



Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical
Programa de Pós-Graduação em Botânica

Tese de Doutorado

Invasão do campo cerrado por braquiária (*Urochloa decumbens*): perdas de diversidade e técnicas de restauração

Geissianny Bessão de Assis

Rio de Janeiro

2017



Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro
Escola Nacional de Botânica Tropical
Programa de Pós-Graduação em Botânica

Invasão do campo cerrado por braquiária (*Urochloa decumbens*): perdas de diversidade e técnicas de restauração

Geissianny Bessão de Assis

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Botânica, Escola Nacional de Botânica Tropical, do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de Doutor em Botânica.

Orientadoras:

Dra. Marinez Ferreira de Siqueira

Dra. Giselda Durigan

Rio de Janeiro

2017

Invasão do campo cerrado por braquiária (*Urochloa decumbens*):
perdas de diversidade e técnicas de restauração

Geissianny Bessão de Assis

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da Escola Nacional de Botânica Tropical, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro - JBRJ, como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor.

Aprovada por:

Prof. Dra. Marinez Ferreira de Siqueira (Orientador) _____

Prof. Dra. Vânia Regina Pivello _____

Prof. Dr. Daniel Luis Mascia Vieira _____

Prof. Dr. Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero _____

Prof. Dr. Antônio Carlos Silva de Andrade _____

em 20/02/2017.

Rio de Janeiro
2017

A848i Assis, Geissianny Bessão de.
Invasão do campo cerrado por braquiária (*Urochloa decumbens*):
perdas de diversidade e técnicas de restauração / Geissianny Bessão
de Assis. – Rio de Janeiro, 2017.
xiv, 132 f. : il. ; 28 cm.

Tese (doutorado) – Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio
de Janeiro / Escola Nacional de Botânica Tropical, 2017.

Orientadoras: Marinez Ferreira de Siqueira; Giselda Durigan.

Bibliografia.

1. Restauração ecológica. 2. Espécies invasoras. 3. Plantas
exóticas. 4. Fogo. 5. *Urochloa decumbens*. 6. Cerrado. 7. Estação
Ecológica Santa Bárbara (SP). I. Título. II. Escola Nacional de Botânica
Tropical.

CDD 333.9516098161



Espécies e paisagens na Estação Ecológica de Santa Bárbara: *Gomphrena macrocephala*, *Calea triantha*, *Leptostelma maximum*, *Evolvulus pterocaulon*, *Jacaranda decurrens*, *Madevilla illustris* no cerrado típico, visão geral do campo cerrado, campo cerrado pós-fogo.

“(...) espécies exóticas de gramíneas – sobretudo as de origem africana, como o capim-gordura, o capim jaraguá, a braquiária – estão invadindo unidades de conservação e substituindo rapidamente as espécies nativas do seu riquíssimo estrato herbáceo-subarbustivo [do Cerrado]. Dentro de alguns anos, ou décadas que sejam, tais unidades se transformarão em verdadeiros pastos de gordura, jaraguá ou braquiária e terão perdido, assim, toda a sua enorme riqueza de espécies de outrora.”
(L.M. Coutinho 2000)

“Os remanescentes de cerrado também são prejudicados por mudanças no histórico regime de incêndio que causam perdas de biodiversidade, mudanças nos processos ecológicos e prejuízo dos serviços ecossistêmicos [...] pondo em risco uma enorme proporção da biodiversidade global.”
(G. Durigan e J.A. Rather 2016)

Agradecimentos

Um caminho se faz ao caminhar. E pela graça de Deus, no meu caminho sempre contei com pessoas maravilhosas que fizeram a diferença em minha vida.

Agradeço, primeiramente a Dra. Giselda Durigan por me orientar, compartilhar seus ensinamentos, amizade, sua visão ecológica, paixão pela ciência e pelo Cerrado. Se enumerasse os agradecimentos não caberiam em apenas um parágrafo, mas sim em algumas páginas inteiras de gratidão.

Agradeço a Dra. Marinez Ferreira de Siqueira por me abrir as portas do doutorado, pela predisposição em auxiliar em tudo que precisei, por ter aceitado me orientar e ter recebido meu projeto de braços abertos, confiando no trabalho.

Ao Dr. Luiz Fernando Duarte de Moraes pelas contribuições na avaliação da tese em Seminários II e ao Dr. Jerônimo Boelsums Barreto Sansevero e Pablo José Francisco Pena Rodrigues pela participação na banca de qualificação do doutorado.

Agradeço ao Dr. Daniel Luis Mascia Vieira por realizar a avaliação prévia da tese e aos professores que aceitaram o convite para participar da banca avaliadora: Dra. Vânia Regina Pivello, Dr. Daniel Luis Mascia Vieira, Dr. Jerônimo B. B. Sansevero e Dr. Antônio Carlos Silva de Andrade, e aos professores suplentes, Dr. Luis Roberto Zamith e Dra. Dorothy Sue Dunn de Araújo.

À Dra. Rafaela Forzza, pela bolsa no projeto Reflora, onde pude compreender ainda mais a importância do trabalho dos botânicos, o universo das coletas e dos herbários. Agradeço ainda aos amigos Silvana, Mono, João e muitos outros da equipe Reflora.

À Escola Nacional de Botânica Tropical, aos funcionários da Dipeq, em especial à Hevelise Pelegrino da secretaria de pós-graduação, por auxiliar os alunos de forma tão prestativa.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Capes, pela bolsa de doutorado e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – Fapesp, pelo auxílio à pesquisa (Processo 2013/24760-4).

A todos os pesquisadores e botânicos que ajudaram na identificação das espécies: Giselda Durigan, Natashi Pilon, Fiorella Mazine (Myrtaceae), Benoit Loeuille (Asteraceae), Hilda Longhi Wagner (Poaceae) e muitos outros.

Ao apoio logístico fundamental do Instituto Florestal, aos funcionários tanto da Floresta Estadual de Assis quanto da Estação Ecológica de Santa Bárbara que contribuíram para execução desta pesquisa. Em especial, gostaria de agradecer pela valiosa ajuda (e bom humor) dos funcionários Edison Adriano Berto e Édson Damasceno (Alemão), além do Sr. Nelson, José Zildo e Adão.

À chefe de seção da Estação Ecológica de Santa Bárbara, Marli Maria Cardoso e aos funcionários Carlos Roberto da Silva e Marcos Antônio Soler que sempre nos atenderam, facilitando a execução da pesquisa. À todos os demais funcionários que estiveram presentes na instalação do experimento, sem os quais não conseguiríamos aplicar a queima controlada e fazer a manutenção do experimento de erradicação da braquiária: Antônio Cirino, José Benedito, José Rodrigues do Prado Filho, Ailton Luiz Martins, Milton Martins, Moacir de Oliveira, Moisés Cândido Pedro, Renato Malícia, Waldenir Malícia e a quem mais esteve presente em alguma etapa e eu possa ter me esquecido agradecer.

Às amigas Andrea Sanchez e Luana Mauad pelo apoio, conversas, trocas de ‘ansiedades’, pouso e tudo mais que precisei no Rio.

À Natashi Pilon, pela amizade, entusiasmo, incentivo e ajuda sem medida em todos os momentos do doutorado. Aos demais queridos amigos do caminho de doutorado, integrantes ou agregados do laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal: Eliane Honda, Antônio Carlos Galvão de Melo, Éliton R. Silveira, Flaviana M. Souza, Mário Cava, Márcio Suganuma, Augusto H. de Medonça e Keila D. Laste. Que a nossa amizade e parceria persistam!

À minha família por todo apoio que sempre me deram, minha mãe Angela, minha irmã Vivianny e meu irmão Maurício. Ao meu pai Maurício pelo apoio e discussões sobre a difícil tarefa de erradicar braquiária! Agradeço ainda, ao Murilo, pelo amor, paciência, companheirismo e por cada palavra de incentivo e motivação.

Muito obrigada!

Sumário

Resumo	XI
Introdução Geral	15
Invasão por gramíneas exóticas	17
Técnicas de controle da invasão e restauração ecológica em ecossistemas invadidos	18
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster (Poaceae).....	23
Área de estudo	23
Referências bibliográficas	26
Capítulo 1 - Impacto da invasão por <i>Urochloa decumbens</i> sobre a estrutura e a riqueza do campo cerrado e fatores condicionantes	33
Resumo	33
Introdução.....	34
Material e Métodos.....	36
Localização da área de estudo	36
Delineamento experimental	37
Amostragem da vegetação	39
Variáveis abióticas	40
Experimento de semeadura de gramíneas nativas	41
Análise dos dados	43
Resultados.....	44
Impacto da invasão por <i>Urochloa decumbens</i> sobre as variáveis de microclima	48
Germinação de gramíneas nativas em áreas invadidas e não invadidas	51
Discussão.....	52
Impactos da invasão sobre a riqueza e estrutura da comunidade vegetal	52
Efeitos da invasão sobre variáveis microclimáticas	54
Germinação de sementes em áreas invadidas e não invadidas	56
Referências bibliográficas	59
Capítulo 2 - Caracterização do mecanismo de invasão do campo cerrado por <i>Urochloa decumbens</i>	65
Resumo	65
Introdução.....	66
Métodos	68
Área de estudo	68
Desenho experimental.....	69

Coleta de dados	69
Análise de dados	70
Resultados.....	70
Discussão.....	72
Implicações para manejo	75
Referências	77
Capítulo 3 - Avaliação ecológica e econômica de diferentes técnicas de controle da invasão por <i>Urochloa decumbens</i> em campo cerrado.....	82
Resumo	82
Introdução.....	83
Material e Métodos.....	86
Área de estudo	87
Delineamento experimental	88
Aplicação dos tratamentos	89
Coleta de dados	92
Monitoramento do banco de sementes.....	93
Análise de dados	95
Resultados.....	96
Eficácia dos tratamentos no controle da invasão	96
Avaliação ecológica dos tratamentos.....	97
Efeito dos tratamentos sobre o banco de sementes.....	104
Partição dos mecanismos da resiliência.....	105
Avaliação econômica dos tratamentos.....	106
Discussão.....	107
Impacto dos tratamentos sobre a vegetação nativa e sobre a gramínea invasora	108
Referências	114
Implicações para conservação e restauração do Cerrado	120
Apêndice 1	124
Apêndice 2.....	127

Lista de Figuras

Introdução Geral

Figura 1. Visão geral do campo cerrado (esquerda) e de áreas invadidas por *Urochloa decumbens* (direita) na Estação Ecológica de Santa Bárbara, Águas de Santa Bárbara, SP.....24

Figura 2. Localização da Estação Ecológica de Santa Bárbara, município de Águas de Santa Bárbara, SP. Círculos vermelhos correspondem às parcelas amostrais dos estudos ecológicos do impacto da invasão (Capítulo 1). Círculos verdes correspondem às parcelas do experimento de erradicação da gramínea invasora *Urochloa decumbens* (Capítulo 2).....26

Capítulo 1

Figura 1. Mancha de invasão por *Urochloa decumbens* em áreas de campo cerrado, utilizada como parcela invadida. A estaca azul demarca o centro da parcela.....38

Figura 2. Representação esquemática de um bloco composto por quatro pares de parcelas invadidas e não invadidas por *Urochloa decumbens* (braquiária) em áreas de campo cerrado na Estação Ecológica Santa Bárbara, Águas de Santa Bárbara-SP.....38

