $p < 0,01$). Houve diferenças estacionais tanto em 2007 quanto em 2008 (comparação pareada – $p < 0,01$).

4.2.2. Influência da profundidade na dinâmica do banco de sementes

Quando comparados separadamente incluindo o fator profundidade e todas as 30 repetições, as amostragens de 2009 e 2010 diferiram entre si apenas em relação à abundância de gramíneas exóticas, que aumentou em 2010 (Tabela 5). A abundância

total foi espacialmente estável nesse período, sobretudo de 0 a 8 cm de profundidade (Figura 6).

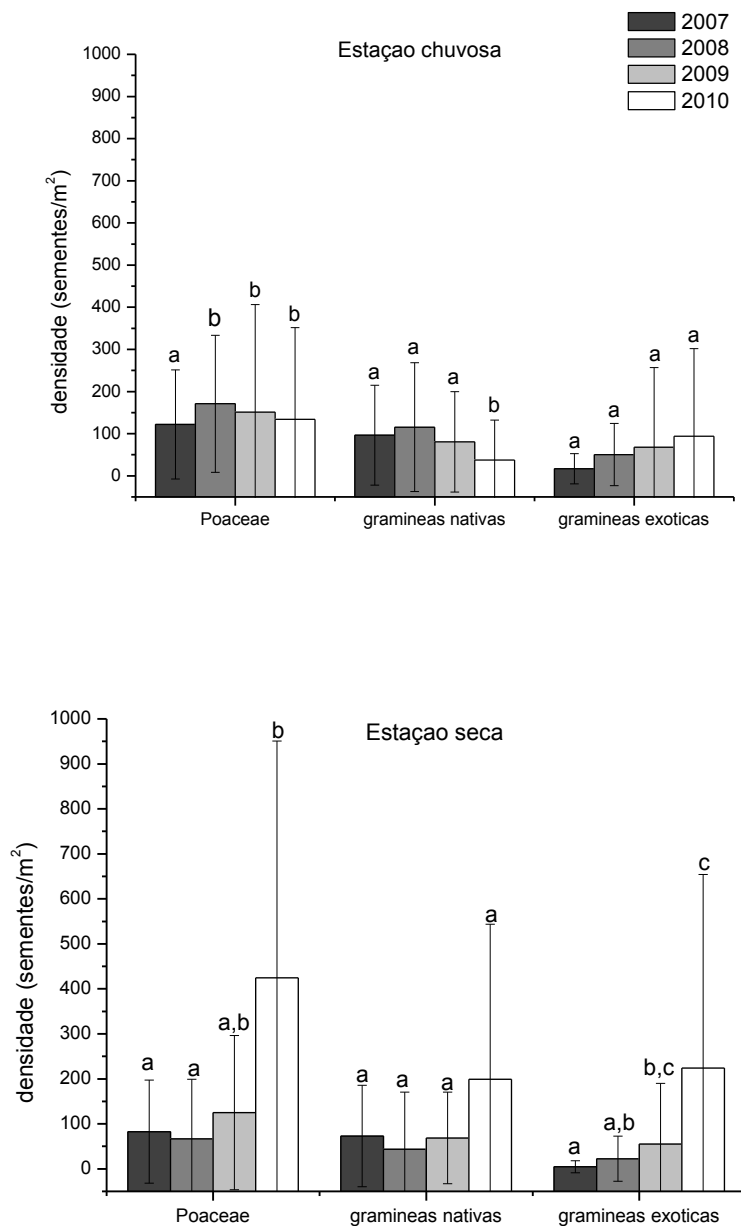


Figura 5 – Variação sazonal na densidade média e respectivo desvio padrão para a presença de Poaceae, e separadamente para gramíneas nativas e exóticas, no banco de sementes de uma área de cerrado *sensu stricto* de 2007 a 2010. Para cada grupo letras diferentes correspondem a diferenças significativas entre os anos de amostragem (comparação pareada – PERMANOVA: $p < 0,01$).

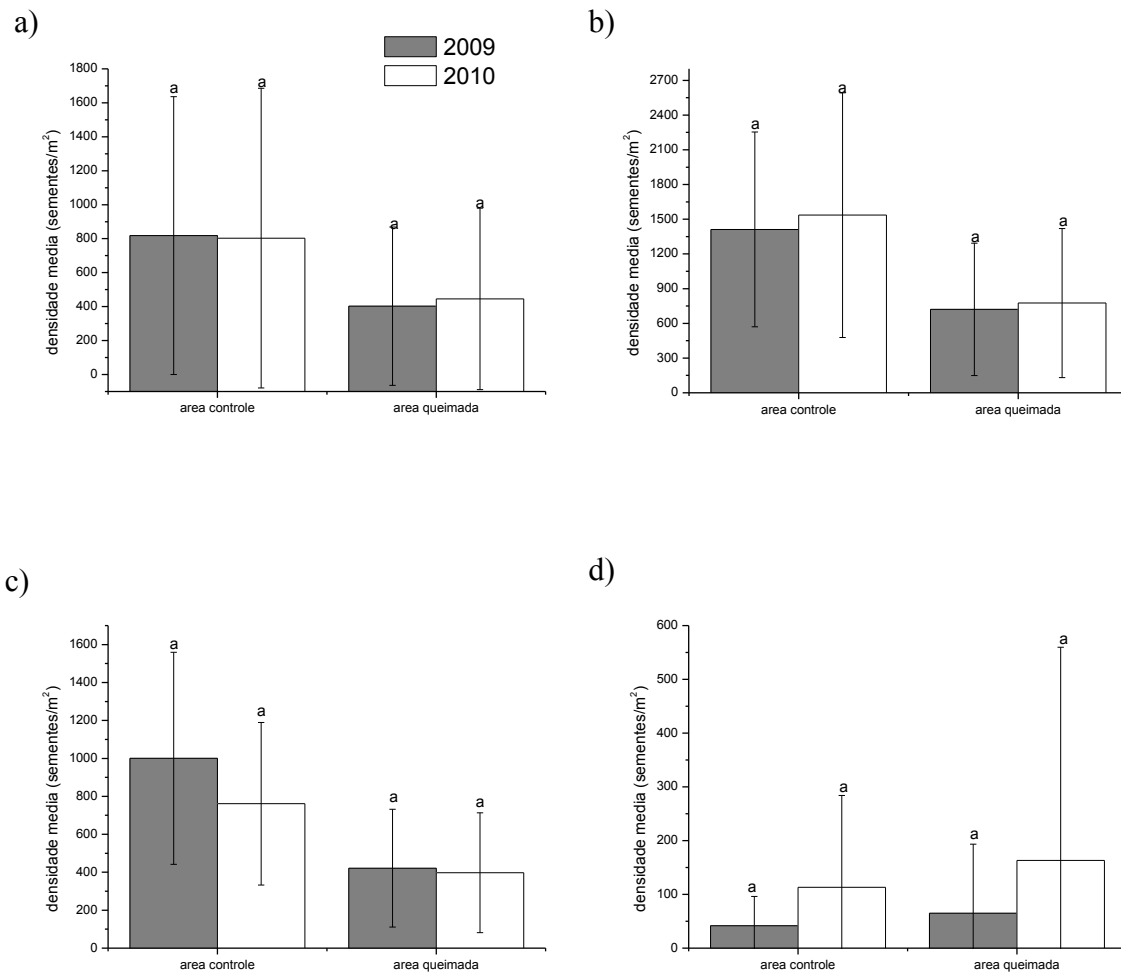


Figura 6 – Média e desvio-padrão da densidade total no banco de sementes, nas duas áreas de amostragens e em diferentes níveis de profundidade, em 2009 e 2010. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos de coleta (comparação pareada – PERMANOVA $p < 0,01$). a) total. b) 0-4 cm. c) 5-8 cm. d) Serapilheira.

A sazonalidade e a interação do ano de amostragem com a profundidade no solo, assim como com a própria sazonalidade, foram significativas para a família Poaceae, e para as gramíneas exóticas separadamente (Tabela 6). As gramíneas exóticas foram mais frequentes na estação seca. A partir dos resultados das comparações *a posteriori*, a oscilação anual das gramíneas exóticas em ambas as áreas foi decorrente principalmente do aumento de abundância na serapilheira em 2010 (comparação pareada PERMANOVA – $p < 0,01$; Figura 6a). Para a família Poaceae, as diferenças também estiveram mais relacionadas à serapilheira, sobretudo na estação seca de 2010 (comparação pareada PERMANOVA – $p < 0,01$).

Diferentemente do observado para todo o período de 2007 a 2010, apenas com base na abundância do banco de sementes na camada mais superficial de solo, com duas profundidades distintas (P1 e P2), houve diferenças entre os anos de amostragem (PERMANOVA: $F=2,8226$, $p=0,0039$), mas as estações foram semelhantes ($F=1,9361$, $p=0,0406$). A interação entre os dois fatores indicou que houve diferença entre os anos apenas na estação seca, e entre as estações apenas em 2009 (comparação pareada PERMANOVA: $p < 0,01$). A distribuição vertical no solo não influenciou significativamente a distinção entre 2009 e 2010 (ano x profundidade: $F=0,9518$, $p=0,4704$) ou estação seca e chuvosa (estação x profundidade: $F=0,9063$, $p=0,5193$).

Com dados de presença e ausência, as diferenças anuais (PERMANOVA: $F=3,8631$, $p=0,0014$) e estacionais ($F=3,4589$, $p=0,0016$) foram significativas. A interação mostrou diferenças anuais independentemente da estação, mas novamente houve diferenças estacionais apenas em 2009 (comparação pareada: $p < 0,01$).

4.3. Influência do fogo no banco de sementes.

4.3.1. Influência do fogo - 2007 a 2010

A semelhança entre as áreas não foi influenciada pela sazonalidade independentemente da variável utilizada (Tabela 4). De 2007 a 2010 houve diferença entre a área queimada (CQ) e não-queimada (C) apenas para a abundância total e das melastomatáceas, assim como para a ocorrência de *M. albicans* e *T. stenocarpa* (tabela 3). Embora a abundância total tenha aumentado ligeiramente na área queimada em 2009 e 2010, esse aumento também ocorreu na área controle (Figura 4), cuja abundância foi maior durante os quatro anos de amostragem (Tabela 4). Por outro lado, apesar da ausência de oscilações significativas na área queimada, a abundância de Melastomataceae foi menor na área controle em 2007 (Figura 7), quando as áreas não diferiram entre si (Tabela 3).

As duas melastomatáceas mais abundantes responderam diferentemente à ocorrência do fogo. Em 2007, *T. stenocarpa* foi menos abundante na área controle em relação a 2008 e 2009, mas em contrapartida foi mais comum na área queimada em relação a 2008 (Figura 7), de modo que sua abundância não diferiu entre as áreas apenas nesse ano (Tabela 4). Embora a abundância de *M. albicans* na área controle tenha sido maior apenas em 2009, foi particularmente baixa em 2007 na área queimada, de modo que houve diferenças marginalmente significativas entre as áreas nesse ano. Apesar das áreas não terem diferido entre si em 2008, quando houve um aumento da ocorrência na área queimada (Figura 7), em 2009 e 2010 *M. albicans* novamente foi mais abundante na área controle (Tabela 4)

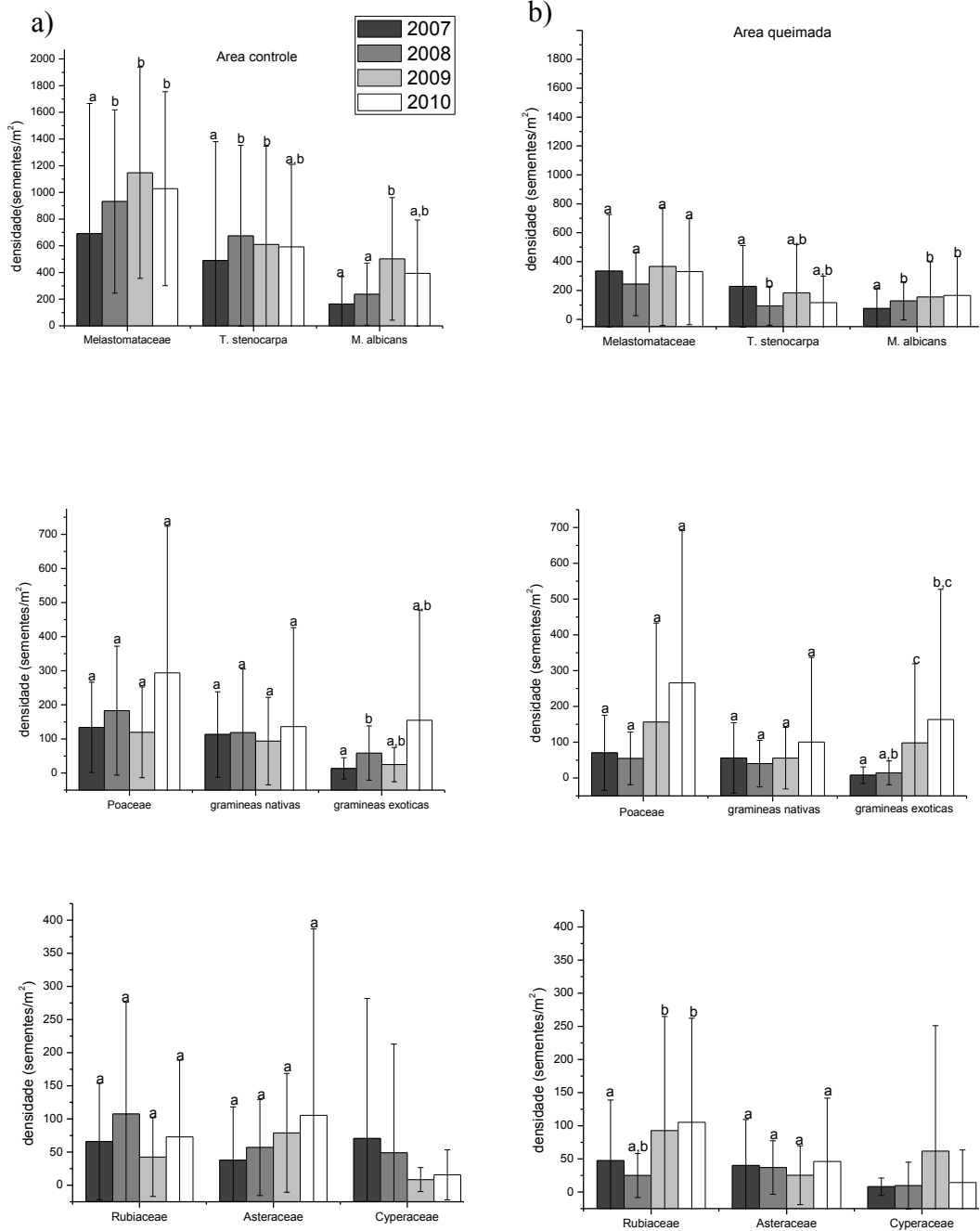


Figura 7– Densidade média, com o respectivo desvio-padrão, das principais famílias e espécies no banco de sementes de 2007 a 2010 no fragmento de cerrado *sensu stricto*, na área controle não queimada (a) e na área queimada em 2006 (b). A ausência de letras semelhantes indica diferença significativa entre os anos de amostragem (Comparação pareada a partir de 10000 permutações- PERMANOVA: $p < 0,01$).

Com dados de abundância, a composição da área queimada foi muito diferente em relação à área controle ($F=14,9693$, $p<0,0001$). A interação com o ano de amostragem foi significativa ($F= 3,0802$, $p<0,001$). Em todos os anos as áreas diferiram entre si (comparação pareada: $p<0,01$), mas enquanto na área controle somente o ano de 2007 apresentou uma composição distinta ($p<0,01$), na área queimada apenas os anos de 2009 e 2010 não foram distintos entre si ($p>0,01$).