Figura 3. Ilustração do aparato de proteção para os termohigrômetros digitais (foto à esquerda, com detalhe da fixação do aparelho no pvc). Coleta de dados de luz (radiação fotossinteticamente ativa - PAR) (foto à direita) em parcelas de campo cerrado41

Figura 4. (A) Riqueza de espécies em 1 m² e (B) Densidade de plantas no campo cerrado invadido (I) e não-invadido (NI) por *Urochloa decumbens* (Boxplot mediana ± D.P.).....45

Figura 5. Densidade (indivíduos m⁻²) para diferentes formas de vida (árvores, arbustos, subarbustos e ervas) e por classes de altura (até 50 cm de altura ou acima deste limite) (média ± desvio padrão) em parcelas invadidas e não-invadidas por *Urochloa decumbens*. (*P < 0.05; **P < 0.01).....46

Figura 6. Riqueza absoluta para diferentes formas de vida (ervas, gramíneas nativas, subarbustos, arbustos e árvores) em 20 parcelas invadidas e 20 parcelas não-invadidas por *Urochloa decumbens* (parcelas de 2m x 2m).....46

Figura 7. Cobertura (%) por gramíneas nativas (A), subarbustos (B) e ervas (C) em 1 m² no campo cerrado invadido (I) e não-invadido (NI) por *Urochloa decumbens* (Boxplot mediana ± D.P.).....47

Figura 8. Relação entre a cobertura de plantas não graminóides com altura inferior a 50 cm e a porcentagem de cobertura do terreno pela gramínea exótica *U. decumbens* (Regressão linear, R² = 0,64; F = 32,14; p < 0,001).....48

Figura 9. Relação entre a cobertura do terreno por gramíneas nativas (%) e a cobertura pela gramínea exótica *U. decumbens* (%) (Modelo exponencial em vermelho: R² = 0,55; p < 0,001; Modelo linear em azul: R² = 0,49; F = 17,83, p < 0,001).....48

Figura 10. Luz disponível (μmol m⁻²s⁻¹) ao nível do solo em parcelas invadidas e não-invadidas por *Urochloa decumbens* (Wilcoxon teste U; p < 0,0001) na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP.....49

Capítulo 2

Figura 1. Esquema da medição da expansão das manchas de braquiária. Os pontos vermelhos representam o raio inicial em cada ponto do perímetro e os pontos verdes representam o raio ao final do período de observações. A diferença entre os dois raios (d) é a extensão do avanço da mancha de invasão durante o período de observações.....70

Figura 2. Distribuição das frequências de acordo com a expansão da invasão em cada ponto (vergalhão) que delimitava o perímetro das manchas de *Urochloa decumbens*. Valores expressos em metros (m), observações realizadas no período de dois anos (n = 142 pontos).....71

Figura 3. Cobertura de *Urochloa decumbens* (%) em vinte parcelas invadidas e vinte parcelas não-invadidas em 2014 e em 2015, quando passaram a ser invadidas na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP (Parcelas Invadidas: $t = -2,3$; $P = 0,02$; Parcelas Não-invadidas: $t = -2,1$; $P = 0,05$).....71

Figura 4. Representação esquemática do processo de invasão do campo cerrado por *Urochloa decumbens*: (a) a partir de uma fonte de invasão (usualmente uma frente ao longo de uma estrada ou aceiro), inicia-se o processo de colonização por chuva de sementes, dando início a pequenas manchas satélites. (b) Cada mancha satélite passa a colonizar as áreas ao seu redor por chuva de sementes. (c) A coalescência das manchas menores faz expandir a área invadida até que (d) a gramínea invasora coloniza toda a área.....72

Capítulo 3

Figura 1. Cobertura do solo (%) por *Urochloa decumbens* antes da aplicação dos tratamentos (em cinza) e após dois anos (em branco). Tratamentos: Controle, campo cerrado com invasão (Cont); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref).....97

Figura 2. Densidade de indivíduos (ha^{-1}) e Riqueza em cada tratamento por período de amostragem: pré-tratamentos (Junho/2013), 1 mês após a primeira aplicação dos tratamentos (setembro/2013), um ano (maio/2014) e dois anos (maio/2015). Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont); Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de glifosato (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC). rANOVA: Densidade (Tratamentos: $F = 12,9$; $p < 0,001$; Tratamento*Tempo: $F = 9,4$; $P < 0,001$; Tempo: $F = 185,7$; $P < 0,001$); Riqueza (Tratamentos: $F = 33,02$; $P < 0,001$; Tratamento*Tempo: $F = 16,3$; $P < 0,001$; Tempo: $F = 175,6$; $p < 0,001$).....98

Figura 3. Riqueza de espécies total e separadamente por forma de vida: gramíneas nativas, subarbustos e ervas, arbustos e árvores nas parcelas submetidas aos diferentes tratamentos. Tratamentos: Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos (TukeyHSD, $p < 0,05$).100

Figura 4. Densidade (indivíduos ha^{-1}) divididos em: (a) subarbustos e ervas; (b) arbustos e árvores. Tratamentos: Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida

(FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont). Letras minúsculas indicam diferenças significativas e a ausência de letras indica que não há diferença entre os tratamentos (TukeyHSD, $p < 0.05$).....101

Figura 5. Cobertura (%) por gramíneas nativas, subarbustos e ervas, arbustos e árvores e porcentagem de solo nu (sem cobertura) nas parcelas submetidas aos diferentes tratamentos. Tratamentos: Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos (TukeyHSD, $p < 0.05$).....103

Figura 6. Número de sementes de *Urochloa decumbens* germinadas (m^2) (a), número de sementes de espécies nativas germinadas (m^2) (b) e riqueza de espécies na germinação (c), a partir do banco de sementes, coletado entre 0 e 5 cm de profundidade, um mês (setembro de 2013) e um ano (outubro de 2014) após a aplicação dos tratamentos. Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont); aplicação de fogo (F); aplicação de fogo e herbicida glifosato (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref). O banco de sementes do tratamento FC foi coletado apenas em 2014.....105

Figura 7. Proporção de espécies (A) e de indivíduos (B) sobreviventes (reamostrados após dez meses), oriundos de rebrota ou de sementes no conjunto de parcelas submetidas a cada um dos diferentes tratamentos. Tratamentos: Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont).....106

Lista de Tabelas

Capítulo 1

Tabela 1. Máxima, mínima, e amplitude de variação da temperatura do solo, temperatura e umidade relativa do ar obtidos ao nível do solo em parcelas invadidas (I) e não-invadidas (NI) por *Urochloa decumbens*, em duas estações do ano, chuvosa e seca. *P*-valores abaixo de 0,05 estão destacados em negrito (Teste não-paramétrico de Wilcoxon).....**50**

Tabela 2. Fatores que influenciam a cobertura de gramíneas nativas, a densidade de subarbustos e ervas e a riqueza de espécies em parcelas invadidas (I) e não-invadidas (NI) por *Urochloa decumbens* na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP (GLM, variáveis selecionadas por AIC).....**51**

Tabela 3. Porcentagem de germinação de gramíneas nativas utilizadas nos experimentos de semeadura instalados em condições de viveiro e em parcelas invadidas (I) e não invadidas (NI) por *Urochloa decumbens* em áreas de campo cerrado na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP (média \pm erro padrão).....**52**

Capítulo 3

Tabela 1. Cronograma das intervenções de manejo e coleta de dados realizadas em cada um dos tratamentos de controle da invasão por *Urochloa decumbens*, na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP. Tratamentos: aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (Haloxifope-R Éster Metílico) (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont); Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref).....**91**

Tabela 2. Custo total (R\$ ha⁻¹) de cada tratamento de controle da invasão por *Urochloa decumbens* após dois anos de manejo.....**107**

Resumo

A invasão das fisionomias campestres e savânicas do Cerrado por gramíneas exóticas tem sido observada em todo o Brasil e é um dos maiores desafios para a conservação e restauração desses ecossistemas. Os processos ecológicos relacionados com a invasão pela braquiária ainda são pouco compreendidos e isso dificulta as ações de manejo e conservação. Com esta pesquisa, tivemos o objetivo de caracterizar os fatores e processos envolvidos nas perdas em diversidade decorrentes da invasão por braquiária (*Urochloa decumbens* (Stapf) R.D. Webster) em áreas de campo cerrado, avaliar a velocidade com que a espécie se propaga sobre a vegetação nativa e testar técnicas para o controle da invasão que sejam viáveis ecológica e economicamente. O estudo foi realizado na Estação Ecológica Santa Bárbara, município de Águas de Santa Bárbara, SP. Para avaliar as perdas em diversidade, comparamos as variáveis riqueza, densidade e cobertura do terreno por diferentes componentes da vegetação (plantas lenhosas, herbáceas não-graminóides, gramíneas nativas e exóticas) em parcelas invadidas e não-invadidas. Para esta comparação, amostramos 20 pares de parcelas de 2,0 m x 2,0 m, cada par formado por uma parcela invadida e outra não-invadida, distribuídas em cinco setores da Estação Ecológica. Como possíveis fatores relacionados com as perdas investigamos as variáveis abióticas como a temperatura e umidade relativa do ar e a radiação fotossinteticamente ativa, tomadas próximo a superfície do solo em todas as parcelas. O experimento para erradicação da braquiária foi instalado em área com invasão em faixa contínua. Testamos seis tratamentos (com cinco repetições cada), correspondendo a diferentes técnicas de manejo, incluindo o uso de queimada prescrita, herbicida, capina manual e a combinação destes tratamentos. A queima prescrita foi aplicada apenas uma vez e as demais técnicas (capina e herbicida) foram reaplicadas de 3 a 5 vezes com média de 4 meses entre operações. Realizamos a amostragem da comunidade vegetal antes da aplicação dos tratamentos, e monitoramos por dois anos. Avaliamos comparativamente as técnicas pelos seus custos e pela recuperação da riqueza e estrutura da comunidade vegetal. Com a comparação das parcelas pareadas, evidenciamos a relação direta entre a presença de *U. decumbens*, a perda de espécies e as mudanças na comunidade vegetal. As duas comunidades amostradas em pares de parcelas, invadidas e não invadidas, diferiram em riqueza e em densidade de plantas. O impacto da invasão foi maior sobre subarbustos, ervas e gramíneas nativas. A presença da gramínea invasora também provocou mudanças ambientais em fatores abióticos como a temperatura do solo e a luz disponível e reduziu a

germinação de espécies herbáceas. No experimento de manejo da invasão, os tratamentos com glifosato apresentaram maior viabilidade econômica, porém, exerceram grande impacto sobre as plantas nativas. Técnicas baseadas na capina foram as menos impactantes sobre a vegetação nativa, mas tiveram os maiores custos. O fogo associado com capina foi eficaz em reduzir o custo dessa técnica em 42%, além de reduzir o banco de sementes da gramínea invasora. A recolonização das áreas pelas espécies nativas após o controle da invasão ocorreu, principalmente, pela rebrota de espécies já presentes antes da aplicação dos tratamentos. Em ecossistemas savânicos como o campo cerrado, que apresentem vegetação nativa residual demonstrando resiliência, a restauração passiva é viável a partir do controle da gramínea invasora. Contudo, alguns grupos funcionais de espécies, principalmente as plantas herbáceas, não são recuperados em curto prazo.