O uso de dados de presença e ausência introduziu mudanças importantes na comparação de composição entre as áreas de coleta. Nesse caso, apesar de ainda significativa a diferença entre as áreas foi muito menor ($F=3.6798$, $p= 0.0016$). A interação com o efeito do ano de amostragem foi ainda maior ($F=3.8176$, $p= 0.0001$), e mostrou que apenas em 2007 e 2009 a diferença entre as áreas foi significativa (comparação pareada $-p <0,01$). Por outro lado, a única variação anual em ambas foi uma composição peculiar em 2007 em relação aos anos seguintes (comparação pareada $-p <0,01$).

4.3.2. Influência do fogo - 2009 a 2010

Em 2009 e 2010, quando o efeito da profundidade foi inserido, além da abundância total e das melastomatóceas, as áreas amostradas também diferiram quanto à abundância de gramíneas nativas e Asteraceae, ambas mais comuns na área controle (Tabela 5; Figura 9). Essas diferenças foram independentes da estação, com exceção de *M. albicans* e Melastomataceae, e do ano de amostragem (Tabela 5).

Na área controle, houve uma redução da presença de *M. albicans* no banco de sementes em 2010, tanto a 0-4 cm quanto a 5-8 cm de profundidade, enquanto na área queimada as densidades em 2009 e 2010 foram semelhantes (Figura 8b). Esse mesmo padrão ocorreu para Melastomataceae, embora a abundância de *T. stenocarpa* não tenha se alterado durante os dois anos de amostragem (Figura 8 a,c). Apesar dessas mudanças, as diferenças em entre as áreas foram altamente significativas nos dois anos, seja para *M. albicans*, *T. stenocarpa* ou Melastomataceae (Comparação pareada – $p < 0,001$). O aumento de abundância das gramíneas exóticas em 2010 ocorreu independentemente da área de amostragem (Tabela 6, Figura 9a). A interação entre área e profundidade foi significativa para Melastomataceae e *T. stenocarpa*, mas as áreas também diferiram tanto a 0-4 cm quanto a 5-8 cm (Comparação pareada- $p < 0,001$).

Com a abundância das 55 espécies identificadas, a diferença entre as áreas foi altamente significativa ($F=39,494$, $p < 0,0001$), e teve relação com o ano de amostragem ($F=3.1602$, $p=0.0016$) e marginalmente com a distribuição vertical no solo ($F=2,4280$, $p=0.0098$). Também foi significativa a interação complexa entre ano, área e estação de amostragem ($F=2,7806$; $p=0,0034$). Os testes *a posteriori* indicaram que em ambos os anos a composição das áreas foi muito diferente ($p < 0,0001$), e que houve diferenças anuais de composição apenas na área controle ($p < 0,001$). Apesar da interação com a

profundidade, as áreas foram diferentes independentemente da profundidade de amostragem, e vice-versa ($p < 0,01$).

Os dados de ocorrência das mesmas espécies novamente mostram diferenças muito menores, ainda que altamente significativas, entre a área queimada e o controle ($F=18,1340$, $p < 0,0001$). Novamente foi significativa a interação com a variação anual ($F= 2.9582$, $p=0.0079$), mas não com a profundidade ($F=1.7284$, $p=0.1141$).

4.4. Distribuição vertical no solo

Por ter sido muito inferior para a maioria das espécies ou famílias identificadas, a abundância na serapilheira pôde ser inserida como um dos níveis de profundidade na análise de variância multifatorial apenas para a abundância total, abundância de gramíneas e de gramíneas exóticas. Com exceção das gramíneas exóticas, que apresentaram densidade semelhante aos demais níveis de profundidade (Figura 6; Tabela 5), o número de sementes na serapilheira foi sempre inferior em relação à densidade a 0 a 4 cm e 5 a 8 cm, (Tabela 5). *Melinis minutiflora* foi a espécie dominante na serapilheira, com cerca de 41% de todos os indivíduos amostrados, enquanto as melastomatáceas representaram 25%.

As respostas ao aumento da profundidade no solo foram variáveis (Tabela 4 e 5). Com exceção de *M. albicans* e das gramíneas nativas, a abundância na camada mais superficial de solo (0-4 cm) foi superior à encontrada em profundidades maiores (5-8 cm). Especificamente para Poaceae, a interação significativa entre a profundidade e a sazonalidade também teve relação com a ausência de diferenças entre P1 e P2 na

estação chuvosa, quando a abundância da família no banco de sementes foi particularmente baixa (comparação pareada – $p < 0,01$).

Devido à baixa riqueza e abundância na serapilheira, comparamos a composição da serapilheira apenas entre P1 e P2. Tanto com dados de abundância ($F=12,4980$, $p < 0,0001$) quanto ocorrência ($F=7.5274$, $p=0.0001$) a diferença foi altamente significativa, independentemente dos demais fatores.

Tabela 5 – Valores de significância dos efeitos principais da análise de variância multifatorial no banco de sementes em 2009 e 2010. Fatores analisados: área (área queimada em 2006 (CQ) e área controle não-queimada (C)), ano de amostragem (2009 e 2010), estação (estação seca ou chuvosa) e profundidade (0 a 4 cm - P1; 4 a 8 cm - P2). Todos os testes foram conduzidos no software PERMANOVA, com 10000 permutações. Valores de p em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,01$).

Fator ou interação	Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i>	<i>Tibouchina stenocarpa</i>	Gramíneas nativas	Rubiaceae	Asteraceae
Fogo	0,0002	0,0002	0,0001	0,0101	0,1077	0,0001
Ano	0,0716	0,1471	0,1589	0,1693	0,0153	0,8800
Estação	0,0850	0,2314	0,6078	0,0737	0,3112	0,9167
Profundidade	0,0001	0,0608	0,0002	0,3421	0,5763	0,0001
Fogo x ano	0,0011	0,0033	0,6434	0,6549	0,1506	0,1059
fogo x profundidade	0,0016	0,2335	0,0003	0,7170	0,0990	0,7090
profundidade x estação	0,1720	0,3181	0,7785	0,0477	0,4063	0,6411
fogo x estação	0,2932	0,8075	0,6822	0,1302	0,9213	0,5292
Ano x profundidade	0,3976	0,7975	0,7799	0,6890	0,4731	0,3855
ano x estação	0,3889	0,7366	0,0382	0,0002	0,0061	0,5292

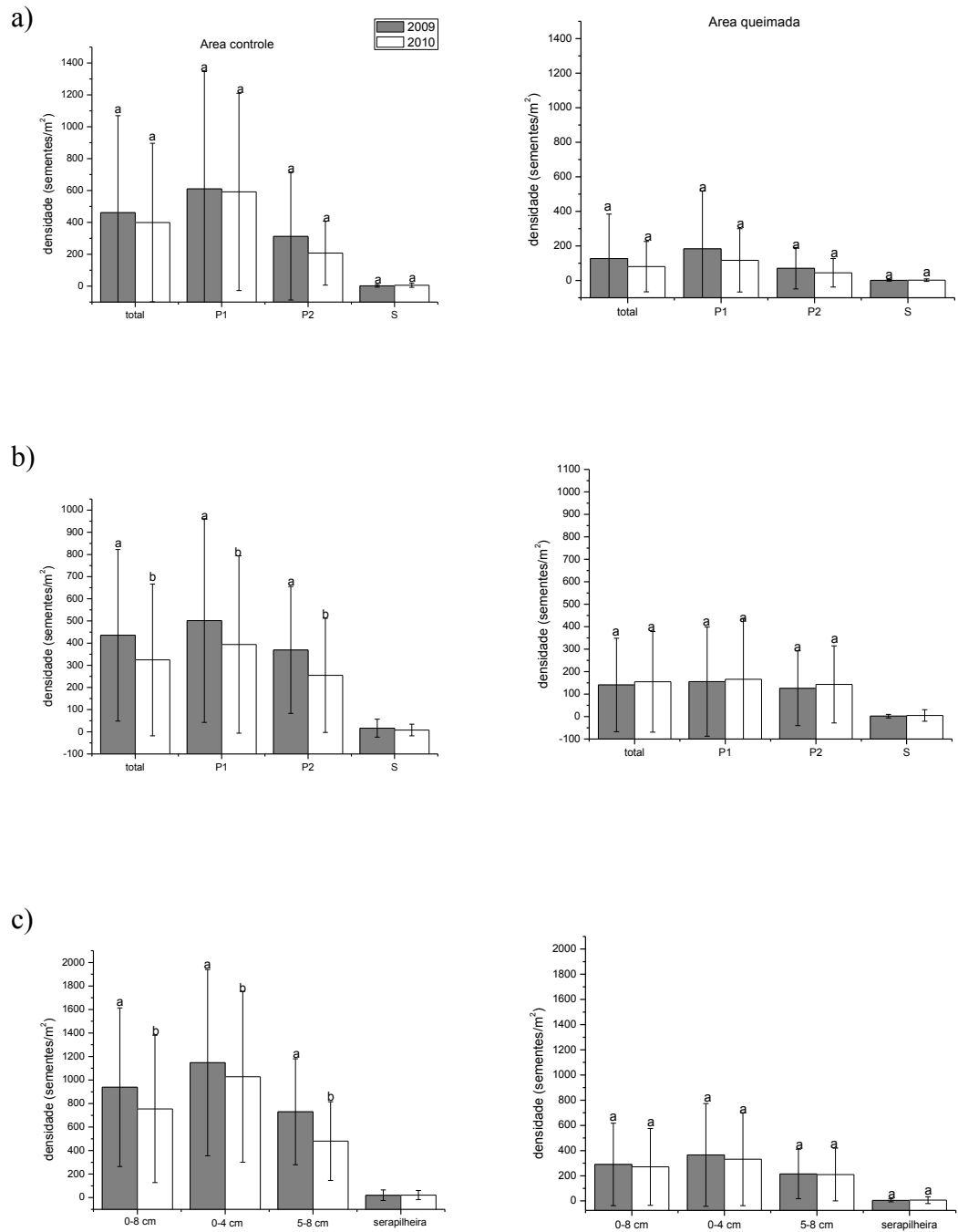
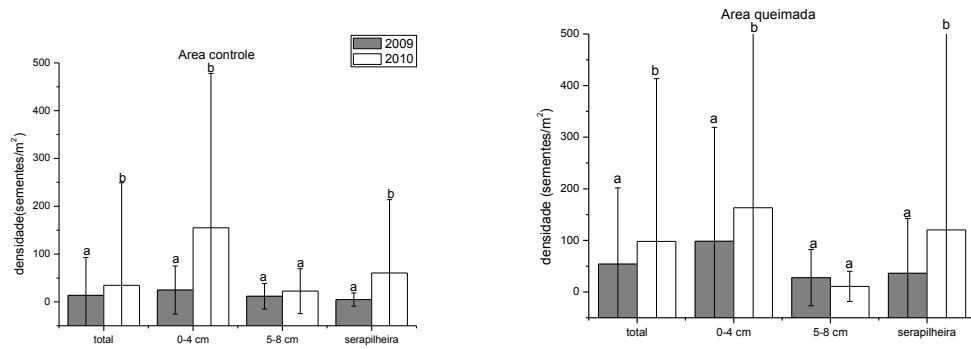
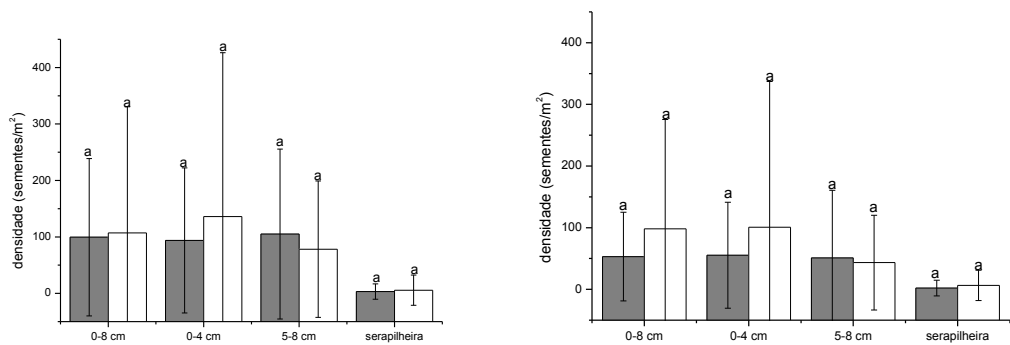


Figura 8 – Densidade média e desvio-padrão do banco de sementes em diferentes níveis de profundidade em 2009 e 2010, obtida a partir de um total de 30 amostragens em duas áreas (queimada e não-queimada). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos de amostragem (comparação pareada – PERMANOVA: $p < 0,01$). a) *Tibouchina stenocarpa*; b) *Miconia albicans*; c) Melastomataceae.

a)



b)



c)

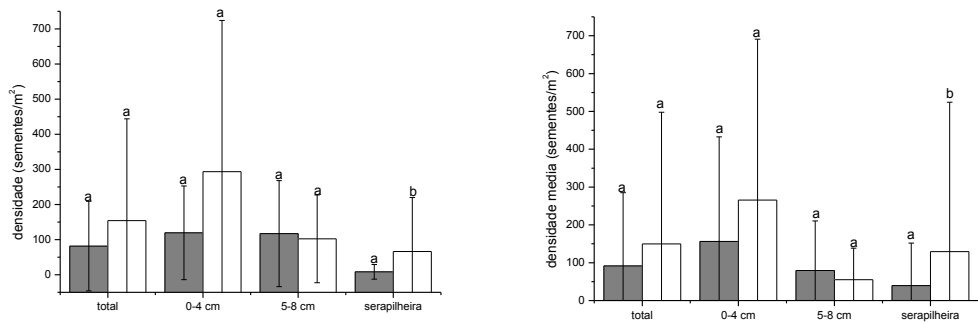


Figura 9 - Densidade média e desvio-padrão do banco de sementes em diferentes níveis de profundidade em 2009 e 2010, obtida a partir de um total de 30 amostragens em duas áreas (queimada e não-queimada). Letras diferentes indicam diferenças significativas entre os anos de amostragem (comparação pareada – PERMANOVA: $p < 0,01$). a) Gramíneas exóticas; b) Gramíneas nativas; c) Poaceae.

Tabela 6 - Valores de significância dos efeitos principais da análise de variância multifatorial no banco de sementes em 2009 e 2010, incluindo as interações significativas e comparações pareadas no caso de resultados significativos. Fatores analisados: área (área queimada em 2006 (CQ) e área controle não-queimada (C)), ano de amostragem (2009 e 2010), estação (estação seca ou chuvosa) e profundidade (0 a 4 cm - P1; 4 a 8 cm - P2). Todos os testes foram conduzidos no software PERMANOVA, com 10000 permutações. Valores de p em negrito indicam diferenças significativas ($p < 0,01$).