Palavras-chave: restauração ecológica, invasões biológicas, fogo, Cerrado.

Abstract

Invasion by exotic grasses has been one of the major challenges for conservation and restoration of the Brazilian savanna. Ecological processes related to invasion by brachiaria (*Urochloa decumbens* (Stapf.) RD Webster) are still poorly understood and this hinders the actions of management and conservation. This research, aims to characterize the factors and processes involved in biodiversity losses after invasion by in areas of cerrado grassland and testing techniques to control the invasion which can be environmentally and economically viable for invasion control. The study was carried at the Santa Bárbara Ecological Station, Águas de Santa Bárbara town, São Paulo state. In order to evaluate losses in diversity, we compared the soil richness, density and cover variables by different vegetation components (woody and herbaceous plants, native and exotic grasses) in invaded and non-invaded plots. For this comparison, we sampled 20 pairs of 2.0 m x 2.0 m plots, each pair consisting of an invaded and one non-invaded plot, distributed in five sectors of the Ecological Station. As possible factors related to the losses, we investigated abiotic variables such as temperature, relative humidity and photosynthetically active radiation, taken near the soil surface in all plots. The experiment to eradicate the invasive grass was installed in an area with continuous range invasion. We tested six treatments (with five replicates), corresponding to different management techniques, including the use of prescribed burning, herbicide (glyphosate), hand weeding and the combination of these treatments. . Prescribed burning was applied just once and the other techniques were applied 3 to 5 times with a 4 months interval between operations All native plants were sampled before and 2 years after treatments. We evaluate the techniques by their costs and the recovery of the wealth and structure of the plant community. With the comparison of paired plots, we showed the direct relationship between the presence of *U. decumbens*, the loss of species and the changes in the plant community. Invaded and not invaded communities differed in richness and density of plants. The impact of the invasion was greater on native subshrubs, forbs and native grasses. The presence of the invasive grass also caused environmental changes in abiotic factors such as soil temperature and available light. In the invasion management experiment, glyphosate treatments showed greater economic viability, but had a great impact on native plants. Hand weeding with or without fire were provided the better results on native vegetation, but had the highest costs. The fire associated with weeding was effective in reducing the cost of this technique by 42%. The recolonization of the areas by the native species after the control of the invasion

occurred, mainly, by the regrowth of species already present before the application of the treatments. In savanna ecosystems such as cerrado, which present residual native vegetation showing resilience, passive restoration is viable from the control of the invasive grass. However, some functional groups of species, especially herbaceous plants, are not recovered in the short term.

Key words: ecological restoration, biological invasions, fire, Cerrado.

Introdução Geral

Savanas e formações campestres são globalmente distribuídas, promovem diversos serviços ecossistêmicos e são ricas em biodiversidade, com numerosos endemismos vegetais e animais (Bond & Parr, 2010, Parr *et al.* 2014). Muitas dessas formações são ecossistemas antigos, com longas histórias evolutivas, compostos por comunidades que necessitaram de séculos para se estruturar (Veldman *et al.* 2015). A diversidade de espécies nesses ecossistemas é mantida por distúrbios naturais tais como incêndios recorrentes, herbivoria ou por limitações edáficas. As espécies presentes evoluíram para sobreviver a essas condições, possuindo geralmente estruturas subterrâneas bem desenvolvidas e outras adaptações, que possibilitam rápida rebrota e proteção isolante contra o fogo (Bond & Midgley 2001, Simon *et al.* 2009, Dantas *et al.*, 2013, Pausas & Keeley 2014).

Embora esses ecossistemas detenham alta biodiversidade e forneçam diversos serviços ecossistêmicos, as fisionomias campestres e savânicas (*Tropical Grassy Biomes*, *sensu* Scholes & Archer 1997 e Par *et al.* 2014) poucas vezes são incluídas no discurso global para a conservação (Murphy *et al.* 2016). Essa percepção, no entanto, tem mudado nos últimos anos, na medida em que se intensificam o grau de degradação e a perda desses ecossistemas para diferentes usos da terra (Par *et al.* 2014, Overbeck *et al.* 2015). Entre as principais ameaças à conservação de TBGs, destacam-se a conversão para agricultura, pecuária de alta tecnologia, plantações florestais ou mineração, a introdução de espécies invasoras, a supressão de distúrbios naturais, a elevação do carbono atmosférico e a deposição de nitrogênio (Parr *et al.* 2014).

O fogo é distúrbio natural em ecossistemas savânicos (Bond 2005), sendo também um dos fatores ecológicos determinantes da composição e estrutura da vegetação do Cerrado (Eiten 1972, Coutinho 1990). A proteção contra o fogo no Cerrado e em savanas

de modo geral leva ao adensamento da vegetação lenhosa e à evolução das fisionomias abertas para formas mais fechadas (Pinheiro & Durigan 2009, Lehmann *et al.* 2011, Hoffmann *et al.* 2012, Stevens *et al.* 2016). A perda dessas fisionomias representa uma diminuição na heterogeneidade de habitats, perdas em biodiversidade (Coutinho 1990, Durigan & Ratter 2016) e mudanças no funcionamento do ecossistema (Jackson *et al.* 2005, Honda & Durigan 2016).

Entre as savanas de diferentes continentes, o Cerrado é a mais rica em diversidade de plantas (Klink & Machado 2005, Murphy *et al.* 2016), com grande número de endemismos (Myers *et al.* 2000, Silva & Bates 2002). Esses argumentos, no entanto, não eximiram os ecossistemas do Cerrado do rápido processo de redução de hábitat e fragmentação. Com as mais altas taxas de desmatamento em comparação com outros biomas no Brasil, o Cerrado é certamente o mais ameaçado pela conversão da terra nas últimas décadas (Beuchle *et al.* 2015). Apenas o reconhecimento da importância do Cerrado na regulação da disponibilidade hídrica superficial e subterrânea, serviço ecossistêmico de extrema relevância, já deveria ser o suficiente para justificar a necessidade de sua conservação (Durigan 2010). No entanto, o bioma apresenta apenas 8,2% de seu território protegidos na forma de unidades de conservação, dos quais 2,8% são unidades de proteção integral. Os demais remanescentes de Cerrado encontram-se dispersos em pequenos fragmentos isolados nas paisagens e muitas vezes alterados em sua composição, estrutura e processos (Pivello 2005, Durigan *et al.* 2007). Até o ano de 2002, aproximadamente 40% da área original do Cerrado já haviam sido totalmente modificados, dando lugar a usos como agricultura, silvicultura e, predominantemente, pastagens (Sano *et al.* 2010). As pastagens cultivadas, principalmente com braquiárias - *Urochloa* spp., formam a paisagem antropogênica dominante no Cerrado, ocupando mais de 25% deste bioma (Sano *et al.* 2008). Atualmente, as gramíneas de origem africana estão entre as

principais espécies invasoras, sendo também frequentes em unidades de conservação (Pivello *et al.* 1999b, Durigan *et al.* 2007, Sampaio e Schmidt 2013). Dessa forma, além das perdas diretas de indivíduos e de espécies devido à fragmentação, a qualidade dos ecossistemas remanescentes vem sendo ameaçada pela invasão por espécies exóticas.

Invasão por gramíneas exóticas

As gramíneas africanas foram introduzidas em diversos ecossistemas, onde são listadas entre as plantas invasoras de maior impacto (D'Antonio & Vitousek 1992, Foxcroft *et al.* 2010). A invasão biológica causada por gramíneas exóticas se configura como uma das principais ameaças à biodiversidade do Cerrado (Klink & Machado 2005, Durigan *et al.* 2007) e também como o maior desafio para restauração dos ecossistemas do bioma. Por serem heliófilas e apresentarem metabolismo fotossintético do tipo C4, essas espécies colonizam facilmente fisionomias abertas de Cerrado, formando grandes manchas monoespecíficas, podendo causar a exclusão de espécies nativas (Pivello *et al.* 1999a). As gramíneas africanas *Melinis minutiflora* e *Urochloa decumbens* são frequentemente encontradas em ecossistemas de cerrado em diversas regiões do Brasil (Zenni & Ziller 2010, Bao *et al.* 2015, Ferreira *et al.* 2016). Durigan *et al.* (2007), analisando 81 fragmentos de cerrado no estado de São Paulo, constataram que 72% dos fragmentos foram parcialmente ou totalmente invadidos por gramíneas exóticas. O impacto das gramíneas africanas sobre as espécies herbáceas e arbustivas é documentado por Pivello *et al.* (1999) e por Mendonça *et al.* (2015) em fragmentos no estado de São Paulo e por Almeida-Neto *et al.* (2010) sobre plantas da família Asteraceae.

Até meados do século XX, a pecuária extensiva de baixo impacto, baseada nas gramíneas nativas, era o uso da terra mais comum nas regiões de cerrado (Pivello 2011). Gramíneas africanas foram introduzidas no Brasil na década de 1950 e, por serem

altamente produtivas, substituíram as espécies nativas (Williams & Baruch 2000; Hoffmann & Haridasan 2008). A supressão de vegetação nativa para formação de pastagens com a introdução deliberada de gramíneas africanas constitui forte ameaça para a diversidade biológica em diversos ecossistemas tropicais e subtropicais (Williams & Baruch 2000).

Gramíneas invasoras podem alterar a quantidade de biomassa disponível (Bustamante *et al.* 2012, Lannes *et al.* 2016) e modificar os regimes naturais de fogo pelo aumento da frequência e da intensidade dos incêndios (D'Antonio & Vitousek 1992, Gorgone-Barbosa *et al.* 2014). O aumento na biomassa e na deposição de serapilheira podem alterar a quantidade de luz disponível, afetar a temperatura e a umidade na superfície do solo e, assim, influenciar os processos de germinação, crescimento de plântulas e ciclagem de nutrientes (D'Antonio & Vitousek 1992, Hoffman & Haridasan 2008). Dessa forma, as gramíneas invasoras podem alterar a comunidade vegetal, direta ou indiretamente, por meio da competição ou agindo como uma barreira, modificando as condições ambientais ou a disponibilidade de recursos. A compreensão dos mecanismos de invasão pode contribuir para o desenvolvimento de estratégias de manejo eficazes e para a restauração de habitats invadidos (Vitousek *et al.* 1997, Goldstein & Suding 2014).

Técnicas de controle da invasão e restauração ecológica em ecossistemas invadidos

Dado o potencial impacto ecológico de plantas invasoras, seu manejo tornou-se um desafio com alta prioridade para a conservação. Muitos avanços foram feitos na compreensão dos impactos de espécies invasoras (Vilà *et al.* 2011 e Ricciardi *et al.* 2013), mas estudos sobre métodos eficazes de controle ainda são necessários (Hulme 2006, Pyšek & Richardson 2010). A remoção de espécies exóticas invasoras pode ser conduzida para atingir objetivos que não apenas o controle do invasor, mas também para reduzir as perdas

em biodiversidade e garantir o fornecimento de serviços ecossistêmicos (D'Antonio & Meyerson 2002, Hobbs & Richardson 2011). A compreensão da resposta das comunidades nativas após a remoção de espécies invasoras contribui para elucidar os processos naturais de recuperação da comunidade e fornece diretrizes para a restauração ecológica (Zavaleta et al. 2001, Guido & Pillar 2015). Muitos estudos sugerem que a supressão de espécies invasoras pode ter efeitos positivos sobre a comunidade vegetal, refletindo no aumento ou recuperação de atributos como a riqueza e cobertura pelo recrutamento de plântulas (por exemplo, Flory 2010). No entanto, o restabelecimento da comunidade vegetal vai depender do histórico de uso e perturbações do local, da disponibilidade de bancos de sementes ou propágulos no solo ou arredores (Prach & Hobbs 2008, Reid *et al.* 2009).