Fator ou interação	Total	Poaceae	gramíneas exóticas
Fogo	0,0001	0,1122	0,0767
Ano	0,7128	0,0867	0,0050
Estação	0,0004	0,0004	0,0002
Profundidade	0,0001	0,0001	0,0001
P1 x P2	0,0001	0,3786	0,0001
P2 x S	0,0001	0,0001	0,0135
P1 x S	0,0001	0,0001	0,0023
Fogo x ano	0,4580	0,8542	0,0542
fogo x profundidade	0,0001	0,0469	0,6627
CxCQ - P1	0,0001	-----	-----
CxCQ - P2	0,0001	-----	-----
CxCQ - S	0,0001	-----	-----
profundidade x estação	0,0001	0,0009	0,0142
EC x ES - P1	-----	0,0105	0,1013
EC x ES - P2	-----	0,6593	0,6537
EC x ES - S	-----	0,0003	0,0001
fogo x estação	0,6377	0,0825	0,1773
Ano x profundidade	0,0297	0,0088	0,0267
ano x estação	0,0158	0,0080	0,0280

5. DISCUSSÃO

Houve mudanças na abundância de várias espécies no banco de sementes das áreas amostradas, em vários casos em associação com a ocorrência do fogo, o ano de amostragem, estação e profundidade. Dentre os fatores testados, o efeito da sazonalidade foi pequeno; apenas as gramíneas exóticas e Rubiaceae foram mais abundantes em alguma das estações de amostragem. Variações sazonais são comuns no banco de sementes de espécies de gramíneas (Rice, 1989; Gashaw et al. 2002), e em geral são associadas à formação de bancos de sementes transitórios, nos quais há picos de abundância em períodos impróprios à germinação e estabelecimento (Rice, 1989; Perez & Santiago 2001). Visto que *M. minutiflora* foi amplamente predominante entre as gramíneas exóticas e em geral concentramos as amostragens no final de cada estação, a predominância dessa espécie na estação pode ser decorrente da concentração da produção e dispersão de sementes durante a estação seca (Rees, 1989). Tais sementes podem ter permanecido viáveis no solo até o início da estação chuvosa. Dentre as rubiáceas, entretanto, a abundância se manteve maior na estação chuvosa de 2007 a 2009. Nesse caso, devido à predominância de indivíduos do gênero *Spermacoce*, cujas espécies em geral têm ciclo de vida curto, a produção e dispersão de sementes provavelmente ocorreu durante a estação chuvosa (Grime, 2002). Por outro lado, houve um efeito da estação de coleta sobre a composição do banco de sementes, que é esperado tendo em vista à influência que a sazonalidade pode exercer na fenologia das espécies também no cerrado (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006).

Independentemente dos fatores testados, um conjunto de espécies se mostrou dominante em todas as amostragens. *M. albicans* foi a única das espécies predominantes que também é uma das mais abundantes na vegetação lenhosa da área (Oliveira &

Batalha 2005); *Xylopia aromatica* também é uma das espécies mais comuns na área, mas teve uma única ocorrência no banco de sementes. Apesar de ter sido a espécie mais abundante no banco de sementes, *Tibouchina stenocarpa* não é uma das espécies mais freqüentes do fragmento. Da mesma forma, *P. campestre* está menos presente na área em relação às gramíneas exóticas *U. decumbens* e *M. minutiflora*, mas foi a gramínea mais comum. Essa discrepância em relação à estrutura da vegetação estabelecida é encontrada na maioria dos estudos com banco de sementes (Parker et al, 1989).

Embora o método de germinação possa favorecer a abundância de algumas espécies (Gross, 1990), certamente essa tendência é muito influenciada pelos requerimentos fisiológicos e morfológicos associados à manutenção de sementes viáveis no solo (Fenner 1995; Grime 2002; Thompson & Gime 1979). Nesse trabalho, por exemplo, todas as espécies dominantes possuem sementes com tamanho relativamente pequeno (Barroso et al. 1999). Ainda que existam várias exceções, uma relação negativa entre o tamanho da semente e sua abundância no banco de sementes tem sido confirmada para a flora de vários ambientes (Thompson, 1987; Thompson et al. 1998).

Além de influenciar a similaridade com a vegetação, as restrições impostas à formação de um banco de sementes tornam alguns grupos taxonômicos recorrentes, mesmo quando as comunidades são muito diferentes entre si (Grime, 2002; Thompson & Grime, 1979; Simpson et al. 1989; Wright & Clarke 2009). Melastomataceae e Poaceae, predominantes das duas áreas amostradas, também foram comuns em outras áreas de cerrado *sensu stricto* sujeitas ao fogo (Ikeda et al. 2008) e em uma área de mata galeria em cerrado (Pereira-Diniz & Ranal, 2006). Além disso, há vários registros de espécies dos gêneros *Miconia* e *Tibouchina* muito abundantes no banco de sementes de florestas tropicais úmidas (Yanes & Orozco-Segovia, 1993; Dalling *et al*, 1998; Baider et al, 2001). Essa similaridade inesperada, tendo em vista as diferenças bióticas e

abióticas entre esses ambientes, reitera a relevância que alguns atributos específicos devem ter sobre o acúmulo de sementes no solo (Grime, 2002).

A densidade de sementes obtida na área controle pode ser considerada alta em relação a outros estudos nos trópicos, enquanto a área queimada se aproxima mais de níveis intermediários (Garwood 1989). Entretanto, os valores são superiores aos valores descritos por outros trabalhos no cerrado (Ikeda et al 2008), e equivalentes a outros estudos em savanas (Witkowski & Garner 2000; Perez & Santiago 2001; Gashaw et al. 2002; Williams et al. 2005). Embora outras variáveis possam estar envolvidas, acreditamos que alguns detalhes do método utilizado, particularmente a utilização de uma cobertura plástica sobre as bandejas, pode ter favorecido a germinação e sobrevivência das plântulas ao restringir a perda de água das amostras. Assim, nosso métodos aparentemente pôde amenizar os problema de subestimativa do número de sementes no solo comuns aos trabalhos que utilizam a emergência de plântulas.

Apesar da abundância na área queimada ter sido menor em todas as amostragens independentemente do nível de profundidade, essas diferenças se concentraram nas melastomatóceas, principalmente *M. albicans*, que foi mais freqüente na área controle de 2007 a 2010. Este resultado confirma nossa expectativa de variação interespecífica na resposta dos banco de sementes ao fogo. Assim como influenciam a longevidade no solo, as características dos propágulos interferem na sua resistência aos efeitos do fogo (Whelan, 1995; Fenner, 1995), e sendo assim as espécies de melastomatóceas podem possuir sementes menos resistentes ao fogo. Entretanto, essa explicação não pode ser suportada pelas características morfológicas das sementes das principais espécies encontradas nesse trabalho: os gêneros *Spermacoce*, *Eupatorium*, *Panicum* e *Tibouchina*, além da maioria das espécies de *Miconia*, produzem sementes pequenas que não possuem mecanismos físicos de resistência aos efeitos do fogo. (Barroso et al,

1999). Sementes resistentes ao fogo em geral apresentam um tegumento mais espesso, e portanto devem possuir um tamanho relativamente grande (Keeley, 1987; Whelan, 1995).

Com exceção das melastomataceas, as demais espécies são herbáceas com um ciclo de vida mais curto, e pela ausência de tecidos de sustentação podem crescer e se reproduzir muito mais rapidamente após o fogo (Whelan, 1995). Essa discrepância pode ser uma explicação alternativa muito mais plausível para as diferenças nas respostas dos indivíduos à ocorrência do fogo. Visto que a primeira coleta foi feita cerca de três meses após o fogo, é provável que desde esse momento o banco de sementes das espécies herbáceas tenha se recuperado a partir de uma chuva de sementes local ou de áreas adjacentes (van der Valk & Pederson 1989; Rice 1989; Csontos & Tomás 2003). Por outro lado, apesar de *M. albicans* e *T. stenocarpa* rebrotarem intensamente após o fogo, o tempo necessário desde o início do crescimento até a dispersão em geral é muito mais longo para espécies lenhosas, e como poucas áreas de cerrado da reserva não foram incendiadas em 2006 a chuva de sementes dessas espécies provavelmente foi mais tardia.

Devido aos vários fatores que interferem na manutenção das sementes no solo, oscilações de abundância acompanham a dinâmica do banco de sementes da maioria das espécies (Thompson & Grime, 1979). Em áreas perturbadas em que um processo sucessional se iniciou recentemente, tal como após a ocorrência de incêndios, essas flutuações são particularmente esperadas devido às oportunidades que são criadas para a germinação de sementes previamente presentes e chegada de novos propágulos de áreas adjacentes (Thompson & Grime, 1979). Segundo nossos resultados, a abundância de *Miconia albicans* no banco de sementes aumentou de 2007 a 2009 independentemente da ocorrência do fogo. Esse padrão sugere que o banco de sementes de *M. albicans*

pôde se recuperar dos efeitos do fogo após quatro anos de amostragem. Entretanto, as diferenças entre a área queimada e não queimada persistiram, pois houve também um aumento de *M. albicans* na área não queimada. Em um estudo na floresta tropical úmida, também foram identificadas flutuações anuais intensas no banco de sementes de espécies do gênero *Miconia* (Dalling et al., 1998). Embora variações como essas indiquem um grau menor de persistência do banco de sementes de *M. albicans*, elas podem ser resultantes das variações espaciais e temporais de distúrbios que ocorreram nestas áreas. Consequentemente, também podemos situar a área controle dentro de um processo sucessional contínuo, que por sua vez pode ser um dos responsáveis pela variação utilizada. Um exemplo disso pode ser a redução inesperada de *M. albicans* em 2010 na área controle após três anos de aumento contínuo.

Diferentemente do observado para as demais espécies, apesar de ausência de variação anual *T. stenocarpa* aumentou em abundância na área controle, mas em contrapartida diminuiu na área queimada. Embora não existam trabalhos específicos sobre o tema, a diminuição de barreiras físicas e o aumento da velocidade do vento após o fogo tendem a favorecer espécies com dispersão anemocórica (Whelan, 1995). Visto que *T. stenocarpa* forma frutos deiscentes e produz um grande número de sementes pequenas (Barroso et al., 1999), essa abertura na área pode ter favorecido a chegada de sementes de áreas adjacentes, que em seguida se incorporam na camada superficial do solo e foram amostradas na área queimada na estação chuvosa de 2007. Com a regeneração da área, essas barreiras podem ter retornado, levando à estabilização do número de sementes no solo que observamos nos anos anteriores. Por outro lado, *M. albicans* produz frutos carnosos e apresenta dispersão zoocórica (Vieira & Carvalho, 2009). Nesse caso, o número de frutos produzidos e dispersos tende a aumentar com a regeneração da espécie na área queimada (Hoffmann, 1998), proporcionando um

aumento na taxas de dispersão local e de incorporação no banco de sementes nos anos posteriores ao incêndio. Entretanto, apesar do número de indivíduos de *M. albicans* no banco de sementes ter aumentado continuamente na área queimada a partir do ano seguinte ao incêndio (2007), em 2009 e 2010 esse crescimento não foi significativo. Embora o período de quatro anos possa ter sido insuficiente para que vários indivíduos de *M. albicans* chegassem novamente à fase reprodutiva ou atingissem as taxas de produção de sementes anteriores ao fogo (Whelan, 1995; Parker, 1989; Pierce & Cowling, 1991), essa estabilização do banco de sementes sugere que a espécie pode ter chegado a um período de transição de uma fase de estabelecimento, caracterizada por repostas rápidas e crescimento vegetativo intenso seguido pela produção de sementes, para uma fase de crescimento mais lento, em que os indivíduos acumulam nutrientes e investem na sua persistência no ambiente. Assim, esta flutuação poderia estar relacionada com diferenças no investimento de recursos (trade-offs), conforme foi observado para outras espécies (Silvertown et al, 1997).

Além de *M. albicans*, as gramíneas exóticas, basicamente representadas por *M. minutiflora*, aumentaram em abundância durante os quatro anos de amostragem, principalmente em 2009 e 2010. Embora essa tendência tenha sido observada na camada superficial do solo, esse aumento foi mais conspícuo na serapilheira, reiterando a importância que as coletas nessa camada podem ter em trabalhos sobre bancos de sementes tropicais (Garwood, 1989). Embora mudanças na abundância, mesmo em escalas espaciais pequenas, sejam comuns no banco de sementes da maioria das espécies (Parker et al, 1989; Lortie et al, 2010), a grande variância na densidade das gramíneas exóticas sugere uma heterogeneidade espacial particularmente grande. Considerando que *M. minutiflora* pode permanecer no cerrado em pequenas manchas cercadas por vegetação nativa (Pivello et al, 1999a), sugerimos que esse aumento da

contribuição das gramíneas exóticas deve ter se originado dessas manchas. Esse fenômeno também pode ter ocorrido na área controle, e é provável que ele seja resultante do incêndio de 2006, considerando o efeito positivo que o fogo pode exercer sobre as invasões por *M. minutiflora* (Williams & Baruch, 2000; Hoffmann et al, 2004).

Devido às limitações do método de emergência de plântulas, alguma cautela é necessária para que generalizações dos resultados desse trabalho possam ser feitas (Gross, 1990). Por exemplo, a abundância de espécies com dormência ligada ao tegumento, tais como *X. aromática*, pode ser muito subestimada devido à carência de um tratamento de quebra. Entretanto, tendo em vista a baixa riqueza encontrada e a dominância de poucas espécies, é possível afirmar que a formação de bancos de sementes não é a estratégia de regeneração adotada pela maioria das espécies no fragmento de cerrado *sensu stricto* amostrado, independentemente da ocorrência do fogo. Embora existam poucos trabalhos sobre o banco de sementes em comunidades de cerrado, inclusive sobre o efeito do fogo (Ikeda et al, 2008), essa tendência corrobora outros trabalhos que identificaram a reprodução assexuada ou outros mecanismos de reprodução sexuada como a principal estratégia de várias espécies perante o fogo (Hoffman, 1998; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006).

Dentre as espécies nativas identificadas, *M. albicans* e *P. campestre* provavelmente são as espécies cuja função do banco de sementes na regeneração é mais provável. Embora tenha sido pouco mencionada nesse trabalho porque não respondeu de forma significativa à ocorrência do fogo, à variação anual ou à sazonalidade, *P. campestre* sempre se manteve como uma das espécies dominantes. Esta estabilidade é uma característica típica de banco de semente persistente (Thompson & Grime, 1979). Além disso, assumindo que a variação na distribuição no perfil vertical do solo pode ser uma medida indireta da capacidade de persistência no solo (Bekker *et al.* 1998), a

ausência de diferenças de abundância entre os níveis de profundidade amostrados (0-4 cm e 5-8 cm) sugerem que as sementes dessa espécie, assim como *M. albicans*, são mais longevas porque se mantêm viáveis no solo durante períodos suficientes para alcançarem profundidades maiores. *T. stenocarpa*, por outro lado, apesar de ter sido a espécie mais abundante demonstrou uma clara redução com o aumento na profundidade. Apesar de *M. albicans* ter oscilado mais em relação a *P. campestre*, a manutenção de um banco de sementes abundante e a sua capacidade de recuperação na área queimada, além dessa homogeneidade no perfil do solo, sugerem que a espécie forma bancos de sementes relativamente persistentes (Thompson & Grime, 1979; Bekker et al, 1998). Trabalhos em florestas tropicais (Yanes & Orozco-Segovia 1993; Dalling et al. 1994; Dalling et al. 1998), áreas de mata galeria no cerrado (Pereira-Diniz & Ranal, 2006), e cerradão (Soares et al., 2006) encontraram evidências de regeneração de outras espécies do gênero *Miconia* a partir do banco de sementes.

Ainda que nesse trabalho não apresentemos dados sobre os indivíduos do estrato regenerante, é possível que o estabelecimento a partir de sementes presentes no solo seja importante para o estabelecimento de *P. campestre* e *M. albicans* nas áreas amostradas. Entretanto, algumas restrições provavelmente limitarão a eficiência dessa estratégia. No caso de *M. albicans*, a ocorrência do fogo parecer ser o fator limitante; além dos efeitos negativos sobre a densidade de sementes no solo que indentificamos, estudos anteriores sugerem que o fogo reduziu a abundancia da espécie (Moreira, 2000) e seu estabelecimento por reprodução sexuada (Hoffmann 1998). Por outro lado, na nossa área de estudo, os indícios de um aumento da ocorrência de uma gramínea invasora agressiva como *M. minutiflora* são preocupantes no contexto da presença das espécies nativas (Williams & Baruch, 2000; Hoffmann et al, 2004; Hoffmann &

Haridassan, 2008), especialmente sobre a regeneração de gramíneas nativas (Pivello et al, 1999 a,b), tais como *P. campestre*.

6. CONCLUSÕES

De acordo com os resultados desse trabalho, a ocorrência do fogo causou modificações na composição de espécies e redução da abundância, que se mantiveram quatro anos após o último incêndio. Esse efeito foi maior entre espécies da família Melatomataceae, cujo ciclo de vida mais longo pode ter impedido uma recomposição rápida na área queimada.