O tipo de técnica de manejo aplicada no controle de uma espécie invasora tem forte influência sobre a composição da comunidade vegetal que se estabelece localmente (Flory & Clay, 2009). Em revisão sobre experimentos de controle de plantas invasoras, Kettenring e Adams (2011) destacam que o uso de herbicidas tem sido a técnica mais utilizada (55% dos estudos analisados), seguido por técnicas de controle manual, como a capina ou roçada (34%) e a aplicação controlada de fogo (24% dos estudos). Queimadas prescritas e o pastoreio estão entre as estratégias de manejo mais aplicadas em ecossistemas campestres para fins de restauração da biodiversidade nativa (Corbin & D'Antonio 2010). Os métodos de controle mecânico requerem emprego de mão de obra para sua aplicação, o que muitas vezes encarece ainda mais o manejo e a restauração das áreas invadidas. O controle de espécies invasoras com o uso de herbicidas é comum em outras partes do mundo e vem sendo executado há décadas (por exemplo, Flory & Clay 2009, Davies & Sheley 2011). A adoção de técnicas combinadas, como o uso em conjunto de herbicidas e fogo, também tem gerado bons resultados por remover o excesso de biomassa e proporcionar melhor contato entre o herbicida e a planta de interesse

(DiTomaso *et al.* 2006, Davies & Shaley 2011). No Brasil, a especificação sobre o uso de herbicidas em unidades de conservação foi respaldada pela Instrução Normativa IBAMA nº7 de 02/07/2012, que teve validade por apenas dois anos. Desde 2014, a instrução está sem validade, dependendo de nova regulamentação. O uso do fogo também tem sido apontado como instrumento de manejo para o controle de espécies exóticas (D'Antonio 2000), por contribuir para aumentar a capacidade competitiva das espécies nativas ou mesmo por prejudicar diretamente algumas espécies invasoras (Pivello 2005). Durante décadas, as políticas conservacionistas foram focadas na prevenção e controle de incêndios e a incorporação do fogo como ferramenta de manejo passou a ser reconhecida apenas em 2012, com a nova lei (Art. 38º, Lei 12.651/2012) que substituiu o Código Florestal de 1965.

A invasão por gramíneas de origem africana no Brasil é considerada um dos maiores problemas enfrentados pelos gestores de áreas protegidas e faltam estudos que indiquem técnicas de manejo que sejam eficazes e economicamente viáveis (Pivello 2005, Sampaio & Schmidt 2013). O controle e o gerenciamento das invasões por gramíneas são geralmente difíceis por várias razões: gramíneas possuem altas taxas de crescimento, alta eficiência fotossintética e na utilização de nutrientes, ciclos reprodutivos curtos com grande produção de sementes, dispersam-se facilmente pelo vento ou por dispersão passiva e ainda podem se restabelecer rapidamente após uma perturbação por meio da rebrota ou do banco de sementes (D'Antonio & Vitousek 1992, Brooks *et al.* 2004).

Apesar dos estudos existentes, o desenvolvimento de técnicas adequadas para manejo da invasão por gramíneas exóticas ainda depende de experimentação para indicar técnicas de controle que sejam eficazes, mas que também sejam passíveis de aplicação em larga escala. Os impactos ecológicos e as consequências da invasão por gramíneas exóticas reforçam a necessidade imediata de controle dessas espécies (D'Antonio *et al.* 2011). Os

esforços para a conservação do Cerrado devem ter o controle de gramíneas invasoras como prioridade, a fim de preservar os sistemas naturais e restabelecer a biodiversidade e função de espécies nativas no longo prazo.

Neste sentido, o presente estudo teve como objetivos caracterizar as perdas de diversidade decorrentes da invasão por *Urochloa decumbens* (braquiária) em áreas de campo cerrado, avaliar a velocidade com que a espécie se propaga sobre a vegetação nativa e verificar a eficácia de técnicas de erradicação que sejam ecológica e economicamente viáveis.

As questões que nortearam o estudo foram as seguintes:

- I. Qual é a natureza e a dimensão das perdas em biodiversidade decorrentes da invasão?
- II. Quais são os fatores e processos ecológicos envolvidos nas perdas de biodiversidade decorrentes da invasão?
- III. Qual é o ritmo de expansão da invasão a partir de manchas isoladas no campo cerrado?
- IV. Entre as diferentes técnicas de manejo que foram testadas, qual é a mais eficaz ecológica e economicamente no controle da espécie invasora?
- V. A eliminação da espécie invasora é suficiente para que as áreas de cerrado sejam reocupadas pelas espécies nativas?
- VI. Neste caso, existem padrões funcionais entre as espécies capazes de recolonizar as áreas invadidas?

Para responder a essas questões, ao longo do doutorado foram realizadas diferentes pesquisas que resultaram nos três capítulos que compõem esta tese:

No Capítulo 1, intitulado "Impacto da invasão por *Urochloa decumbens* sobre a estrutura e a riqueza do campo cerrado e fatores condicionantes", além de quantificar as

perdas e as mudanças estruturais, verificamos a hipótese de que as perdas decorrentes da invasão do campo cerrado por *Urochloa decumbens* diferem entre grupos funcionais de espécies nativas de acordo com a forma de vida (gramíneas, ervas não graminóides e plantas lenhosas). Como possíveis fatores para explicar os processos de perda de diversidade, testamos a hipótese, para o caso da invasão por *U. decumbens* no campo cerrado, de que gramíneas invasoras modificam o microclima próximo à superfície do solo, influenciando a germinação de sementes, o crescimento das plantas e, portanto, a persistência das plantas nativas, conforme mencionado por D'Antonio e Vitousek (1992) para gramíneas invasoras em geral. Para testar se a germinação de espécies herbáceas é, de fato, prejudicada pela invasão, instalamos um experimento de semeadura de gramíneas nativas sob as parcelas invadidas e não invadidas por *U. decumbens*.

No Capítulo 2, “Caracterização do mecanismo de invasão do campo cerrado por *Urochloa decumbens*”, buscamos quantificar a expansão das manchas de invasão de modo a prever a velocidade com que a espécie pode avançar sobre áreas de campo cerrado ainda não invadidas e, assim, auxiliar nas tomadas de decisão e ações de manejo.

No Capítulo 3, intitulado "Avaliação ecológica e econômica da restauração do campo cerrado pelo controle de gramíneas invasoras", buscamos ferramentas de manejo que resultassem no melhor balanço entre custos e benefícios, com menor impacto à vegetação nativa e que fossem viáveis economicamente. As variáveis densidade, riqueza e cobertura por espécies nativas foram utilizadas como indicadores ecológicos do sucesso da restauração do ecossistema. Monitoramos o retorno da vegetação nativa após o controle da invasão, avaliando a origem das espécies em regeneração natural com base em atributos de resiliência. Adicionalmente, avaliamos o efeito dos tratamentos testados sobre o banco de sementes da gramínea invasora e das espécies nativas.

***Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Poaceae)**

Conhecida popularmente como braquiária ou capim-braquiária, *Urochloa decumbens* (ex *Brachiaria decumbens* Stapf) é uma gramínea perene C4, de hábito ereto ou decumbente, com 30-90 cm de altura, que se propaga por sementes ou vegetativamente (Klink & Joly 1989, Morroni e Zuloaga 1992, Lorenzi, 2008). *U. decumbens* é nativa do leste tropical do continente africano, ocorrendo em regiões de clima estacional, com verões chuvosos e estação seca com duração de quatro a cinco meses (Seiffert, 1984). Assim como outras gramíneas de origem africana, a braquiária foi introduzida no Brasil para aumentar a produtividade das pastagens para pecuária.

Seifert (1984) descreve que duas variedades de *U. decumbens* foram introduzidas no Brasil: a variedade IPEAN, introduzida em 1952 pelo Instituto de Pesquisas e Experimentação Agropecuária Norte, e a variedade Basilisk, introduzida em 1965, sendo que esta última foi mais cultivada por produzir um maior número de sementes e se adaptar melhor aos solos no Cerrado (Serrão e Simão Neto, 1971).

Área de estudo

Realizamos o estudo na Estação Ecológica Santa Bárbara (EEcSB), município de Águas de Santa Bárbara, estado de São Paulo, Brasil (22°47'S a 22°50'S, 49°11 W a 49°15'W; elevação de 640 m). A EEcSB possui área de 2.715 ha e é um dos poucos remanescentes no limite sul da região de domínio do Cerrado que ainda abrigam um mosaico de paisagens e grande diversidade de espécies (Meira-Neto *et al.* 2007, Lucindo *et al.* 2015). O clima regional é classificado como Cfa de Köppen, com verões quentes e úmidos (Alvares *et al.* 2013). A precipitação média anual fica entre 1.100 e 1.300 mm, com o total de chuvas no mês mais seco ficando próximo dos 30 mm. As temperaturas médias do mês mais quente (janeiro) estão entre 23 e 24 °C e as temperaturas médias do

mês mais frio (julho) em torno dos 16 °C (Meira-Neto *et al.* 2007). A EEcSB apresenta diferentes formações savânicas que são fortemente relacionadas ao tipo de solo. O cerrado e o cerrado *stricto sensu* ocorrem associadas à Latossolos e as fisionomias mais abertas como o campo cerrado, em Neossolo Quartzarênico (Meira-Neto *et al.* 2007). No mapeamento mais recente (Melo & Durigan 2011), as fisionomias campestres correspondem a 435 ha (14% da unidade de conservação), dos quais 225 ha são de campo cerrado, fitofisionomia em que realizamos este estudo (Figura 1). A invasão por espécies exóticas constitui uma das maiores ameaças à diversidade local. Uma parte significativa da vegetação natural da EEcSB encontra-se invadida por gramíneas exóticas (Figura 1) e também por outras espécies invasoras como, por exemplo, espécies do gênero *Pinus*. A gramínea africana *Urochloa decumbens* (braquiária) é a mais amplamente espalhada (Figura 1). A chegada de *U. decumbens* na unidade é relativamente recente, com relatos locais de que seja posterior à década de 1970. Ações visando ao manejo de espécies invasoras são recomendadas no Plano de Manejo da Estação Ecológica, incluindo a utilização de fogo e de herbicidas em caráter experimental (Melo & Durigan, 2011).



Figura 1. Visão geral do campo cerrado (esquerda) e de áreas invadidas por *Urochloa decumbens* (direita) na Estação Ecológica de Santa Bárbara, Águas de Santa Bárbara, SP.