A frequência de *Miconia albicans* aumentou no banco de sementes da área queimada, mas ainda em densidades menores em relação à área não queimada. Tal fato provavelmente ocorreu devido ao aumento na abundância também na área controle, e a uma limitação na capacidade de recuperação dos efeitos do fogo demonstrada pela espécie. Aparentemente *T. stenocarpa* foi inicialmente beneficiada pelo fogo, mas posteriormente sofreu uma redução de abundância no banco de sementes.

Tal como esperado de uma área de cerrado, o estabelecimento a partir de banco de sementes certamente não é o mecanismo de regeneração predominante na comunidade amostrada. Entretanto, as respostas ao fogo e a distribuição homogênea das sementes no perfil do solo sugerem que essa pode ser uma estratégia importante para *P. campestre* e *M. albicans*.

Além das limitações impostas pelo regime climático típico de áreas de cerrado, impactos eminentemente antropogênicos como a introdução de espécies exóticas invasoras e alterações no regime de incêndios são as principais ameaças à regeneração a partir do banco de sementes. Embora esses eventos sejam recorrentes e de difícil

controle em fragmentos pequenos e adjacentes às atividades humanas, enfrentar esses problemas com ações efetivas pode ser a única forma de manter a integridade da vegetação a longo-prazo.

Capítulo 2 - Dinâmica do banco de sementes de *Melinis minutiflora* e *Urochloa decumbens* em áreas de cerrado com diferente histórico de incêndio.

RESUMO

Alterações em processos no ecossistema por espécies invasoras podem causar grandes mudanças na estrutura da comunidade. Gramíneas exóticas africanas são espécies invasoras em várias comunidades dos neotrópicos. *Melinis minutiflora*, e principalmente *Urochloa decumbens*, são gramíneas africanas altamente competitivas e invasoras agressivas em áreas de cerrado, e cuja prevalência tem sido associada à alteração dos regimes de incêndio. Neste trabalho, comparamos a dinâmica do banco de sementes de duas áreas de cerrado *sensu stricto* em regeneração com presença dessas espécies, uma queimada em 2009 e outra sem incêndios há quatro anos, ambas localizadas em São Carlos (SP). Em três momentos distintos (Estação seca de 2009, Estação chuvosa de 2010 e Estação seca de 2010), coletamos a serapilheira, assim como o solo de 0 a 4 cm e 5 a 8 cm de profundidade, em 30 pontos aleatórios em cada uma das áreas. Obtivemos o número de sementes viáveis no solo, e acompanhamos a emergência de plântulas a partir das amostras durante seis meses. Analisamos o efeito da área, coleta e profundidade sobre a abundância total e das espécies predominantes por meio de uma Análise de Variância Multifatorial no programa PERMANOVA. Emergiram 5406 indivíduos de 35 espécies e nove famílias (Tabelas 1 e 2), com uma densidade total média de 241 (± 405) sementes/m². Enquanto as espécies nativas foram pouco abundantes, 66% dos indivíduos foram de *M. minutiflora* ou *U. decumbens*. A área queimada apresentou densidades menores e poucos indivíduos de *M. minutiflora*, enquanto a abundância de *U. decumbens* aumentou durante as amostragens, sugerindo que houve recomposição rápida da área pela espécie. *M. minutiflora* atingiu densidade

maiores na área controle, sobretudo na estação seca de 2010. Considerando a biologia dessas espécies, o mecanismo de regeneração de *U. decumbens* após o fogo deve envolver um rebrotamento rápido seguido por crescimento vegetativo intenso, enquanto a presença de *M. minutiflora* pode ser dependente de propágulos locais ou de áreas adjacentes, que podem formar um banco de sementes relativamente persistente.

1. INTRODUÇÃO

Apesar do resultado da invasão geralmente consistir na dominância de uma espécie na comunidade, alterações em processos do ecossistema causados pelo estabelecimento da espécie invasora eventualmente são fundamentais para o seu próprio sucesso, pois podem criar uma retroalimentação positiva que potencializa a sua persistência e expansão no ambiente em detrimento das espécies nativas (D'Antonio & Vitousek, 1992). Tais alterações podem ocorrer principalmente nas taxas de obtenção de nutrientes, estrutura trófica, características microclimáticas e no regime de distúrbios, que por sua vez podem incidir sobre vários outros processos bióticos e abióticos, tendo assim um efeito particularmente intenso sobre toda a comunidade anteriormente estabelecida (D'Antonio & Vitousek, 1992, Stachowicz & Tilman, 2005).

As invasões por gramíneas frequentemente alteram severamente as características funcionais do ecossistema (D'Antônio & Vitousek, 1992; Williams & Baruch, 2000). Além de estarem relacionadas a particularidades da biologia de certas espécies, parte desse efeito pode ser atribuída a alguns atributos compartilhados por várias gramíneas exóticas, tais como a competição efetiva com espécies nativas, a alteração da ciclagem de nutrientes e do microclima e, finalmente, as respostas rápidas e positivas que demonstram em relação à ocorrência do fogo (D'Antônio & Vitousek, 1992). Os principais exemplos de alterações desse tipo estão associados à invasão por

espécies de gramíneas exóticas africanas, que têm sido registradas em praticamente todos os continentes (Williams & Baruch, 2000; Brooks et al, 2004). Em geral tais espécies demonstram um crescimento vegetativo eficiente em uma ampla faixa de condições edáficas, de temperatura e umidade, que proporciona um grande acúmulo de biomassa (Williams & Baruch, 2000). No caso de ambientes sazonais tropicais, a produção e a reprodução se concentram principalmente na estação chuvosa, enquanto na estação desfavorável há o acúmulo de biomassa seca, que sendo altamente inflamável é um combustível para incêndios de grande intensidade (Williams & Baruch, 2000). Na América do Sul, algumas das principais gramíneas africanas invasoras são *U. decumbens* e *Melinis minutiflora*, cujo processo de invasão, em geral, também envolve alterações no regime de incêndios local (D'Antônio & Vitouseck, 1992).

Melinis minutiflora, juntamente com *Hyparrhenia rufa* e *Panicum maximum*, foram algumas das principais gramíneas exóticas africanas introduzidas na América tropical para aumento da produtividade do gado, ainda durante o século XIX e início do século XX, mas que se tornaram invasoras em comunidades naturais (Williams & Baruch, 2000). Assim como várias outras gramíneas C4 africanas, *M. minutiflora* se adaptou bem às condições climáticas nessas áreas, e tem alterado a frequência e particularmente a intensidade dos incêndios ao atingir elevadas taxas de produção de biomassa, que é particularmente inflamável (Williams & Baruch, 2000). Ainda que a espécie não apresente características específicas para persistir em áreas com incêndios frequentes (Williams & Baruch, 2000), essa alteração tem contribuído com a expansão da sua área de ocorrência no cerrado em detrimento das espécies nativas (Hoffmann et al, 2004). *Melinis minutiflora* demonstrou alta produtividade e diminuiu profundamente a sobrevivência de plântulas de árvores no cerrado central, principalmente devido ao sombreamento, um efeito que se mantido por alguns anos pode impedir o recrutamento

do componente arbóreo do cerrado (Hoffmann & Haridasan, 2008). Um efeito semelhante foi observado numa região de transição entre cerrado *sensu stricto* e mata galeria (Hoffmann et al, 2004). No estado de São Paulo, *M. minutiflora* está presente na maioria das áreas remanescentes de cerrado, inclusive em áreas destinadas à conservação (Pivello et al 1999, a,b).

U. decumbens foi introduzida mais recentemente na região Neotropical, com o objetivo de adequar a produtividade bovina ao crescente aumento da demanda mundial (Williams & Baruch, 2000). Devido à colonização mais recente, os registros de áreas invadidas pela espécie são menos disseminados em relação a *M. minutiflora* (Sun & Dickinson, 1996). No Brasil a espécie têm se destacado como uma espécie comum em áreas urbanas e uma invasora agressiva de comunidades naturais, principalmente na maioria das áreas de cerrado do país, nas quais ao substituir espécies nativas têm causado uma descaracterização do componente herbáceo (Pivello et al 1999 a,b; Almeida-Neto et al, 2010). Embora alguns estudos tenham identificado indícios de efeito alelopático de *U. decumbens* sobre outras espécies de gramíneas exóticas (Barbosa et al, 2008), a expansão da espécie no Brasil, especialmente do domínio do cerrado, pode ser explicada por sua grande habilidade competitiva, sobretudo devido a características ecofisiológicas que proporcionam altas taxas de captação de recursos e produção de biomassa (Williams & Baruch, 2000). Consequentemente, nessas áreas invadidas a quantidade de biomassa acumulada é geralmente muito maior, podendo causar um aumento na frequência e duração dos incêndios (Brooks et al, 2004). Como *U. decumbens* apresenta rebrotamento intenso e rápido após o fogo (Stur & Humphreys, 1988), essa alteração no regime de incêndios têm favorecido a espécie em detrimento da vegetação nativa (D'Antônio & Vitousek, 1992).

No estado de São Paulo, que retém proporcionalmente a menor cobertura de vegetação de cerrado em relação ao encontrado antes da colonização européia, as invasões biológicas tendem a se intensificar com a pressão exercida pela expansão das atividades agropecuárias e urbanização, que leva à ocorrência de incêndios não-naturais e facilita a penetração de espécies exóticas (Durigan et al, 2007). A combinação desses fatores tem causado alterações drásticas no regime de incêndios em várias áreas, assim como uma descaracterização fisionômica, com tendência à presença de fitofisionomias de cerrado mais abertas. Entretanto, diferentemente do esperado para o cerrado, o componente herbáceo nativo nessas áreas geralmente é escasso, pois poucas espécies nativas têm habilidade de persistir na presença dessas gramíneas invasoras (Almeida-Neto et al, 2010).

Além de ser a principal estratégia de regeneração de várias espécies (Grime, 2002), a retenção de espécies nativas no banco de sementes pode assumir uma função de destaque na restauração natural de áreas em que a vegetação nativa foi eliminada ou severamente reduzida (van der Valk & Pederson, 1989), inclusive em casos de invasões de gramíneas exóticas em áreas de savana (Brooks et al, 2010). Nessas áreas severamente perturbadas, entretanto, é comum que ocorra um processo de substituição no banco de sementes, com conseqüências negativas para o potencial de regeneração: enquanto o prolongamento da invasão e a deficiência da chegada de propágulos restringem a presença de espécies nativas no banco de sementes, há um aumento da importância de espécies invasoras ou ruderais (van der Valk & Pederson, 1989). Evidentemente, tais espécies não contribuirão para a restauração da vegetação nativa dessas áreas após um eventual controle da invasão. Por outro lado, em alguns casos a formação de amplos reservatórios no solo é um mecanismo essencial para que a espécie

invasora se mantenha com sucesso no ambiente após a ocorrência de algum tipo de distúrbio (Pauchard et al, 2008).

Assim como a persistência das espécies nativas, o nível de afinidade da estratégia de regeneração adotada pela espécie invasora com as características do ecossistema em que foi introduzida geralmente é um fator essencial para a persistência no ambiente (Grime, 2002). Apesar do efeito de espécies invasoras como *M. minutiflora* e *U. decumbens* sobre a estrutura do cerrado ser abordado na literatura (Pivello et al 1999 a,b; Hoffmann et al, 2004; Hoffman & Haridassan, 2008; Almeida-Neto, 2010), não foram conduzidos trabalhos específicos sobre a importância da formação do banco de sementes para a manutenção das invasões por essas espécies, ou sobre como esses reservatórios respondem às alterações no histórico de incêndios promovidas pelas próprias espécies invasoras. Informações geradas por esse tipo de trabalho são extremamente importantes, pois permitem que o mecanismo de regeneração dessas espécies em uma determinada área seja identificado, viabilizando assim a aplicação de técnicas de controle mais eficientes.

2. OBJETIVOS

O objetivo geral desse trabalho foi comparar a dinâmica do banco de sementes de duas áreas invadidas por *Urochloa decumbens* e *Melinis minutiflora* com distintos históricos de incêndio. Mais especificamente, buscamos responder às seguintes questões: i) O banco de sementes das áreas difere entre si? ii) Tais áreas possuem um banco de sementes capaz de sustentar um processo de sucessão natural? iii) *U. decumbens* e *M. minutiflora* mantêm um banco de sementes em ambas as áreas? ii) Qual

a influência do fogo, da variação temporal e da distribuição vertical do solo para o banco de sementes destas espécies?

3. MATERIAL É MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estudo foi realizado em duas áreas de cerrado em regeneração, localizadas no interior do *campus* de São Carlos da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). As áreas são paralelas à mata galeria do córrego Fasari, um afluente do Rio Monjolinho, que constitui uma importante fonte de abastecimento da cidade de São Carlos. Além disso, são adjacentes a um lago artificial popularmente conhecido como “Maiaca”, (Figura 1). A primeira área (A1) tem cerca de 1 ha, e além da mata ripária é paralela a uma área de cerrado *sensu stricto* (Figura 1), enquanto a segunda (A2) tem cerca de 5 ha e é paralela a um talhão de *Eucalyptus* abandonado (Figura 1).

Embora todas as áreas de cerrado localizadas no campus sejam secundárias, e em geral provenientes de um processo recente de regeneração, as áreas amostradas compartilham um histórico particularmente intenso de perturbação, principalmente porque são cercadas por aceiros e têm área relativamente pequena (Figura 1). Tais características, além de limitarem a capacidade de regeneração e a persistência das populações de espécies nativas, as tornam mais sensíveis à presença das gramíneas exóticas africanas. Além disso, ambas foram sujeitas a um incêndio intenso na estação seca de 2006. Essas pressões provavelmente têm mantido a área com uma fitofisionomia mais aberta, com cobertura quase contínua de *Urochloa decumbens* e indivíduos esparsos de espécies arbustivas e arbóreas nativas do cerrado, além de manchas de *Melinis minutiflora* (Figuras 2 e 3). O componente herbáceo nativo consiste basicamente de gramíneas nativas em densidade muito baixa, principalmente

Andropogon bicornis e *Schizachyrium* sp. Dentre as espécies lenhosas, destacam-se *Miconia albicans* e *Dalbergia miscolobium*.



Figura 1 – Imagem aérea mostrando as duas áreas de amostragens antes do incêndio de 2009. A1) Área controle. A2) Área queimada em 2009. C) Mata Ripária do córrego Fasari. D) Monocultura de *Eucalyptus*. E) Área de cerrado *sensu stricto*

O penúltimo incêndio na área ocorreu na estação seca de 2009 (15 de agosto), e devido ao acúmulo de biomassa seca, principalmente de *Urochloa decumbens*, foi de alta intensidade (Figura 3). Esse incêndio, que provavelmente não foi espontâneo, afetou basicamente toda a área A2, enquanto a área A1 não foi afetada.

3.2. Amostragem do banco de sementes

Poucos dias após o incêndio, delimitamos 3 ha da área queimada em A2, dentro dos quais posteriormente traçamos seis transecções com tamanho variável, distantes 50m entre si. Em A1, que utilizamos como área controle não-queimada, traçamos 5 transecções separadas por cerca de 30m. Um mês após a ocorrência do incêndio, obtivemos 30 pontos em cada uma destas áreas a partir de coordenadas ortogonais, cada qual composta por uma distância no transecto, variando de 0 à soma de todos os transectos, e uma distância perpendicular (0 a 25m na área A2 e 0 a 15 m na área A1); ambas obtidas aleatoriamente, assim como o sentido da coordenada em relação ao transecto (direita ou esquerda). Um mês após a ocorrência do incêndio, ainda na estação seca de 2009, coletamos, em cada um desses pontos, amostras circulares de 23 cm de diâmetro em três níveis de profundidade distintos: serapilheira, 0 a 4 cm e 5 a 8 cm. Repetimos o procedimento na estação chuvosa 2009/2010 e na estação seca de 2010. Para a obtenção do número de sementes viáveis no solo, utilizamos o método da germinação ou emergência de plântulas (Roberts, 1981).



Figura 2 – Aspecto da vegetação da área controle (A2). a) Aspecto geral da área, com cobertura quase contínua de *Urochloa decumbens* e manchas ocupadas por *Melinis minutiflora*. b) Detalhe da borda dominada por *U. decumbens*.



Figura 3 – Aspecto da área queimada em 2009 em momentos distintos. a) Poucos dias após o incêndio em 15 de agosto. b) Borda dominada por *M. minutiflora* e *U. decumbens* em janeiro de 2010.

3.3. Análise dos resultados

Analizamos a dinâmica do banco de sementes por meio de análise de variância multifatorial univariada conduzida no programa PERMANOVA (Anderson 2001). Devido à riqueza muito limitada nas duas áreas, não aplicamos nenhuma análise multivariada. Utilizando separadamente a abundância de *Melinis minutiflora* e *Urochloa decumbens*, além da abundância total, aplicamos uma Análise de Variância Multifatorial Permutacional no PERMANOVA, com os fatores área (Área A1 controle ou A2 queimada), amostragem (estação seca de 2009, estação chuvosa 2009/2010 ou estação seca 2010) e profundidade (serapilheira, 0 a 4 cm ou 5 a 8 cm). Incluímos no modelo todas as interações e, no caso de efeitos principais significativos para fatores ou interações, conduzimos comparações pareadas *a posteriori* a partir de 10000 permutações entre os níveis dos fatores correspondentes (Anderson, 2001). Devido ao grande número de análises conduzidas, adotamos um nível de significância de 1% para evitar a ocorrência de diferenças significativas ao acaso (erro α) (Williams et al. 2005; Manly, 2006).

4. RESULTADOS

No total emergiram do banco de sementes das duas áreas 5406 indivíduos, de 35 espécies ou morfotipos pertencentes a oito famílias de angiospermas (Tabelas 1 e 2), com uma densidade média de 241 (± 405) sementes/m². A família Poaceae foi predominante nas duas áreas em todas as amostragens, e respondeu por 70% dos indivíduos de oito espécies distintas, com densidade média de 169 (± 387) sementes/m². Cyperaceae e Rubiaceae representaram, respectivamente, 6,5 e 5% dos indivíduos. A família Melastomataceae constituiu 4,2 % dos indivíduos, e as duas espécies lenhosas mais abundantes no banco de sementes (*Tibouchina stenocarpa* e

Miconia albicans), cada qual com apenas 80 ocorrências. Da família Cecropiaceae ocorreu apenas *Cecropia pachistachya*, e dentre as leguminosas principalmente indivíduos da subfamília Papilionoidae. A família Sapindaceae se limitou a uma espécie de ocorrência única (Tabela 1).

As gramíneas exóticas africanas, representadas por *Melinis minutiflora* ou *Urochloa decumbens*, representaram 66% da abundância total e 94% da abundância de gramíneas. *Melinis minutiflora* foi a espécie mais abundante, com 43% da abundância total e média de 106 (± 346) sementes/m², seguida por *Urochloa decumbens*, com 23% das ocorrências e em média 56 (± 126) sementes/m² (Tabelas 1 a 3).

Tabela 1 –Densidade média (sementes/m²), e respectivo desvio padrão, das famílias mais abundantes no banco de sementes da área queimada em 2009 (A2) e da área controle (A1), em três amostragens distintas e considerando amostras a 0-4 cm, 5-8 cm e serapilheira. Para cada coleta, letras diferentes indicam diferenças significativas entre as áreas amostradas (Análise de Variância Permutacional e testes *a posteriori* PERMANOVA – p<0,01). Coleta 1 – Estação seca de 2009, Coleta 2 – Estação Chuvosa de 2010, Coleta 3 – Estação Seca de 2010.

área	Coleta 1		Coleta 2		Coleta 3	
	A2	A1	A2	A1	A2	A1
Total	66 a (±76)	255 b (±294)	64 a (±74)	307 b (±339)	139 a (±183)	611 b (±727)
Poaceae	19 a (±37)	165 b (±262)	31 a (±43)	223 b (±286)	59 a (±162)	514 b (±87)
<i>Melinis minutiflora</i>	3 a (±12)	101b (±232)	1 a (±10)	97 b (±168)	4. a (±11)	408 b (±718)
<i>Urochloa decumbens</i>	11 (±25)	47 (±75)	24 (±32)	117 (±202)	52 (±160)	83 (±101)
Cyperaceae	16 (±26)	25 (±49)	4 (±13)	10 (±22)	12 (±28)	24 (±81)
Rubiaceae	8 (±24)	16 (±35)	3 (±8)	13 (±24)	5 (±16)	25 (±52)
Melastomataceae	8 (±22,33)	9 (±20)	8 (±25)	11 (±44)	14 (±59)	8 (±19)

Tabela 2 – Abundância das espécies e morfotipos das diferentes famílias no banco de sementes da área controle (A1) em cada uma das amostragens, a diferentes níveis de profundidade. P1- 0 a 4 cm, P2 – 5 a 8 cm, S – serapilheira. Coleta 1 – estação seca de 2009. Coleta 2 – estação chuvosa 2009/2010. Coleta 3 – estação seca de 2010.

	Coleta 1			Coleta 2			Coleta 3			Total
	P1	P2	S	P1	P2	S	P1	P2	S	
POACEAE										
<i>Urochloa decumbens</i>	130	38	9	241	30	168	152	55	104	927
<i>Melinis minutiflora</i>	232	62	86	251	48	64	720	34	772	2269
<i>Schizachyrum sp</i>	21	2	0	2	1	2	5	1	3	37
<i>Panicum campestre</i>	6	6	0	0	0	0	12	23	0	47
Bambusidae	4	6	0	4	1	0	5	6	0	26
Morfotipo 1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2
Morfotipo 2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Morfotipo 3	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
indefinidas	7	7	0	10	10	2	24	7	0	67
ASTERACEAE										
<i>Eupatorium sp 1</i>	33	20	0	80	44	3	14	17	0	211
<i>Eupatorium sp 2</i>	1	0	2	1	0	0	0	0	0	4
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	2	3	0	2	0	1	1	0	0	9
<i>Pterocaulon sp</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Morfotipo 1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Morfotipo 2	4	0	0	2	4	0	1	2	1	14
Morfotipo 3	0	0	0	5	0	0	0	0	0	5
Morfotipo 4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2
RUBIACEAE										
<i>Spermacoce sp</i>	1	5	0	5	6	0	2	17	0	36
<i>Borreria sp 1</i>	9	18	0	1	2	0	1	1	0	32
<i>Borreria sp 2</i>	5	20	0	7	21	3	25	47	0	128
indefinidas	3	1	0	1	3	0	0	1	0	9
CYPERACEAE										
<i>Cyperus surinamensis</i>	14	31	6	13	13	0	28	58	2	165
<i>Fimbristylis sp</i>	5	19	0	4	6	0	0	0	0	34
<i>Cyperus flavus</i>	13	1	2	0	0	0	0	0	0	16
indefinidas	3	1	2	3	0	0	2	0	0	11
MELASTOMATACEAE										
<i>Tibouchina stenocarpa</i>	5	3	0	24	2	1	2	0	0	37
<i>Miconia albicans</i>	11	10	0	4	10	0	3	6	0	44
<i>Leandra aurea</i>	2	2	0	2	1	0	0	0	0	7
<i>Miconia rubiginosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Miconia ligustroides</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1
<i>Miconia stenostachya</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1

	Coleta 1			Coleta 2			Coleta 3			Total
	P1	P2	S	P1	P1	P2	S	P1	P1	P2
indefinidas	2	0	1	0	0	0	7	9	0	19
FABACEAE										
Papilionoidae	0	0	0	0	0	1	0	2	0	3
indefinidas	0	0	0	1	0	0	0	0	1	2
CECROPIACEAE										
<i>Cecropia pachystachya</i>	2	1	0	2	0	0	0	2	1	8
SAPINDACEAE										
<i>Serjania</i> sp	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
INDETERMINADAS										
Morfotipo 1	0	0	0	0	0	0	0	0	13	13
Morfotipo 2	1	0	2	0	0	1	0	0	0	4
Morfotipo 3	0	0	0	0	0	0	2	1	0	3
Morfotipo 4	0	0	0	0	0	0	8	0	8	16
Morfotipo 5	0	0	0	0	0	0	2	1	0	3
Morfotipo 6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
indefinidas	35	26	8	9	9	13	21	28	24	173

Tabela 3 - Abundância das espécies e morfotipos das diferentes famílias no banco de sementes da área queimada em 2009 (A2) em cada uma das amostragens, a diferentes níveis de profundidade. P1- 0 a 4 cm, P2 – 5 a 8 cm, S – serapilheira. Coleta 1 – estação seca de 2009. Coleta 2 – estação chuvosa 2009/2010. Coleta 3 – estação seca de 2010.

	Coleta 1			Coleta 2			Coleta 3			Total
	P1	P2	S	P1	P2	S	P1	P2	S	
POACEAE										
<i>Urochloa decumbens</i>	28	16	0	52	15	24	157	25	14	331
<i>Melinis minutiflora</i>	9	3	0	5	1	0	9	1	6	34
<i>Panicum campestre</i>	0	2	0	1	0	0	0	0	0	3
<i>Schizachyrum sp</i>	1	2	0	2	6	0	2	0	0	13
indefinidas	8	3	2	4	4	3	6	0	1	31
CYPERACEAE										
<i>Cyperus surinamensis</i>	14	13	0	5	10	0	14	28	0	84
<i>Fimbristylis sp</i>	14	12	0	0	2	0	0	3	0	31
<i>Cyperus flavus</i>	5	1	0	0	0	0	0	0	0	6
indefinidas	0	2	0	0	0	1	0	2	0	5
ASTERACEAE										
<i>Eupatorium sp 1</i>	6	6	0	0	0	0	24	1	2	39
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	4	1	0	3	0	1	0	0	0	9
Morfotipo 1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2
Morfotipo 2	0	0	0	3	2	1	0	0	0	6
MELASTOMATACEAE										
<i>Tibouchina stenocarpa</i>	2	2	0	15	6	1	21	0	0	47
<i>Miconia albicans</i>	11	8	0	2	3	0	4	8	0	36
<i>Leandra aurea</i>	5	1	0	1	0	0	0	0	0	7
<i>Miconia rubiginosa</i>	1	0	0	0	0	0	1	0	0	2
indefinidas	1	1	0	1	2	0	6	13	0	24
RUBIACEAE										
<i>Spermacoce sp</i>	1	1	0	1	5	0	0	2	0	10
<i>Borreria sp 1</i>	5	7	0	1	1	0	0	1	0	15
<i>Borreria sp 2</i>	8	3	0	1	4	0	11	6	0	33
indefinidas	6	1	0	0	0	0	0	0	0	7
FABACEAE										
Papilionoidae	2	3	0	1	0	0	1	0	0	7
indefinidas	1	0	0	0	0	0	0	2	0	3
CECROPIACEAE										
<i>Cecropia pachystachya</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
INDETERMINADAS										
Morfotipo 1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	2
Morfotipo 2	0	0	0	0	0	0	13	3	45	61
Morfotipo 3	0	0	0	0	0	0	1	3	0	4
Morfotipo 4	0	0	0	0	0	0	4	0	0	4
indefinidas	15	10	0	28	10	9	38	22	20	151

4.1. Dinâmica do banco de sementes.

Devido à baixa abundância de *M. minutiflora* na área queimada (A2), a dinâmica do banco de sementes das duas áreas pode ser comparada apenas em relação à abundância total e de *U. decumbens*.

Houve diferenças significativas entre as amostragens para a abundância total ($F=11,343$, $p<0,001$), que foram decorrentes principalmente da abundância mais alta do banco de sementes na estação seca de 2010 (comparação pareada PERMANOVA- $p<0,001$). A interação com a profundidade foi significativa ($F=7.6053$, $p=0.0001$), e sugere que tal aumento de abundância ocorreu tanto na serapilheira quanto na camada mais superficial de solo (comparação pareada PERMANOVA – $p<0,01$).

A abundância de *U. decumbens* também diferiu entre as coletas ($F=21.5992$, $p=0.0001$), mas nesse caso devido a uma abundância menor na estação seca de 2009 (comparação pareada PERMANOVA- $p<0,001$). A interação com a profundidade ($F=2.9157$, $p=0.0077$) indicou que a abundância foi maior na profundidade de 0 a 4 cm e, principalmente, na serapilheira ($p<0,001$).

Quando analisada separadamente na área controle, a presença de *M. minutiflora* diferiu marginalmente entre as coletas ($F=3.5200$, $p=0,009$). Segundo os testes *a posteriori*, esse resultado deve estar associado a um aumento de abundância na última amostragem ($p<0,01$). Apesar da interação entre amostragem e nível de profundidade não ter sido significativa para um α de 1% ($F=2,076$; $p=0,0349$), esse aumento ocorreu na serapilheira (comparação pareada PERMANOVA- $p<0,01$) (Figura 4).

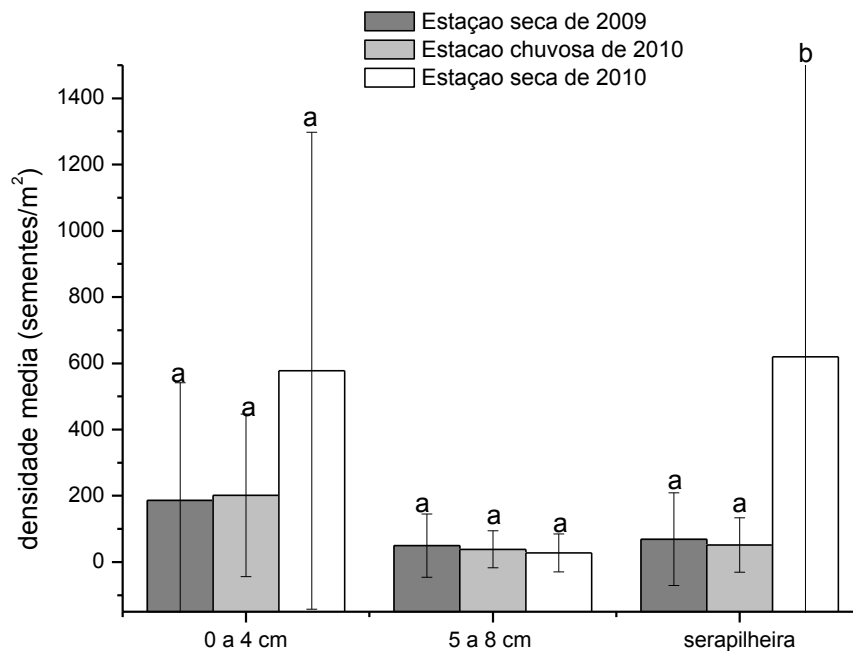


Figura 4 – Abundância de *Melinis minutiflora* na área controle (A1) nas amostras de solo coletadas em três níveis distintos de profundidade. Letras distintas indicam diferenças significativas entre as amostragens (comparação pareada – $p < 0,01$).

4.2. Comparação entre as áreas de amostragem

Assim como *M. minutiflora*, a abundância de *Urochloa decumbens* ($F=21,5992$; $p < 0,001$), e principalmente a abundância total ($F=81,0207$; $p < 0,001$) foram maiores na área controle. De 5406 indivíduos amostrados, 81% ocorreram na área controle. Entretanto, a presença de espécies nativas foi quase equivalente nas duas áreas, com mais indivíduos de Melastomataceae na área queimada e de gramíneas nativas na área controle (Tabelas 1 e 2).