A braquiária ocupa especialmente as margens das estradas e os aceiros na EEcSB, com manchas esparsas no interior das glebas ocupadas por fisionomias abertas de Cerrado. Para este estudo selecionamos áreas de campo cerrado em processo de invasão por *U.*

decumbens pelos dois mecanismos mencionados: com manchas esparsas na matriz de vegetação nativa e na forma de invasão contínua a partir da borda para o interior. A área de estudo referente ao Capítulo 1 e ao Capítulo 2 corresponde a 40 parcelas pareadas, invadidas e não-invadidas por *Urochloa decumbens*, distribuídas em cinco setores da EEcSB, tratados como blocos, que apresentavam padrão de invasão na forma de manchas esparsas (círculos vermelhos na Figura 2). As parcelas do experimento de erradicação tratado no Capítulo 3 totalizam área de 4.500 m² (45 parcelas de 100 m²) e foram instaladas ao longo de um carreador com cerca de 2 km de extensão, cujas margens encontravam-se densamente invadidas por *U. decumbens*. As unidades experimentais são representadas pelos círculos verdes na Figura 2 (“Parcelas Experimento”).

Este projeto foi desenvolvido na EEcSB com autorização do Instituto Florestal (IF/SMA-SP) n° 260108 – 003.133/2013, que é o órgão gestor da Unidade de Conservação.

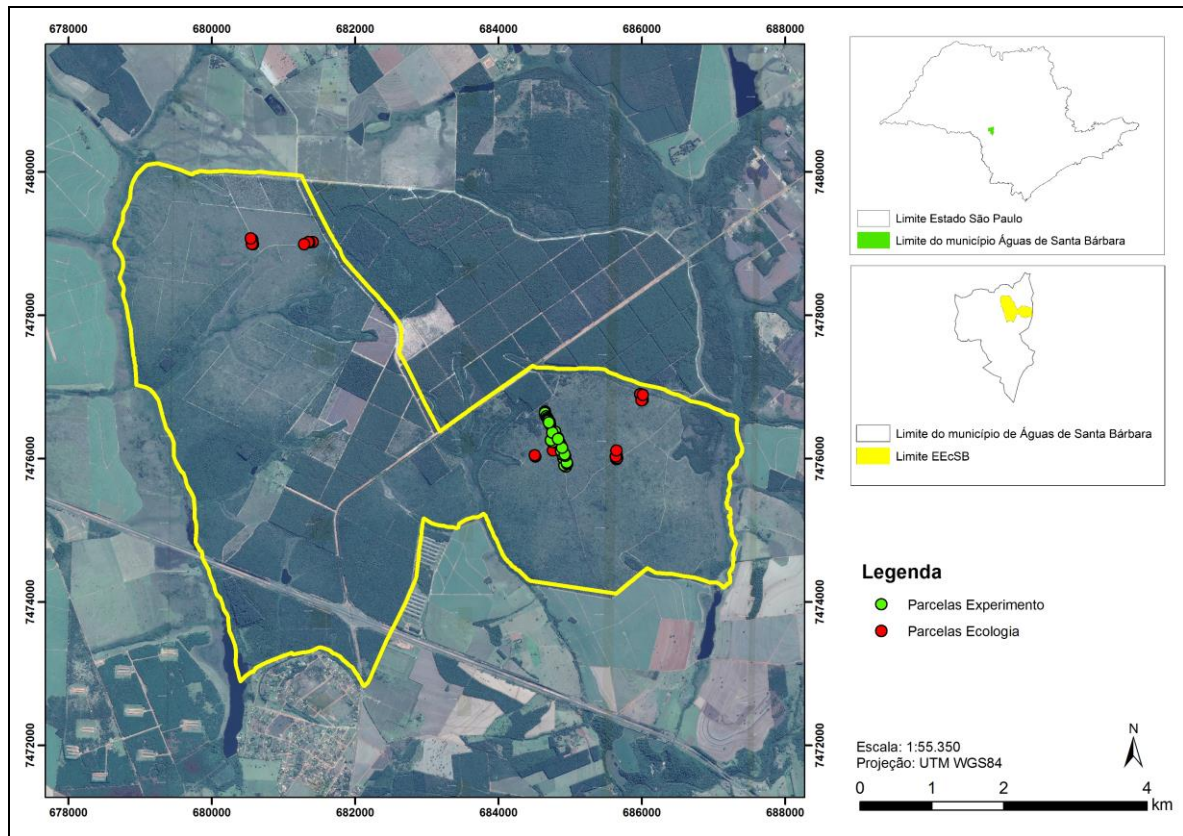


Figura 2. Localização da Estação Ecológica de Santa Bárbara, município de Águas de Santa Bárbara, SP. Círculos vermelhos correspondem às parcelas amostrais dos estudos ecológicos do impacto da invasão (Capítulos 1 e 2). Círculos verdes correspondem às parcelas do experimento de erradicação da gramínea invasora *Urochloa decumbens* (Capítulo 3).

Referências bibliográficas

- Almeida-Neto, M., Prado, P.I., Kubota, U., Bariani, J.M., Aguirre, G.H. & Lewinsohn, T.M. 2010. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology* 209:109-122.
- Alvares, C.A, Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves J.L.M. & Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711–728.
- Bao, F., Assis, M.A., Arruda, R. & Pott, A. 2015. Effects of *Urochloa humidicola* on Plant Diversity in Native Grasslands in a Neotropical Wetland. *Wetlands* 35(5): 841–850.
- Beuchle, R., Grecchi, R.C., Shimabukuro, Y.E., Seliger, R., Eva, H.D., Sano, E. & Achard, F. 2015. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. *Applied Geography* 58: 116–127.

- Bond, W.J. & Midgley, J.L. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 45-51.
- Bond, W.J. & Parr, C.L. 2010. Beyond the forest edge: ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biological Conservation* 143: 2395-2404.
- Bond, W.J. & Keeley, J.E. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 20: 387-394.
- 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. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience* 54: 677-88.
- Bustamante, M.M.C., Brito, D.Q., Kozovits, A.R., Luedemann, G., de Mello, T.R.B., Pinto, A.S., Munhoz, C.B.R. & Takahashi, F.S.C. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (cerrado). *Plant Ecology* 213: 795-808.
- Corbin, J.D. & D'Antonio, C.M. 2010. Not novel, just better: competition between native and non-native plants in California grasslands that share species traits. *Plant Ecology* 209:71–81.
- Coutinho, L.M. 1990. Fire in the ecology of the Brazilian Cerrado. *Fire in the Tropical Biota – Ecosystem Processes and Global Challenges* (ed. J.G. Goldammer), pp. 82–105. Springer Verlag, Berlin: (Ecological Studies, v. 8A).
- D'Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematic* 23: 63-87.
- D'Antonio, C.M. 2000. Fire, plant invasions and global change. In: Mooney, H.A. & Hobbs, R.J. (Eds). *Invasive species in a changing world*. Washington, DC: Island Press. 384p.
- D'Antonio, C.M., Hughes, R.F. & Tunison, J.T. 2011. Long-term impacts of invasive grasses and subsequent fire in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecological Applications* 21(5): 1617-1628.
- D'Antonio, C.M.; Meyerson, L.A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology* 10: 703-713.
- Dantas, V.L.; Pausas, J.G.; Batalha, M.A.; Loiola, P.P. & Cianciaruso, M.V. 2013. The role of fire in structuring trait variability in Neotropical Savannas *Oecologia* 171:487-494.
- Davies, K.W. & Shaley, R.L. 2011. Promoting Native Vegetation and Diversity in Exotic Annual Grass Infestations. *Restoration Ecology* 19: 159-165.
- DiTomaso, J.M., Brooks, M.L., Allen, E.B., Minnich, R., Rice, P.M. & Kyser, G.B. 2006. Control of invasive weeds with prescribed burning. *Weed Technology* 20: 535-548.
- Durigan, G. & Ratter, J.A. 2016. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology* 53: 11–15.

- Durigan, G. 2010. Cerrado: trade-off entre a conservação e o desenvolvimento. *Parceria Estratégica, Edição Especial, 4ª Conferencia Nacional de Ciência, Tecnologia e Inovação para o Desenvolvimento Sustentável (CNCTI)*. Brasília, DF, 15 (31): 243-250.
- Durigan, G.; Siqueira, M.F.; Franco, G.A.D.C. 2007. Threats to the cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64: 355-363.
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, 38: 201-341.
- Ferreira, L.V., Parolin, P., Matos, D.C.L., Cunha, D.A., Chaves, P.P. & Neckel, S.O. 2016. The effect of exotic grass *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Poaceae) in the reduction of species richness and change of floristic composition of natural regeneration in the Floresta Nacional de Carajás, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88 (Supl. 1), 589-597.
- Flory, S. L. & Clay, K. 2009. Invasive plant removal method determines native plant community responses. *Journal of Applied Ecology* 46: 434-442.
- Flory, S.L. 2010. Management of *Microstegium vimineum* invasions and recovery of resident plant communities. *Restoration Ecology* 18: 103-112.
- Foxcroft, L.C.; Richardson, D.M.; Rejmánek, M; Pysek, P. 2010. Alien plant invasions in tropical and sub-tropical savannas: patterns, processes and prospects. *Biological Invasions* 12: 3913-3933.
- Goldstein, L.J. & Suding, K.N. 2014. Applying competition theory to invasion: resource impacts indicate invasion mechanisms in California shrublands. *Biological Invasions* 16:191–203.
- Gorgone-Barbosa, E.; Pivello, V.R.; Bautista, S.; Zupo, T.; Rissi, M.N.; Fidelis, A. 2014. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biological Invasions* 17:423–431.
- Guido, A. & Pilar, V.D. 2015. Are removal experiments effective tools for assessing plant community resistance and recovery from invasion? *Journal of Vegetation Science* 26: 608-613.
- Hobbs, R.J. & Richardson, D.M. 2011. Invasion ecology and restoration ecology: Parallel evolution in two fields of endeavour. In: Richardson DM (Ed) *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*. Blackwell Publishing Ltd (Oxford, UK): 61–69.
- Hoffman, W.A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical Savanna. *Austral Ecology* 33: 29-36.
- Hoffmann, W.A.; Geiger, E.L.; Gotsch, S.G., Rossatto, D.R.; Silva, L.C.R.; Lau, O.L.; Haridasan, M. & Franco, A.C. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15: 759-768.
- Honda, E.A. & Durigan, G. 2016. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. *Philosophical Transactions R. Soc. B* 371: 20150313.