Houve interação significativa entre os efeitos da área e da amostragem para a abundância total ($F=5,3391$, $p < 0,001$), e as comparações *a posteriori* indicaram que as

diferenças ocorreram em todas as coletas. Entretanto, enquanto na área controle houve um aumento de abundância total principalmente na estação seca de 2010, na área queimada houve um aumento desde a estação chuvosa 2009/2010 ($p < 0,01$) (Figura 5). A interação entre área e profundidade foi significativa ($F=19,7845$, $p < 0,001$), mas houve diferenças significativas entre as áreas independentemente da profundidade de amostragem (comparação pareada PERMANOVA – $p < 0,001$).

A interação entre área, amostragem e profundidade foi significativa ($F=5,8022$; $p < 0,001$), e as comparações pareadas mostraram que na área controle houve um aumento de abundância na camada superficial de solo desde a segunda amostragem, enquanto na serapilheira esse aumento ocorreu apenas na última amostragem (Figura 5a). Na área queimada, por outro lado, não houve um aumento significativo de abundância na camada superficial, mas houve um aumento evidente de abundância na serapilheira (Figura 5b).

Quando analisada separadamente, embora a interação entre área e amostragem não tenha sido significativa para α de 1% ($F=2.7765$, $p=0,039$), houve uma tendência de redução das diferenças em relação à abundância de *U. decumbens* entre as áreas, principalmente na última amostragem (comparação pareada – $p=0,02$). Essa mudança provavelmente está associada à variabilidade temporal distinta entre as duas áreas: enquanto na área queimada *U. decumbens* aumentou em abundância na serapilheira na segunda amostragem e de 0-4 cm na terceira coleta (Figura 6b), na área controle houve um aumento na segunda amostragem, seguido por uma ligeira redução na próxima estação seca (Figura 6a).

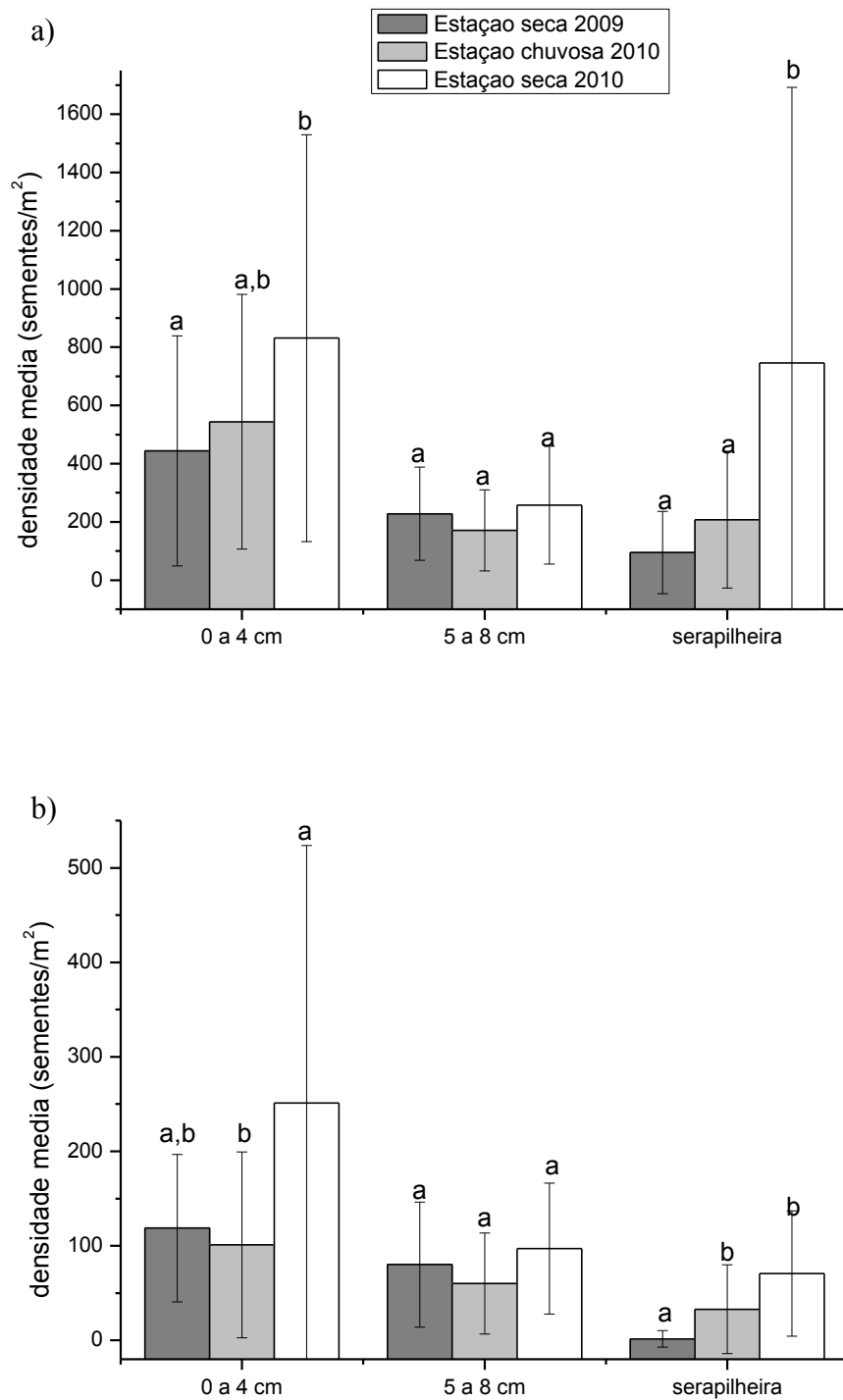


Figura 5 – Densidade média (m²) e desvio-padrão do total de sementes no solo da área controle A1 (a) e da área queimada em 2009 A2 (b), em três amostragens e nos três níveis de distribuição vertical. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as amostragens (comparação pareada PERMANOVA –p<0,01).

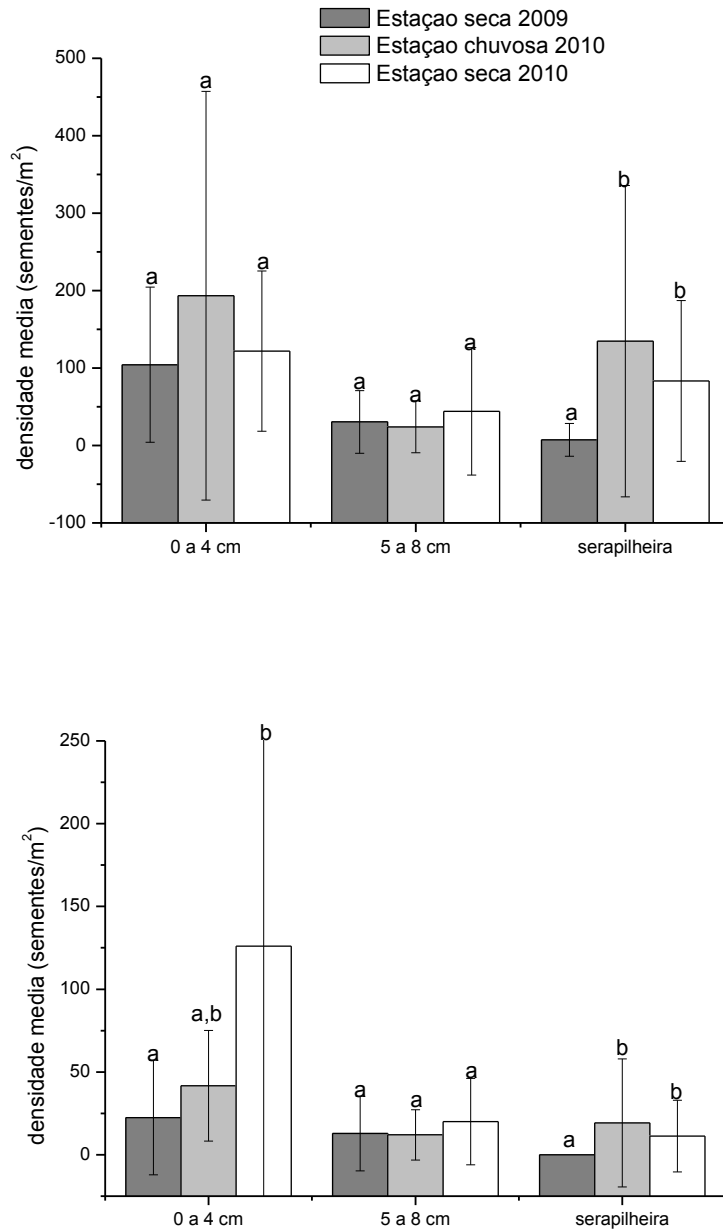


Figura 6 – Densidade média e desvio-padrão de *Urochloa decumbens* no banco de sementes da área controle A1 (a) e na área queimada em 2009 A2 (b), nas três amostragens e em três níveis de distribuição vertical. Letras diferentes indicam diferenças significativas entre as amostragens (comparação pareada PERMANOVA – $p < 0,01$).

4.3. Distribuição vertical no solo.

A abundância total diferiu entre os níveis de profundidade ($F=41.9313$, $p<0,001$). Em geral a densidade de sementes foi maior de 0 a 4 cm em relação a 5 a 8 cm, que por sua vez foi maior em relação à serapilheira (comparação pareada PERMANOVA – $p<0,01$). A única alteração desse padrão ocorreu na primeira amostragem, quando não houve diferenças significativas entre P1 e P2 na área controle ($p<0,01$).

U. decumbens foi mais abundante em P1, mas a diferença entre P2 e S não foi significativa ($F=33.2540$; $p<0,001$; comparação pareada- $p<0,01$). Esse padrão ocorreu na área queimada, enquanto na área controle houve diferenças entre todos os níveis de profundidade ($p<0,01$). A interação entre amostragem e profundidade mostrou que em geral a abundância foi maior na camada superficial, mas a relação entre os demais níveis foi variável. Não encontramos indivíduos na serapilheira na primeira amostragem da área queimada, um mês e meio após o incêndio, mas a abundância de indivíduos na serapilheira aumentou nas duas últimas amostragens, principalmente na área queimada (comparação pareada PERMANOVA – $p<0,001$).

A profundidade também alterou a abundância de *M. minutiflora* na área controle ($F=11,6583$; $p<0,0001$), sendo que a densidade na camada superficial (0 a 4cm) foi superior em relação aos demais níveis ($p<0,001$). A interação com a amostragem indicou que, enquanto na estação seca de 2009 e na estação chuvosa de 2010 houve apenas diferenças marginais de P1 em relação a P2 e S ($p=0,01$), na estação seca de 2010 tanto P1 quanto S foram mais abundantes em relação a P2 ($p<0,001$), mas não diferiram entre si (comparação pareada – $p=0,4540$).

5. DISCUSSÃO

Em ambientes sujeitos a processos de degradação prolongados, o banco de sementes tende a ser empobrecido pelo acúmulo de espécies indesejáveis ou oportunistas, tais como espécies ruderais e exóticas invasoras, em detrimento das espécies nativas (van der Valk & Pederson, 1989). No caso das áreas amostradas nesse estudo, nas quais provavelmente o maior fator de degradação é a própria presença de espécies invasoras, as espécies nativas do cerrado foram muito pouco frequentes, independentemente da época de amostragem ou da ocorrência do fogo. Entre as poucas espécies identificadas, predominaram herbáceas das famílias Poaceae, Asteraceae e Rubiaceae, enquanto que, dentre as espécies lenhosas, *Ticouchina stenocarpa* e *Miconia albicans* foram praticamente exclusivas. Espécies pioneiras da família Melastomataceae, inclusive *M. albicans*, são comuns em levantamentos do banco de sementes de florestas tropicais úmidas (Ellison et al, 1993; Pereira-Diniz & Ranal, 2006). Espécies desta família também são frequentes principalmente no componente arbustivo do cerrado (Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger 2006) e, visto que *M. albicans* é uma das espécies mais abundantes na área adjacente de cerrado *sensu stricto* (Oliveira & Batalha, 2005), esperava-se uma abundância maior desta família no banco de sementes. A presença de, *Cecropia pachystachya*, comum no banco de sementes de florestas neotropicais secundárias (Grime, 2002) ocorreu possivelmente, devido à proximidade das áreas de uma mata de galeria onde indivíduos adultos são encontrados.

Ainda que subestimativas intrínsecas ao método utilizado possam ter limitado o número de sementes viáveis obtido (Gross, 1990), assim como restrições evolutivas e ecológicas ligadas à capacidade de persistência das sementes no solo (Thompson & Grime, 1979), o amplo predomínio de *M. minutiflora* e *U. decumbens* sugere que o banco de sementes dessas áreas está severamente empobrecido (van der Valk &

Pederson, 1989). Sendo assim, não é possível viabilizar uma iniciativa de restauração dessas áreas, após o manejo da espécie invasora, a partir de sementes no solo (van der Valk & Pederson, 1989). Essa limitação é esperada tendo em vista as restrições que a presença prolongada dessas espécies tem sobre vários aspectos da presença das espécies nativas (Pivello et al, 1999 a,b; Williams & Baruch, 2000; Hoffmann et al, 2004; Hoffmann a& Haridassan, 2008; Almeida-Neto et al, 2010). Além disso, apesar da ausência de estudos específicos, a camada profunda de serapilheira que se forma em áreas densamente invadidas, tais como as duas áreas de estudo, além de sustentar um microhabitat distinto e inadequado à regeneração da maioria dessas espécies (Williams & Baruch, 2000), pode restringir fisicamente a incorporação de propágulos provenientes da chuva de sementes de áreas próximas, conforme observado em invasões por outras espécies herbáceas (Ghorbani et al, 2006). Com o prolongamento do tempo de invasão, a ausência de um processo de renovação limita o banco de sementes dessas áreas às sementes presentes no solo antes da formação dessa barreira, de modo que há uma tendência de redução devido à perda de viabilidade dessas sementes (van der Valk & Pederson, 1989).

Apesar de *M. minutiflora* ter sido a espécie mais abundante considerando as duas áreas, *Urochloa decumbens* foi predominante no banco de sementes na área queimada, mas em densidade menor do que a de *M. minutiflora*, que foi a espécie dominante na área controle. Apesar dessa dominância, a densidade de sementes das duas espécies foi pequena em relação às observadas para outras gramíneas exóticas em outras áreas invadidas (Cox & Allen, 2008). Nesse trabalho, os autores observaram que tanto o banco de sementes de áreas invadidas quanto o de áreas adjacentes com vegetação arbustiva nativa foram dominados por gramíneas exóticas anuais, com densidades de até 10000 sementes/m² na área invadida. Essa discrepância em relação aos nossos

resultados, embora possa ter sido influenciada por diversas variáveis, tais como intensidade da invasão, características climáticas, método utilizado, e peculiaridade da história de vida das espécies, sugere que a abundância das sementes de *U. decumbens* e *M. minutiflora* no solo foi pequena (Thompson & Grime, 1979). Como o bancos de sementes destas espécies foram muito variáveis entre as amostragens, bem como entre os níveis de profundidade, possivelmente ambas não formam bancos de sementes persistentes (Thompson & Grime, 1979; Bekker et al, 1998).

Segundo nossos resultados, a influência mais evidente do fogo sobre o banco de sementes foi uma grande redução de abundância, cujos efeitos mantiveram as diferenças entre as áreas A1 e A2 um ano e meio após o fogo. Devido à grande discrepância entre o banco de sementes das duas áreas, essa alteração pode ter sido causada pela morte de um grande número de sementes após a passagem do fogo (Chambers & MacMahon, 1994; Whelan, 1995). Apesar de alguma redução ser esperada para áreas recentemente queimadas, a abundância após o fogo é menor em relação ao esperado para ecossistemas propensos ao fogo, tais como o cerrado (Brooks et al, 2004). Em geral nessas comunidades várias espécies têm sementes com características que proporcionam resistência às alterações ambientais provenientes da passagem do fogo (Maren & Vandvik, 2009; Thomas et al., 2010). Além disso, o solo é um isolante térmico eficiente, de modo que sementes a poucos centímetros de profundidade serão protegidas de grandes oscilações de temperatura (Whelan, 1995). A ausência de sementes na serapilheira logo após o fogo, quando contrapostas as diferenças menores entre áreas para as sementes presentes de 5 a 8 cm de profundidade, em parte confirma o efeito de proteção proporcionado pelo solo, apesar das diferenças entre as áreas terem ocorrido independentemente da distribuição vertical no solo.

Considerando que as duas áreas amostradas estão invadidas por *Urochloa debumbens* e *Melinis minutiflora*, a mortalidade pode ter sido mais elevada devido à grande quantidade de biomassa seca dessas espécies antes da ocorrência do fogo (Williams & Baruch, 2000). Tais espécies, sobretudo *U. decumbens*, são em vários aspectos fisiologicamente mais eficientes em relação às espécies nativas, e atingem altas taxas de produtividade sob condições de luminosidade favoráveis, mesmo em solos com baixa fertilidade (D'Antônio & Vitousek, 1992; Williams & Baruch, 2000). Pouco após o estabelecimento, dentre várias outras conseqüências, há um acúmulo muito maior de biomassa em relação ao observado na vegetação nativa, aumentando a quantidade de combustível para eventuais incêndios (Whelan, 1995; D'Antônio & Vitousek, 1992). Especificamente para *U. decumbens*, verificou-se uma relação entre o aumento na duração do incêndio com o aumento na quantidade de biomassa acumulada, embora não tenham ocorrido um aumento concomitante na temperatura média (Stur & Humphreys, 1988). Além disso, compostos químicos produzidos por *M. minutiflora* tornam a sua biomassa particularmente inflamável (Williams & Baruch, 2000). Quando um incêndio ocorre em uma área densamente ocupada por essas espécies, espera-se um aumento de intensidade ou de duração do fogo, ou um sinergismo entre ambos, e com a continuidade do processo de invasão pode ocorrer uma alteração no regime de incêndios local (Brooks et al, 2004). Essa mudança funcional da comunidade pode ter restringido a sobrevivência das sementes no solo na área queimada.

Contrastando com a redução na abundância total, sobretudo para *M. minutiflora*, aparentemente o fogo não alterou o banco de sementes das espécies nativas. Esse resultado corrobora um estudo anterior em áreas invadidas por gramíneas exóticas adjacentes à vegetação arbustiva costeira na Califórnia, na qual a ocorrência do fogo causou uma redução proporcionalmente muito maior no banco de sementes das

gramíneas exóticas em relação às espécies nativas (Cox & Allen, 2008). Embora mesmo as densidades encontradas pelos autores após o fogo sejam muito maiores em relação as que obtivemos nesse trabalho, possivelmente as sementes dessas gramíneas exóticas em ambos os casos não possuem atributos que evitem a mortalidade devido ao fogo (Williams & Baruch, 2000). Consequentemente, tendo em vista a retroalimentação positiva do aumento da frequência de fogo para essas espécies, a expansão nas áreas recentemente queimadas provavelmente envolve mecanismos distintos de resistência e expansão (D' Antônio & Vitousek, 1992; Brooks et al, 2004).

Ainda que a abundância total na área queimada tenha permanecido baixa um ano e meio após o fogo, aparentemente esse tempo foi suficiente para a recuperação do banco de sementes de *U. decumbens* até níveis similares ao da área controle. Tendo em vista que a espécie já estava estabelecida na área e possui grande habilidade competitiva (Williams & Baruch, 2000), essa resposta rápida pode ser explicada por um crescimento vegetativo intenso dos indivíduos anteriormente presentes, que devem ter sobrevivido ao fogo e rebrotado ativamente a partir de órgãos subterrâneos (Stur & Humphreys, 1988), seguido por uma dispersão local e incorporação no banco de sementes superficial. Na área controle, por outro lado, considerando que as amostragens foram conduzidas sempre no final da estação chuvosa e seca, é mais provável que o banco de sementes dessa espécie se encontrasse num estágio de equilíbrio dinâmico típico de bancos transitórios, com densidade máxima no final da estação chuvosa e mínima no final da estação seca (Thompson & Grime, 1979). Essa classificação para o banco de sementes de *U. decumbens* também é reafirmada pela baixa abundância e ausência de respostas à variação temporal de sementes presentes de 5 a 8 cm de profundidade; devido à baixa longevidade no solo, poucas sementes devem chegar até essa camada do perfil do solo (Bekker et al, 1998). Nesse contexto, a previsão mais

provável para o banco de sementes de *U. decumbens* na área é um ligeiro aumento na próxima estação chuvosa de 2011, quando a chuva de sementes será equivalente à da área controle, seguido por uma redução na estação seca.

Diferentemente do observado para *U. decumbens*, a abundância de *M. minutiflora* se manteve muito maior da área controle em todas as amostragens. Embora as áreas amostradas apresentem um histórico de perturbação semelhante, sejam próximas entre si e contenham manchas de *M. minutiflora*, essa diferença pode ser simplesmente decorrente da presença de mais indivíduos dessa espécie na área controle (Simpson *et al*, 1989). Nesse caso, a chuva de sementes local seria maior nessa área, assim como as taxas de incorporação no banco de sementes. Essa é uma justificativa plausível, que só poderia ser descartada por um levantamento criterioso da biomassa de *M. minutiflora* em ambas as áreas antes do fogo, mas a discrepância também pode ser decorrente do tipo de resposta ao fogo apresentado pela espécie, que refletiria no processo de formação do banco de sementes.

Apesar do sucesso competitivo de *M. minutiflora* como espécie invasora no cerrado (Pivello *et al*, 1999 a,b), a espécie em geral apresenta um desempenho inferior a *U. decumbens* sob altos níveis de luminosidade, principalmente nas taxas de produtividade (Williams & Baruch, 2000). Além disso, apesar do aumento da intensidade e frequência dos incêndios favorecer, de forma geral, a expansão da espécie (Hoffman *et al*, 2004), *M. minutiflora* não é tolerante a incêndios muito frequentes, entre outros motivos porque não apresenta um mecanismo eficiente de reprodução assexuada, tal como observado em *U. decumbens* (Williams & Baruch, 2000). Sendo assim, pode ser que a ocorrência do fogo tenha causado uma redução drástica no banco de sementes, que se concentra principalmente na camada mais superficial de solo, que não foi compensada pelo aumento da chuva de sementes local durante o período de

amostragens, e portanto a presença da espécie pode estar sendo restringida pela ausência de propágulos (Lenz & Facelli, 2005). Por outro lado, embora essa limitação possa ocorrer a curto-prazo, a densidade relativamente elevada na área controle quatro anos após o último incêndio sugere que nesse caso deve ter ocorrido uma recuperação eficiente de *M. minutiflora*. Tendo em vista ainda o aumento das densidades na última amostragem, principalmente na serapilheira, esse processo ainda pode estar em andamento, de modo que *M. minutiflora* poderá formar um banco de sementes mais amplo em relação a *U. decumbens*. Embora a abundância no solo também tenha diminuído com o aumento da profundidade, esse potencial pode ser decorrente de um efeito aditivo relacionado à sobreposição de sementes provenientes de diferentes eventos de dispersão no solo, que provavelmente não ocorre para *U. decumbens* (Thompson & Grime, 1979). Assim, as sementes de *M. minutiflora* devem ser mais longevas, possivelmente se mantendo viáveis no solo por mais de um ano, nesse caso proporcionando a formação de bancos mais persistentes (Thompson & Grime, 1979; Bekker, 1998; Csontos & Tamás, 2003)

Urochloa decumbens é uma espécie perene (Williams & Baruch, 2000), e domina o estrato herbáceo das áreas amostradas. Considerando essa amplitude da invasão e os resultados desse trabalho, é improvável que a regeneração a partir do banco de sementes tenha sido um mecanismo importante para o estabelecimento dessa espécie nestas áreas (Grime, 2002). Sendo uma espécie altamente heliófila com taxas elevadas de crescimento vegetativo (Williams & Baruch, 2000), e cujas sementes não apresentam longevidade prolongada no solo, é mais provável que o mecanismo inicial de estabelecimento de *U. decumbens* seja a germinação logo após à chegada das sementes no solo. A persistência a longo-prazo e a expansão na área, por outro lado, serão garantidas pelo crescimento vegetativo a partir de gemas subterrâneas, estimulado pela

ocorrência do fogo. Isso permite uma colonização rápida desta espécie, causando um sombreamento que pode limitar a regeneração de espécies nativas do cerrado (Pivello *et al*, 1999a; Williams & Baruch, 2000; Almeida-Neto *et al*, 2010).

Tendo sido mais amplo na área controle, mas em contrapartida permanecido praticamente ausente um ano e meio após o fogo, é provável que a formação do banco de sementes tenha uma relevância maior como estratégia de regeneração de *M. minutiflora*. Como a espécie possui menos atributos que garantam a sobrevivência e o crescimento vegetativo rápido dos indivíduos após o fogo (Williams & Baruch, 2000), a recolonização das áreas queimadas deve ser menos eficiente. Nesse contexto, a presença de fontes adicionais de propágulos, tais como a chuva de sementes local e de áreas adjacentes, seguida pela incorporação e manutenção no solo (Chambers & MacMahon, 1994), pode ser importante para a regeneração quando as condições locais forem mais propícias à germinação e ao estabelecimento da espécie (Grime, 2002).

6. CONCLUSÕES

O banco de sementes das áreas amostradas foi dominado por *Urochloa decumbens* ou *Melinis minutiflora*, e não possui potencial para contribuir com a restauração da vegetação original. A densidade das duas espécies diminuiu rapidamente com a profundidade, e a sazonalidade foi um fator importante principalmente para *U. decumbens*. As sementes de *M. minutiflora* atingiram densidades maiores no solo, mas a espécie foi pouco abundante no banco de sementes da área queimada em todas as amostragens, enquanto *U. decumbens* em geral apresentou densidade muito baixa, mas demonstrou uma tendência de aumento na mesma área. Nossos resultados sugerem que o rebrotamento e crescimento rápido após o fogo é a estratégia de invasão de *U.*

decumbens, enquanto que a recolonização de *M. minutiflora* em áreas queimadas deve ser mais lenta, e pode ser que além da reprodução assexuada envolva a formação de um banco de sementes.

CONCLUSÃO GERAL

Os resultados do nosso trabalho mostram que as diferenças na estrutura da vegetação entre a área queimada em 2006 e em 2009, assim como entre as respectivas áreas controle, se refletiram em diferenças na estrutura e dinâmica do banco de sementes. Embora o fogo nos dois casos tenha causado uma redução na densidade total de sementes, a predominância de espécies nativas não-graminóides, assim como a menor abundância de espécies exóticas invasoras, essencialmente gramíneas, garantiu que a área queimada e a área não queimada em 2006 apresentassem um banco de sementes mais abundante e diverso. Entretanto, em todas as áreas a composição do banco de sementes não foi, de modo geral, condizente com a diversidade florística encontrada na comunidade estudada.

Observamos diferentes tipos de resposta à ocorrência do fogo, que demonstraram que as peculiaridades de cada espécie podem influenciar sensivelmente o efeito dos incêndios sobre sua sobrevivência, reprodução e formação de bancos de sementes. As espécies herbáceas evidentemente apresentaram uma recuperação muito mais rápida também no banco de sementes, e devem ser beneficiadas em detrimento das espécies lenhosas caso os incêndios tornem-se mais frequentes nas áreas amostradas. Por outro lado, mesmo dentro desse grupo, algumas espécies responderam muito mais rápida e eficientemente (*Panicum campestre* e *Urochloa decumbens* em relação a *Melinis minutiflora*), indicando que outras características além do hábito e duração do ciclo de vida podem ser determinantes para o aumento nas taxas de incorporação das

sementes no solo. Dentre as lenhosas, o banco de sementes de *M. albicans* foi aquele que respondeu de forma mais eficiente aos danos causados pelo fogo, aumentando sua abundância ao longo dos anos.

A sazonalidade influenciou a composição do banco de sementes e a abundância das gramíneas exóticas, porém o banco de sementes da maioria das espécies nativas foi pouco influenciado, independentemente da ocorrência do fogo. A diferença entre áreas queimadas e áreas não queimadas também não variou entre estação chuvosa e seca. No caso de *U. decumbens*, essa variação pode ser explicada por sua baixa capacidade de persistência no solo. Por outro lado, a profundidade foi um fator importante para o banco de sementes. Para as gramíneas exóticas o efeito do fogo foi maior na profundidade mais próxima à superfície e na serapilheira, confirmando a expectativa de que o solo oferece uma proteção efetiva às sementes durante os incêndios. Entretanto, com exceção de *P. campestre* e *M. albicans*, houve uma tendência clara de redução da abundância do banco de sementes com o aumento da profundidade no solo, independentemente da ocorrência do fogo, reforçando a nossa expectativa de que em geral as espécies do cerrado não têm capacidade de compor bancos de sementes persistentes.

A partir dos resultados sobre a dinâmica do banco de sementes, concluímos que a manutenção de sementes no solo não é uma estratégia de regeneração importante para a maioria das espécies presentes na comunidade amostrada. Enquanto que, nas áreas mais degradadas, a presença de *U. decumbens* e *M. minutiflora* possa estar limitando a formação de bancos de sementes com espécies nativas, nas demais áreas é mais provável que a reprodução assexuada ou outras estratégias a partir da reprodução sexuada sejam mais importantes para a regeneração, principalmente após os incêndios. Independentemente dos mecanismos envolvidos, o banco de sementes do fragmento

estudado não auxiliará o processo de restauração das áreas anteriormente perturbadas ou amenizará eventuais impactos causados pela associação positiva entre a presença de gramíneas exóticas e o aumento da frequência de incêndios.

Com a continuidade das pressões antrópicas sobre as áreas de cerrado *sensu stricto*, pode ser que incêndios acidentais continuem a ocorrer. Por conseguinte, e improvável que as áreas cujo estrato arbustivo-arbóreo ainda não esteja descaracterizado permanecerão protegidas contra o aumento da degradação a médio ou longo-prazo. O cenário mais pessimista para o fragmento, sem que quaisquer medidas sejam aplicadas, é a conversão das áreas de cerrado *sensu stricto* em campos dominados por espécies exóticas com espécies lenhosas em baixa densidade. Por outro lado, uma fiscalização mais rígida, visando à redução da frequência de incêndio, aliada ao manejo das espécies invasoras e à introdução de espécies nativas nas áreas mais degradadas, auxiliariam a manutenção da integridade da vegetação do fragmento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA-NETO, M; PRADO, P. I.; KUBOTA, U. BARIANI, J. M.; AGUIRRE, G.H.; Lewinsohn, T. M. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology*, v. 209, p. 109-122, 2010.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, v. 26, p. 32-46, 2001.
- BAIDER, C.; TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. The soil seed bank during Atlantic forest regeneration in southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v.61, n.1, p.35-44, 2001.
- BAKER, E. G. Some Aspects of the Natural History of seed banks. In: In: LECK, M. A, PARKER, V. T., SIMPSON, R. L. (Org..) *Ecology of Soil seed banks*. San Diego: Academic Press, 1989.
- BARBOSA, E. G., PIVELLO, V. G.; MEIRELLES, S. T. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 51, n.4, p. 825-831, 2008.
- BARROSO, G.M., MORIM, M.P., PEIXOTO, A.L.; ICHASO, C.L.F. *Frutos e sementes: morfologia aplicada à sistemática de dicotiledôneas*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1999.
- BEKKER, R. M.; BAKKER, J. P.; GRANDIN, U.; KALAMEES, R.; MILBERG, P.; POSCHOLD, P; THOMPSON, K; WILLEMS, J. H. Seed Size, Shape and Vertical Distribution in the Soil: Indicators of Seed Longevity. *Functional Ecology*, v. 12, n. 5, p. 834-842, 1998.
- BOND, W. J.; KEELEY, J. E. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 20, p. 387-394, 2005.