- Hulme PE, 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43:835–847.
- Jackson, R.B., Jobbágy, E.G., Avissar, R., Roy, S.B., Barret, D.J., Cook, C.W. et al. 2005. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. *Science* 30: 1944–1947.
- Kettenring, K.M. & Adams, C.R. 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 48: 970-979.
- Klink, C. & Joly, C. 1989. Identification and distribution of C3 and C4 grasses in open and shaded habitats in São Paulo State, Brazil. *Biotropica* 21: 30-34.
- Klink, C.A. & Machado, D.R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado Conservation *Biology* 19(3): 707-713.
- Lannes, L.S., Bustamante, M.M.C., Edwards, P.J., Venterink, H.O. 2016. Native and alien herbaceous plants in the Brazilian Cerrado are (co-) limited by different nutrients. *Plant and Soil* 400 (1-2): 231-243.
- Lehmann, C.E.R.; Archibald, S.A.; Hoffmann, W.A. & Bond, W.J. 2011. Deciphering the distribution of the savanna biome. *New Phytologist* 191: 197-209.
- Lorenzi, H. 2008. Plantas Daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 4ed. Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.
- Lucindo, A.S., Antunes, A.Z., Kanashiro, M.M. & Dias, M.M. 2015. Birds at Santa Bárbara Ecological Station, one of the last Cerrado remnants in the state of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica* 15(4): e0155.
- Meira-Neto, J.A.A.; Martins, F.R.; Valente, G.E. 2007. Composição florística e espectro biológico na estação ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Árvore*, 31: 907-922.
- Melo, A.C.G.; Durigan, G. 2011. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. Disponível em: <http://www.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/index.asp>
- Mendonça, A.H., Russo, C., Melo, A.C.G. & Durigan, G. 2015. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecology & Diversity* 8: 493-503.
- Morrone, O., & Zuloaga, F. 1992. Revision de las especies sudamericanas nativas e introducidas de los generos *Brachiaria* y *Urochloa* (POACEAE: PANICOIDEAE: PANICEAE). *Darwiniana* 31(1/4): 43-109.
- Murphy, B.P., Andersen, A.N., Parr, C.L. 2016. The underestimated biodiversity of tropical grassy biomes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 371: 20150319.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403(6772): 853-858.

- Overbeck, G.E., Vélez-Martin, E., Scarano, F.R., et al., 2015. Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* 21: 1455–1460.
- Parr, C.L.; Lehmann C.E.R.; Bond, W.J.; Hoffmann, W.A.; Andersen, A.N. 2014. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology & Evolution* 29(4): 205-2013.
- Pausas, J.G. & Keeley, J.E. 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* 204: 55-65.
- Pinheiro, E.S. & Durigan, G. 2009. Spatial and temporal dynamics (1962-2006) of Cerrado vegetation types in a protected area, south-eastern Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 32(3): 441-454.
- Pivello V. R.; Carvalho V.M.C.; Lopes, P.F.; Peccinini, A.A. & Rosso, S. 1999a. Abundance and distribution of native and alien grasses in a ‘Cerrado’ (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-82.
- Pivello, V.R. 2005. Manejo dos fragmentos de cerrado visando a conservação da biodiversidade. In: Scariot, A.; Sousa-Silva, J.C.; Felfili, J.M. (Org.). Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Pp. 402-413.
- Pivello, V.R., Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999b. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8: 1281-1294.
- Pivello. 2011. V.R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present. *Fire Ecology* 7(1): 24-39.
- Prach, K. & Hobbs, R.J. 2008. Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16, 363– 366.
- Pyšek, P. & Richardson, D.M. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35: 25-55.
- Reid, A.M., Morin, L., Downey, P.O., French, K. & Virtue, J.G. 2009. Does invasive plant management aid the restoration of natural ecosystems? *Biological Conservation* 142: 2342–2349
- Ricciardi, A., Hoopes, M.F., Marchetti, M.P. & Lockwood, J.L. 2013. Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs* 83: 263–282.
- Sampaio, A.B. & Schmidt, I.B. 2013. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(2): 32-49.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L. & Ferreira Jr, L.G. 2010. Land cover mapping of the tropical savannah region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 166: 113-124.
- Sano, E.E.; Rosa, R.; Brito, J.L.S.; Ferreira, L.G. 2008. Mapeamento semi-detalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43: 153–156.

- Scholes, R. J.; Archer, S.R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. *Annual review of Ecology and Systematics*, 28:517-544.
- Seiffert, N.F. 1980. Gramíneas Forrageiras do Gênero Brachiaria. Circular Técnica 1. Reimpressao. Campo Grande, EMBRAPA-CNPGC. 74p.
- Serrão, E.A.D. & Simão Neto, M. 1971. Informações sobre duas espécies de gramíneas forrageiras do gênero Brachiaria na Amazônia: B. decumbens Stapf e B. ruziziensis Germain et Evrard. Belém, Instituto de Pesquisa e Experimentação Agropecuária do Norte, 1971. 31p. (IPEAN. Série: Estudos sobre forrageiras na Amazônia, v.2., n. 1).
- Silva, J.M.C. & Bates; J.M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. *BioScience* 52: 225-233.
- Simon, M.F.; Grether, R.; de Queiroz, L.P.; Skema, C., Pennington, R.T & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (48): 20359-20364.
- Stevens, N., Lehmann, C.R., Murphy, B.P. & Durigan, G. 2016. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. *Global Change Biology*. doi: 10.1111/gcb.13409
- Veldman, J.W.; Buisson, E.; Durigan, G.; Fernandes, G.W.; Le Stradic, S.; Mahy, G.; Negreiros, D.; Overbeck, G.E.; Veldman, R.G.; Zaloumis, N.P.; Putz, F.E.; Bond, W.J. 2015. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13(3): 154-162.
- Vilà, M., Espinar., J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. & Pyšek, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14: 702-708.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmánek, M., Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *N Z J Ecology* 21(1):1-16.
- Williams, D.G. & Baruch, Z. 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions* 2: 123-140.
- Zavaleta, E.S., Hobbs, R.J., Mooney, H.A., 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 454-459.
- Zenni, R.D. & Ziller, S.R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 34(3): 431-446.

Capítulo 1

Impacto da invasão por *Urochloa decumbens* sobre a estrutura e a riqueza do campo cerrado e fatores condicionantes

Capítulo 1 - Impacto da invasão por *Urochloa decumbens* sobre a estrutura e a riqueza do campo cerrado e fatores condicionantes

Resumo

A invasão por espécies exóticas é umas das mais graves ameaças para a conservação da biodiversidade no Cerrado brasileiro. A gramínea africana *Urochloa decumbens* destaca-se entre as espécies invasoras pela grande proporção de áreas invadidas ao longo das últimas quatro décadas. O processo de invasão por essa espécie normalmente ocorre a partir de bordas dos fragmentos, mas também pode começar a partir de pequenas manchas isoladas dispersas no interior de ecossistemas naturais. Neste estudo, avaliamos o impacto da invasão por *U. decumbens* sobre a estrutura e a composição da comunidade vegetal em áreas de campo cerrado. Investigamos se a gramínea invasora provoca mudanças em variáveis microclimáticas, buscando relacionar estas modificações com os impactos sobre a comunidade de plantas e sobre a germinação de espécies nativas. Realizamos a amostragem em 20 pares de parcelas (40 parcelas de 2 m x 2 m), sendo cada par composto por uma parcela invadida e outra não-invadida, distribuídas em cinco setores (quatro pares em cada setor) da Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP, Brasil. Em cada parcela contabilizamos a riqueza e densidade de arbustos, subarbustos e ervas e estimamos a cobertura do solo por gramíneas nativas e exóticas. Quantificamos o impacto da invasão pela diferença entre as parcelas invadidas e não invadidas, considerando riqueza, densidade e cobertura de plantas nativas como variáveis resposta ao processo de invasão. Medidas de temperatura e umidade relativa do ar, temperatura do solo e radiação fotossinteticamente ativa (PAR), foram tomadas em cada parcela, invadida e não-invadida. Para avaliar se a presença da gramínea invasora afeta a germinação e o estabelecimento de plantas herbáceas, semeamos seis espécies de gramíneas nativas sob as parcelas invadidas e não invadidas e monitoramos por cinco meses. As duas comunidades diferiram notavelmente em riqueza e densidade de espécies de plantas, com exceção de arbustos e espécies arbóreas. A riqueza de espécies de todas as formas de vida (exceto árvores) foi impactada pela invasão. Em termos de cobertura e densidade o impacto foi maior sobre espécies herbáceas (gramíneas e ervas) e lenhosas de pequeno porte (subarbustos). A presença da gramínea invasora provocou alterações nos fatores abióticos, destacando-se a temperatura do solo e a luz disponível. A germinação de gramíneas nativas foi menor sob as parcelas invadidas, indicando que a invasão pode exercer efeitos sobre esses processos ecológicos. Embora seja relativamente recente, a invasão dos ecossistemas em estudo por *U. decumbens* causou mudanças consideráveis na estrutura da comunidade e na diversidade de plantas, especialmente para as plantas pequenas, que tendem a ter suas populações reduzidas ainda mais ou a desaparecer no longo prazo com a persistência da invasão.

Palavras-chave: espécies invasoras, gramíneas africanas, microclima, germinação, manchas de invasão.

Introdução

Plantas invasoras podem exercer impactos significativos sobre a diversidade, a dinâmica de comunidades e os processos ecossistêmicos (Levine *et al.* 2003, Vilà *et al.* 2011, Pyšek *et al.* 2012, Simberloff *et al.* 2013). O processo de estabelecimento de espécies invasoras em novos habitats pode se dar através da capacidade competitiva superior do invasor em relação às plantas nativas ou a partir de eventos de distúrbios, que favorecem o aumento das invasões (Hobbs & Huenneke 1992, Corbin & D'Antonio 2004). Ao invadir um novo habitat, uma espécie exótica pode deslocar espécies nativas e/ou reduzir as taxas de regeneração natural (Yurkonis *et al.*, 2005) devido, muitas vezes, a modificações causadas em fatores abióticos (Loydi *et al.* 2015).

O impacto de uma espécie invasora não permanece necessariamente constante ao longo do tempo após a invasão (Strayer *et al.* 2006). Os invasores podem coexistir com espécies nativas por longos períodos, passando a substituí-los lentamente (por exemplo em D'Antonio *et al.* 2011 e Dostál *et al.* 2013). O impacto das plantas invasoras pode ser diferente dependendo da sensibilidade relativa de grupos funcionais de plantas nativas (Ortega & Pearson 2005, Mason *et al.* 2009).

As gramíneas africanas são descritas como as plantas invasoras de maior impacto sobre savanas neotropicais e australianas (Williams & Baruch 2000, Rossiter-Rachor *et al.* 2009, Foxcroft *et al.* 2010). Essas plantas podem prejudicar o estabelecimento de espécies lenhosas, comprometendo a dinâmica das comunidades vegetais (Hoffman & Haridasan 2008), além de modificar a frequência e intensidade dos incêndios (D'Antonio & Vitousek 1992, Durigan *et al.* 2007). Ecossistemas invadidos por gramíneas exóticas sofrem modificação completa na quantidade e na qualidade da biomassa vegetal, o que implica em impacto sobre a ciclagem de nutrientes do solo e sobre a comunidade de plantas (Bansal *et al.* 2014, Lannes *et al.* 2016). Estudos têm demonstrado que a serapilheira (matéria seca ou

litter) de espécies não-nativas pode alterar as características das comunidades invadidas (D'Antonio & Vitousek 1992, Hasselquist *et al.* 2013). O aumento do *litter* na superfície do solo pode inibir a germinação por meio da redução da quantidade de luz na superfície do solo e, assim, suprimir a emergência de plântulas, criando uma barreira física (Facelli & Pickett 1991, Loidy *et al.* 2013).