- BOSSUYT, B. & HONNAY, O. Can the seed bank be used for ecological restoration? An overview of seed bank characteristics in European communities. *Journal of Vegetation Science*, v.19, p. 875-884, 2008.
- BROOKS, M. L.; D'ANTONIO, C. M.; RICHARDSON, D. M.; GRACE, J. B., KEELEY, J. E.; DITOMASO, J. M.; HOBBS, R. J., PELLANT, M., PYKE, D. Effects of Invasive Alien Plants on Fire regimes. *Bioscience*, v. 54, p. 677-688, 2004
- BROOKS, K. J.; SETTERFIELD, S. A.; DOUGLAS, M. M. Exotic Grass Invasions: Applying a Conceptual Framework to the Dynamic of Degradation and Restoration in Australia's Tropical Savannas. *Restoration Ecology*, v. 18, n. 2, p. 188-197, 2010.
- CHAMBERS, J. C.; MACMAHON, J. A. A Day in the life of a seed: Movements and Fates of Seeds and Their Implication for Natural and Managed Systems. *Annual Review of Ecology and Systematic*, v. 25, p. 263-92, 1994.
- CHEE-SANFORD, J. C., WILLIAMS, M. M. DAVIS, A. S.; SIMS, G. K. Do microorganisms influence seed-bank dynamics? *Weed Science*, v. 54, n. 3, p. 575-587, 2006.
- COX, R. D.; ALLEN, E. B. Composition of soil seed banks in southern California coastal sage scrub and adjacent exotic grassland. *Plant Ecology*, v. 198, 37-46, 2008.
- COUTINHO, L. M. O conceito de Cerrado. *Revista Brasileira de Botânica*, v.1, n. 1, p. 17-23, 1978.
- COUTINHO L.M. Ecological effects of fire in Brazilian cerrado. In: HUNTLEY, B.J. & WALKER, B.H. (Org.) *Ecology of Tropical Savannas*. Springer-Verlag, Berlin. 1982.
- CSONTOS, P; TAMÁS, J. Comparisons of soil seed bank classification systems. *Seed Science Research*, v. 13, p. 101–111, 2003.

- D'ANTONIO, C. M. D.; VITOUSECK, P. M. Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 23, p. 63-87, 1992.
- DALLING, J. W.; SWAINE, M. D.; GARWOOD, N. C. Effect of soil depth on seedling emergence in tropical soil seed bank investigations. *Functional Ecology*, v. 9, p. 119 – 121, 1994.
- DALLING, J. W.; SWAINE, M. D.; GARWOOD, N. C. Dispersal Patterns and Seed Bank Dynamics of Pioneer Trees in Moist Tropical Forest. *Ecology*, v. 79, n. 2, p. 564-578, 1998.
- DURIGAN, G.; SIQUEIRA, M. F.; FRANCO, F. A. D. C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola*, v. 64, n 4, 2007.
- ELLISON, A. M.; DENSLOW, J. S.; LOISELLE, B. A.; Brenés, D. M. Seed and Seedling Ecology of Neotropical Melastomataceae. *Ecology*, v. 74, p. 1733-1749, 1993.
- FENNER, M. Ecology of seed banks. In: KIGEL, J., GALILI, G. (Org.). *Seed development and germination*. New York: Marcel Dekker, 1995.
- GARCÍA-NÚÑEZ, C; AZÓCAR, A. Ecología de la regeneración de árboles de la sabana. *Ecotropicos*, v. 17, p. 1-24, 2004.
- GARWOOD, N. C. Tropical Soil Seed Banks: A Review. In: LECK, M. A, PARKER, V. T., SIMPSON, R. L. (Org.) *Ecology of Soil seed banks*. San Diego: Academic Press, 1989.
- GASHAW, M; MICHELSEN, A; JENSEN, M.; FRIIS, I. Soil seed bank dynamics of fire prone wooded grassland and dry forest ecosystems in Ethiopia. *Nordic Journal of Botany*, v. 22, n.1., p. 5-17, 2002.

- GHORBANI, J. A., LE DUC M.G., MCALLISTER H.A., PAKEMAN, R.J., MARRS, R.H. Effects of the litter layer of *Pteridium aquilinum* on seed banks under experimental restoration. *Applied Vegetation Science*, v. 9, p. 127-136, 2006.
- GIORIA, M., OSBORNE, B., 2009. Assessing the impact of plant invasions on soil seed bank communities: use of univariate statistical approaches. *Journal of Vegetation Science* 20: 547-556.
- GIORIA, M. & OSBORNE, B. 2009. The impact of *Gunnera tinctoria* (Molina) Mirbel invasions on soil seed bank communities. *Journal of Plant Ecology* 2 (3): 153-167.
- GIORIA, M., OSBORNE, B., 2010. Similarities in the impact of three large invasive plant species on soil seed bank communities. *Biological Invasions* 12: 1671-1683.
- GOTTSBERGER, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, I. *Life in the cerrado: a South American tropical seasonal vegetation*. Vol. 1. Origin, structure, dynamics and plant use. Reta Verlag, Ulm. 2006.
- GRIME, J.P. *Plant Strategies, Vegetation Process and Ecosystem Properties*. England: Ed. John Wiley & Sons, 2ed, 2002.
- GROSS, L. L. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. *Journal of Ecology*, v. 78, p. 1079-1083, 1990.
- HARPER, J.L. *Population biology of plants*. New York: Academic Press, 1977.
- HOFFMANN, W. A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. *Journal of Applied Ecology* 35: 422-433.
- HOFFMANN, W. A.; LUCATELLI, V. M. P. C.; SILVA, F. J.; AZEVEDO, I. N. C.; MARINHO, M. S. et al Impacto f the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversisty and Distributions*, v. 10, p. 99-103, 2004.

- HOFFMANN, W. A.; HARIDASSAN, M. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecology*, v. 33, p. 29-36, 2008.
- IKEDA, F. S.; DANIELLE MITJA, D.; LOURIVAL VILELA, L.; SILVA, J. C. S. Banco de sementes em cerrado sensu stricto sob queimada e sistemas de cultivo. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.43, n.6, p.667-673, 2008
- KEELEY, E. J. Role of Fire in Seed Germination of Woody Taxa in California Chaparral *Ecology*, v. 68, n. 2, p. 434-443, 1987.
- JOHNSON, T. A. Smoke as a germination cue. *Plant Species Biology*, v. 15, p.167–178, 2000.
- LENZ, T. I.; FACELLI, J. M. The role of seed limitation and resource availability in the recruitment of native perennial grasses and exotics in a South Australian grassland. *Austral Ecology*, v. 30, p. 684-694, 2005.
- LORANDI, R. *Caracterização dos solos das áreas urbana e suburbana de São Carlos (SP) e suas aplicações*. Piracicaba: ESALQ, 1985. 180 p. Tese de Doutorado
- LORTIE, C. J.; MUNSHAW, M.; DITOMASO, J.; HIERRO, J. L. The small-scale spatiotemporal pattern of seedbank and the vegetation of a highly invasive weed, *Centaurea solstitialis*: strength in numbers. *Oikos*, v. 119, p. 428-436, 2010.
- LUDWIG, J.A.; REYNOLDS, J. F. *Statistical ecology: a primer of methods and computing*. New York: Wiley Press, 1988.
- MANLY, B. F. J. *Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology*. Florida: Chapman & Hall/CRC, 2 ed., 2006.
- MAREN, I. E. & VANDVIK, V. Fire and regeneration: the role of seed banks in the dynamic of northern heathlands. *Journal of Vegetation Science*, v. 20, p. 871–888, 2009.

- MIYANISHI, K; KELLMAN, M. The Role of Fire in Recruitment of Two Neotropical Savanna Shrubs, *Miconia albicans* and *Clidemia sericea*. *Biotropica*, v. 18, n. 3, p. 224-230, 1986.
- MYERS, N, MITTERMEIER R. A.; MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B.; JENNIFER, K. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, n. 24, p. 853-858, 2000.
- MOREIRA, A. G. Effects of Fire Protection on Savanna Structure in Central Brazil
Journal of Biogeography, v. 27, n. 4. p. 1021-1029, 2000
- OLIVEIRA, F. F.; BATALHA, M. A. Lognormal abundance distribution of woody species in a cerrado fragment (São Carlos, southeastern Brazil). *Revista Brasileira de Botânica*, v.28, n.1, p. 39-45, jan.-mar, 2005.
- PARKER, V. T. SIMPSON, R. L.; LECK, M. A. 1989, Pattern and Process in the Dynamics of Seed Banks. In: LECK, M. A, PARKER, V. T., SIMPSON, R. L. (Org..) *Ecology of Soil seed banks*. San Diego: Academic Press.
- PARKER, V. T; KELLY, V. R. 1989. Seed Banks in California Chaparral and Other Mediterranean Climate Shrublands. In: LECK, M. A, PARKER, V. T., SIMPSON, R. L. (Org..) *Ecology of Soil seed banks*. San Diego: Academic Press,
- PAUCHARD, A; GARCÍA, R. A; PEÑA, E; GONZALÉZ, C; CAVIERES, L. A.; BUSTAMANTE, R. O. Positive feedbacks between plant invasions and fire regimes: *Teline monspessulana* (L.) K. Kock (Fabaceae) in central Chile. *Biological Invasions*, v. 10, p. 547-553, 2008.
- PEREIRA-DINIZ, S. G. & RANAL, M. A. Germinable soil seed bank of a gallery forest in Brazilian Cerrado. *Plant Ecology*, v. 183, p. 337–348, 2006.

- PEREZ, E. M.; SANTIAGO, E. T. Dinamica Estacional del Banco de Semillas en una Sabana en los Llanos Centro-Orientales de Venezuela. *Biotropica*, v. 33, n. 3, p. 435-446, 2001.
- PIERCE, S.M. & COWLING, R.M. Dynamics of soil-stored seed banks of shrubs in fire-prone Fynbos. *Journal of Ecology*, v.79, p. 731-747, 1991.
- PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, v. 8, p. 1281–1294, 1999.a
- PIVELLO, V. R. ; CARVALHO, V. M. C., LOPES; P. F., PECCININI, A. A.; ROSSO S. Abundance and Distribution of Native and Alien Grasses in a “Cerrado” (Brazilian Savanna) Biological Reserve. *Biotropica*, v. 31, n. 1, p. 71-82, 1999.b
- PYKE, D. A.; BROOKS, M. L.; D’ANTONIO, C. Fire as a Restoration Tool: A Decision Framework for Predicting the Control or Enhancement of Plants Using Fire. *Restoration Ecology*, v.18, n. 3, p. 274–284, 2010.
- REES, M. Evolutionary Ecology of Seed Dormancy and Seed Size. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, v. 351, 1996.
- RICE, K. J. Impacts of Seed Banks on Grassland Community Structure and Population Dynamics. In: LECK, M. A, PARKER, V. T., SIMPSON, R. L. (Org.) *Ecology of Soil seed banks*. San Diego: Academic Press, 1989.
- ROBERTS, H. A. Seed banks in soil. *Advances in Applied Biology*, v. 6, n. 1, p. 1-55, 1981.
- SÃO PAULO Centro integrado de informações agrometeorológicas. In: <http://www.ciiagro.sp.gov.br/ciiagroonline>. 2009.
- SILVERTOWN, J.; FRANCO, M.; HARPER, J.L. *Plant life histories*. Cambridge: The Royal Society, 1997 .

- SIMPSON, R. L.; LECK, M. A.; PARKER, V. T. Seed banks: general Concepts and Methodological Issues. In: LECK, M. A, PARKER, V. T., SIMPSON, R. L. (Org.) *Ecology of Soil seed banks*. San Diego: Academic Press, 1989.
- SOARES, J. J., SOUZA , M. H. A. O.; LIMA , M. I. S. Twenty years of post-fire succession in a “Cerrado”, São Carlos, SP, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 66, n.2, p. 587-602, 2006.
- STACHOWICZ, J.J.; TILMAN, D. Species Invasions and the Relationships between species diversity, community saturation and Ecosystem Functioning. In: *Species Invasions: insights into ecology, evolution and biogeography*. Massachusetts: Sinauer, 2005, 495p.
- STUR, W. W.; HUMPHREYS, L. R. Defoliation and burning effects on the tillering of *Brachiaria decumbens*, *Journal of Applied Ecology*, v. 25, n.1, p. 273-277, 1988.
- SUN, D.; DICKINSON, G. R. The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct-seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. *Biotropica*, v. 28, n. 2, p. 272-276, 1996.
- TER HEERDT, G. N. J.; SCHUTTER, A; BAKKER, J. P. The effect of water supling on seed-bank analysis using the seedling-emergence method. *Funtional Ecology*, v.13, p. 428-430, 1999.
- THANOS, A; RUNDEL, P. W. Fire-Followers in Chaparral: Nitrogenous Compounds Trigger Seed Germination. *Journal of Ecology*, v. 83, n. 2, p. 207-216, 1995.
- THOMAS, P. B.; MORRIS, E. C.; AULD, T. D.; HAIGH, A. M. The interaction of temperature, water availability and fire cues regulates seed germination in a fire-prone landscape. *Oecologia*, v. 162, p. 293–302, 2010.
- TOLENTINO, M. Estudo critico sobre o clima da região de São Carlos. São Paulo: Imprensa Oficial, 2007, 80p.

- THOMPSON, K.; GRIME, J. P. Seasonal variation in the seed banks of herbaceous species in ten contrasting habitats. *Journal of Ecology*, v. 67, p. 893-921, 1979.
- THOMPSON, K. 1987. Seeds and seed banks. *New Phytologist* 106: 23-34.
- THOMPSON, K.; CERIANI, R. M.; BAKKER, J. P.; BEKKER, R. M. Are seed dormancy and persistence in soil related? *Seed Science Research*, v. 13, p. 97–100, 2003.
- VAN DER VALK, A. G.; PEDERSON, L.P. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In: Leck, M. A, Parker, V. T., Simpson, R. L. (Org.) *Ecology of Soil seed banks*. San Diego: Academic Press, p. 329-344, 1989.
- VAN STADEN, J.; NEVILLE A. C. BROWN, N. A. C.; ANNA K. JÄGER, A. K. Smoke as a germination cue. *Plant Species Biology*, v. 15, p. 167–178, 2000.
- VAZQUEZ-YANES, C. A. OROZCO-SEGOVIA, A.,. Patterns of Seed Longevity and Germination in the Tropical Rainforest. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 24, p. 69-87, 1993
- VIEIRA, F. D., CARVALHO, D. 2009. Maturação e morfometria dos frutos de *Miconia albicans* Triana (Melastomataceae) em um remanescente de Floresta Estacional Semidecídua Montana em Lavras, MG. *Revista Árvore*, v. 33, n. 6, p. 1015-1023.
- WHELAN, J. The ecology of fire. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.
- WILLIAMS, D. G.; BARUCH, Z. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions*, v. 2, p. 123-140, 2000.
- WILLIAMS, P. R; CONGDON, R. A.; GRICE, A. C; CLARKE, P. J. Germinable soil seed banks in a tropical savanna: seasonal dynamics and effects of fire. *Austral Ecology*, v. 30, p. 79–90. 2005.

WITKOWSKI, E. T. F., GARNER, R. D. Spatial distribution of soil seed banks of three African savanna woody species at two contrasting sites. *Plant Ecology*, v. 149, p. 91-106, 2000.

WRIGHT, B. R.; CLARKE, P. J. Fire, aridity and seed banks. What does seed bank composition reveal about community processes in fire-prone desert? *Journal of Vegetation Science*, v. 20, p.663-674, 2009.