No Cerrado, a germinação e o estabelecimento das espécies vegetais podem ser influenciados por muitos fatores, como a sazonalidade na temperatura e precipitação ao longo do ano, a longa estação seca, altas temperaturas e alta incidência luminosa (Eiten 1972, Ribeiro & Walter 2008). No entanto, ainda existem poucos estudos que abordam a ecologia de plantas herbáceas em fisionomias campestres de cerrado (Kolb *et al.* 2016). A influência de fatores ambientais como o fogo, a temperatura ou a luz sobre os processos de germinação em plantas de Cerrado também têm sido objeto de poucos estudos (Lima *et al.* 2014, Musso *et al.* 2014, Le Stradic *et al.* 2015, Kolb *et al.* 2016). Entre esses fatores, a alternância de temperaturas tem sido apontada como fundamental para promover a germinação de muitas espécies vegetais (Baskin & Baskin 2001) e isto tem sido observado também em gramíneas do Cerrado (Carmona *et al.* 1998, Kolb *et al.* 2016).

Apesar da ampla percepção de que a invasão por gramíneas exóticas exerce impactos significativos sobre espécies nativas do cerrado (Pivello *et al.* 1999a, Almeida-Neto *et al.* 2010, Mendonça *et al.* 2015), a relação entre as perdas de espécies e a mudança em fatores abióticos fundamentais para os processos ecológicos em savanas ainda não foram bem elucidados.

Neste estudo, buscamos quantificar os impactos da invasão por *Urochloa decumbens* sobre a composição florística e a estrutura da comunidade em áreas de campo cerrado. Investigamos se a gramínea invasora provoca mudanças em variáveis microclimáticas como a radiação fotossinteticamente ativa, a temperatura do solo e a

temperatura e umidade relativa do ar, buscando relacionar estas modificações com os impactos sobre a comunidade de plantas e sobre a germinação de espécies nativas. Para esta comparação utilizamos parcelas pareadas, invadidas e não invadidas por *Urochloa decumbens*. Como reflexo do impacto da invasão, esperamos encontrar que áreas invadidas e não invadidas sejam distintas quanto à estrutura e composição de grupos funcionais de plantas de acordo com a forma de vida. Adicionalmente, acreditamos que a invasão pela braquiária e as modificações em termos de microclima podem influenciar a germinação e o estabelecimento de espécies herbáceas nativas.

Material e Métodos

Localização da área de estudo

Realizamos o estudo na Estação Ecológica Santa Bárbara (EEcSB), município de Águas de Santa Bárbara, estado de São Paulo, Brasil (22°47'S a 22°50'S, 49°11 W a 49°15'W; elevação de 640 m). A EEcSB possui área de 2.715 ha e é um dos poucos remanescentes no limite sul da região de domínio do Cerrado, que ainda abrigam um mosaico de paisagens e grande diversidade de espécies (Meira-Neto et al. 2007, Lucindo et al. 2015). O clima está sob o tipo Cfa de Köppen, com verões quentes (Alvares et al. 2013). As temperaturas médias do mês mais quente (janeiro) estão entre 23 e 24 °C e as temperaturas médias do mês mais frio (julho) em torno dos 16 °C (Meira-Neto et al. 2007). A precipitação média anual fica entre 1.100 e 1.300 mm. O total de chuvas no mês mais seco está próximo dos 30 mm. A EEcSB apresenta diferentes formações savânicas que são fortemente relacionadas ao tipo de solo. O cerradão e o cerrado *stricto sensu* ocorrem associadas a Latossolos e as fisionomias mais abertas como o campo cerrado, em Neossolo Quatzarênico (Meira-Neto et al. 2007). As fisionomias campestres correspondem a 435 ha,

incluindo o campo cerrado (Melo & Durigan 2011), uma fisionomia composta predominantemente por um estrato herbáceo-subarbusivo e árvores esparsas.

Como a maioria dos remanescentes de cerrado no Brasil (Zenni e Ziller, 2011; Sampaio e Schmidt, 2013), a unidade de conservação encontra-se invadida pela gramínea exótica *Urochloa decumbens*. A chegada de *U. decumbens* na unidade é relativamente recente, com relatos locais de que seja posterior à década de 1970. A braquiária, embora seja ocorrente e abundante na unidade, prolifera principalmente ao longo das estradas e aceiros, com manchas esparsas nas áreas ocupadas por fisionomias mais abertas de cerrado.

Delineamento experimental

Com o intuito de avaliar as mudanças na comunidade vegetal decorrentes da invasão por *U. decumbens* em termos de composição e estrutura, efetuamos a amostragem em cinco setores da Estação Ecológica Santa Bárbara, tratados como blocos, que apresentavam focos isolados de invasão (Figura 1). Para este estudo, utilizamos o desenho amostral de parcelas pareadas, sendo cada par composto por uma parcela de 2 m x 2 m alocada em uma mancha de invasão e uma parcela pareada situada a 2 m de distância, a leste do limite da mancha de invasão (Figura 2). Dessa forma, realizamos a amostragem em 40 parcelas no total: 20 parcelas invadidas e 20 não-invadidas por braquiária.



Figura 1. Mancha de invasão por *Urochloa decumbens* em áreas de campo cerrado, utilizada como parcela invadida. A estaca azul demarca o centro da parcela.

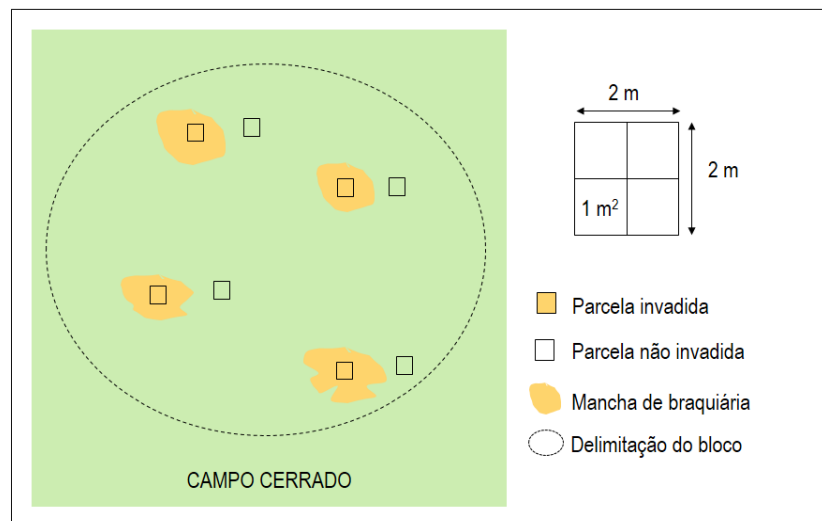


Figura 2. Representação esquemática de um bloco composto por quatro pares de parcelas invadidas e não invadidas por *Urochloa decumbens* (braquiária) em áreas de campo cerrado na Estação Ecológica Santa Bárbara, Águas de Santa Bárbara-SP.

Com a escolha deste delineamento, assumimos que o campo cerrado invadido e não invadido não diferiam antes do processo de invasão pela braquiária. Apesar das limitações em atribuir as mudanças na comunidade de plantas apenas ao processo de invasão, o uso de parcelas pareadas diminui esse efeito, uma vez que estando localizadas próximas umas às outras, essas parcelas provavelmente têm o mesmo histórico de perturbações. A utilização de réplicas, distribuindo as parcelas em toda a área da estação ecológica contribui para

tornar este desenho amostral mais robusto. Além disso, ao longo dos dois anos de coleta de dados desta pesquisa, observamos o avanço da invasão por *Urochloa decumbens* também nas parcelas de referência (dados apresentados no Capítulo 2), sugerindo que ao longo do tempo essas parcelas podem também ser tornar invadidas.

Amostragem da vegetação

Para a amostragem, dividimos cada parcela de 2 m x 2 m em quatro subparcelas de 1 m² para obter a riqueza média por metro quadrado e diluir o efeito de distribuição agregada de algumas espécies de plantas, como gramíneas nativas, subarbustos e arbustos geoxílicos. Realizamos a amostragem em janeiro de 2014, sendo coletadas as seguintes variáveis:

a) Cobertura: estimada visualmente em porcentagem da área da parcela, separando-se as seguintes categorias: terra nua, matéria orgânica morta, gramíneas exóticas, gramíneas nativas, ervas e plantas lenhosas.

b) Densidade: contabilizamos o número de indivíduos de cada espécie (exceto gramíneas) divididos em duas classes de tamanho: inferior a 50 cm e maior ou igual a 50 cm de altura. No caso de indivíduos com caules múltiplos, cada caule individualizado acima da superfície foi tratado como um indivíduo.

c) Riqueza: identificamos todas as espécies vegetais presentes (gramíneas, ervas, subarbustos, arbustos e árvores). A classificação das espécies por hábito (forma de vida) foi feita com base nas observações de campo ou com base em Durigan et al. 2004 e na Lista de Espécies da Flora do Brasil (Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>)

Para caracterizar a diferença de biomassa entre parcelas invadidas e não invadidas, como ferramenta auxiliar na interpretação dos resultados, ao final do período de observações e coleta das variáveis microclimáticas (julho de 2015), coletamos duas amostras utilizando um molde de 50 x 50 cm, separando gramíneas nativas, gramíneas

exóticas e plantas lenhosas. O material foi seco em estufa a 70°C, até peso constante e pesado em balança de precisão.

Variáveis abióticas

Investigamos se mudanças estruturais e florísticas nas comunidade vegetais podem ser explicadas, pelo menos em parte, por alterações microclimáticas desencadeadas pela espécie invasora. Para isso, em cada uma das 40 parcelas (invadidas e não-invadidas) tomamos medidas de temperatura superficial do solo, luminosidade (radiação fotossinteticamente ativa - PAR), temperatura e umidade relativa do ar - UR. Realizamos a coleta dos dados de temperatura do solo e de luminosidade durante três dias no verão e três dias no inverno, simultaneamente nas parcelas pareadas. A temperatura superficial do solo foi tomada a 5 cm de profundidade, duas vezes ao dia, procurando-se abranger o período mais frio e o período mais quente do dia. Para coleta desta variável, utilizamos termômetros de solo do tipo espeto, modelo TE-400, Instrutherm (Escala: -50~200°C; precisão: $\pm 0,5^{\circ}\text{C}$ de -10~100°C $\pm 1,5^{\circ}\text{C}$; Resolução: 0,1°).

A radiação fotossinteticamente ativa (PAR) foi quantificada com o ceptômetro AccuPAR (mod. LP-80 Decagon Devices, Inc.). O aparelho é um sensor que capta a proporção de luz disponível na faixa 400 a 700 nm sob determinada cobertura de copas. Medimos a proporção de radiação sempre ao nível do solo com quatro leituras no sentido norte, sul, leste e oeste em cada mancha de invasão (parcela invadida) e no campo cerrado (parcela não-invadida). As medidas foram tomadas no intervalo de 1 hora, ao meio dia solar, em condições sem nuvens (Figura 3).

Para o registro da temperatura e umidade relativa do ar instalamos, em cada uma das parcelas, termohigrômetros digitais (Instrutherm, mod. HT-500). Os aparelhos foram programados para tomar medidas a cada duas horas durante 32 dias no período de verão (de 08/01/15 a 09/02/15) e no inverno (de 22/06/15 a 23/07/15). Os termohigrômetros

foram instalados no sentido norte-sul, protegidos da luz direta do sol e de chuva por um aparato de pvc em formato de "telha" que permitiu que as medidas fossem tomadas a 5 cm acima da superfície do solo (detalhe na Figura 3). O aparelho tem precisão de $\pm 1^\circ$ e limites de temperatura de -40°C a 70°C para temperatura e precisão de $\pm 3\%$ de UR e escala de 0 a 100%.

A partir desses dados foi possível obter, adicionalmente, valores extremos (máxima e mínima) de temperatura e umidade nos períodos de observação, bem como a amplitude diária para cada parcela.

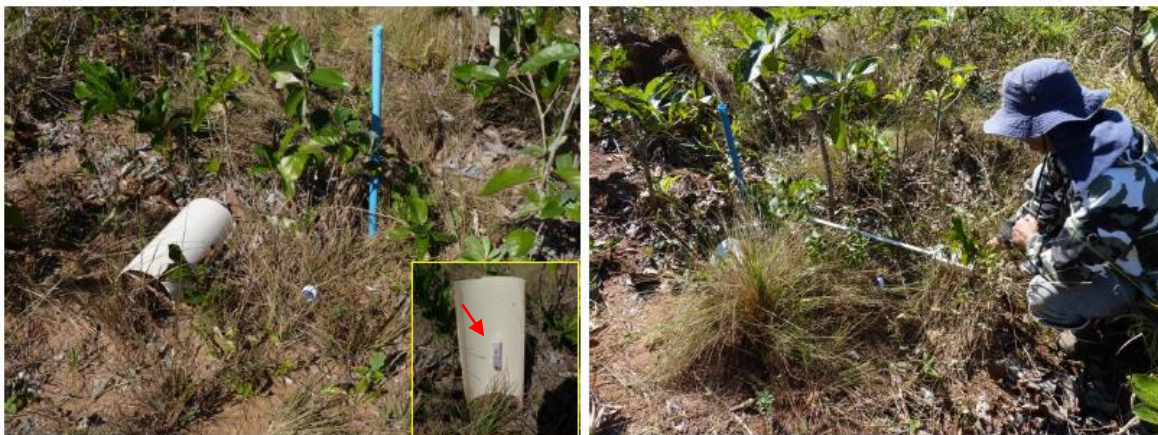


Figura 3. Ilustração do aparato de proteção para os termohigrômetros digitais (foto à esquerda, com detalhe da fixação do aparelho no pvc indicado pela seta vermelha). Coleta de dados de luz (radiação fotossinteticamente ativa - PAR) (foto à direita) em parcelas de campo cerrado.

Experimento de semeadura de gramíneas nativas

Para testar se a germinação de espécies nativas é prejudicada pela invasão por *Urochloa decumbens*, realizamos um experimento onde espécies herbáceas foram semeadas nas parcelas invadidas e não invadidas. Coletamos sementes de cinco espécies de gramíneas nativas que ocorrem comumente na Estação Ecológica de Santa Bárbara: *Andropogon leucostachyus*, *Aristida megapotamica* var. *brevipes*, *Eustachys distichophylla*, *Loudetiopsis chrysothrix* e *Gymnopogon foliosus*. As sementes das quatro

primeiras espécies foram coletadas na EECSB em março de 2014, período correspondente ao final da estação chuvosa. A coleta das sementes de *G. foliosus* foi realizada em setembro de 2014 (final da estação seca), período de dispersão das sementes desta espécie. As sementes foram armazenadas em sacos de papel, em temperatura ambiente, até o momento da semeadura, em dezembro de 2014.

Realizamos a semeadura em 20 parcelas, 10 invadidas e 10 não invadidas por *Urochloa decumbens*. Para aleatorização, sorteamos dois pares de parcela em cada bloco. Cada parcela recebeu o total de 100 sementes de gramíneas nativas (20 sementes de cada espécie). As sementes foram semeadas sob as moitas de braquiária e sob a vegetação nativa do campo cerrado. Para facilitar o monitoramento da germinação, o local da semeadura foi delimitado com uma moldura circular de pvc com 25 cm de diâmetro em cada parcela. Para instalação do experimento em campo, aguardamos o início da estação chuvosa, para evitar maior mortalidade após a germinação. Realizamos o monitoramento da germinação das sementes em janeiro de 2015 (um mês após a instalação do experimento) e em maio de 2015 (cinco meses após) para avaliar o estabelecimento das espécies.

Para avaliar a porcentagem de germinação das sementes utilizadas sem a interferência de fatores como déficit hídrico, a competição com a gramínea invasora e com as demais espécies nativas, realizamos testes de germinação também em viveiro. O experimento foi instalado no viveiro da Floresta Estadual de Assis, Assis, SP (22° 34'S - 5°24'W). As sementes recém-coletadas foram semeadas em caixas plásticas de 12 x 12 x 8 cm, com aberturas no fundo para drenagem do excesso de água. Vinte sementes para cada espécie (com cinco réplicas cada) foram colocadas para germinar em subsolo extraído de áreas de Cerrado. No viveiro, as caixas foram depositadas em uma bancada a 1,50 m de altura, com irrigação duas vezes ao dia. A emergência do coleóptilo foi registrada

diariamente durante 30 dias. A qualidade fisiológica das sementes e suas taxas de germinação após seis meses de armazenamento foram avaliadas sob condições controladas em outro estudo, com dados publicados por Kolb, Pilon e Durigan (2015). Esse estudo demonstrou que não houve diminuição na viabilidade das sementes após seis meses de armazenamento.

Análise dos dados

Para cada parcela de 4 m² geramos um valor médio entre as quatro sub-parcelas de 1 m² para as variáveis densidade, riqueza, cobertura e proporções de grupos funcionais. Este valor médio foi utilizado para representar cada parcela em todas as análises. Uma vez que as variáveis atenderam aos pressupostos do teste para normalidade, aplicamos uma análise de variância de um fator (ANOVA) para detectar diferenças entre as parcelas invadidas e não-invadidas para estas variáveis ecológicas (densidade, riqueza e cobertura). Modelos lineares foram utilizados para investigar os possíveis impactos da cobertura pela gramínea invasora sobre a densidade e cobertura de espécies nativas.

Para avaliar diferenças entre os valores obtidos para as variáveis microclimáticas (radiação fotossinteticamente ativa, umidade relativa, temperatura do ar e do solo) entre parcelas invadidas e não-invadidas aplicamos o teste não-paramétrico de Wilcoxon, a partir do pacote *coin* (Hothorn et al. 2006).

Modelos lineares generalizados com distribuição de Poisson foram aplicados para verificar a influência dos fatores microclimáticos (que se modificam sob efeito da invasão) sobre os atributos da comunidade vegetal. Antes da aplicação dos modelos, eliminamos as variáveis com alta correlação (>0,7), detectadas na análise de matriz de correlação. Os modelos foram gerados para as variáveis riqueza, densidade e cobertura por plantas menores que 50 cm de altura. Os modelos foram comparados entre si utilizando o critério

de parcimônia (AIC - Akaike Information Criterion (Akaike, 1974), selecionando o modelo com menor valor de AIC.

Para avaliar se houve diferença na taxa de germinação de gramíneas nativas sob parcelas invadidas e não invadidas, calculamos a porcentagem de germinação para o conjunto total de espécies semeadas e, também, separadamente para cada espécie. Os resultados foram comparados por testes de permutação para duas amostras, utilizando o pacote *lmPerm* no programa R (Wheeler e Torchiano, 2016).

Todas as análises realizadas neste capítulo foram realizadas utilizando o software R (R Development Core Team 2016).

Resultados

A invasão por *U. decumbens* ocasiona modificação considerável na biomassa do estrato herbáceo do campo cerrado, com média de 0,32 kg m⁻² nas parcelas invadidas e 0,21 kg m⁻² nas parcelas não invadidas (F= 4,53; P= 0,03). O impacto de *Urochloa decumbens* sobre a riqueza (F= 59,1; P < 0,001) e a densidade de plantas (F= 49,07; P < 0,001) foi evidente na comparação entre as parcelas pareadas, invadidas (I) e não-invadidas (NI) (Figuras 4a e 4b). Do total de 155 espécies, 146 foram amostradas em NI e 94 espécies em I, ou seja, nas áreas invadidas a riqueza corresponde a apenas 65% da observada nas áreas não invadidas. Com relação à ocorrência, 85 espécies foram comuns aos dois ambientes e 61 ocorreram apenas no campo cerrado sem invasão. As demais espécies (9 espécies), apesar de serem comuns no cerrado, neste levantamento foram amostradas apenas nas áreas invadidas e com número muito pequeno de indivíduos.

As principais famílias registradas foram Poaceae (32 espécies), Fabaceae (23 espécies), Asteraceae (22 espécies) e Myrtaceae (11 espécies). Nas parcelas invadidas o

número de espécies nas três primeiras famílias foi reduzido para aproximadamente metade do encontrado em áreas não-invadidas.

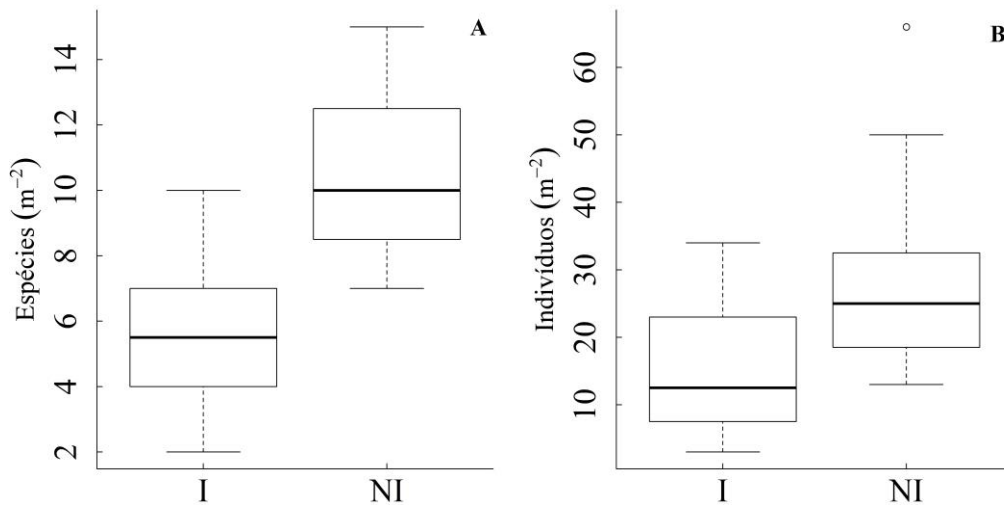


Figura 4. (A) Riqueza de espécies em 1 m² e (B) Densidade de plantas no campo cerrado invadido (I) e não-invadido (NI) por *Urochloa decumbens* (Boxplot mediana ± D.P.).

A abundância de espécies arbustivas não diferiu entre áreas invadidas e não-invadidas (Figura 5). Separando-se esses grupos em classes de tamanho, a maior diferença foi observada na densidade de plantas que ocupam o estrato inferior do campo cerrado, que são os indivíduos menores que 50 cm de altura, incluindo os três grupos funcionais: subarbustos, ervas e gramíneas nativas ($F = 18,33$; $p < 0,001$). Plantas maiores que 50 cm de altura (arbustos e algumas árvores de pequeno porte, presentes nas parcelas) não são impactadas neste estágio de invasão ($F = 0,02$; $p = 0,87$).

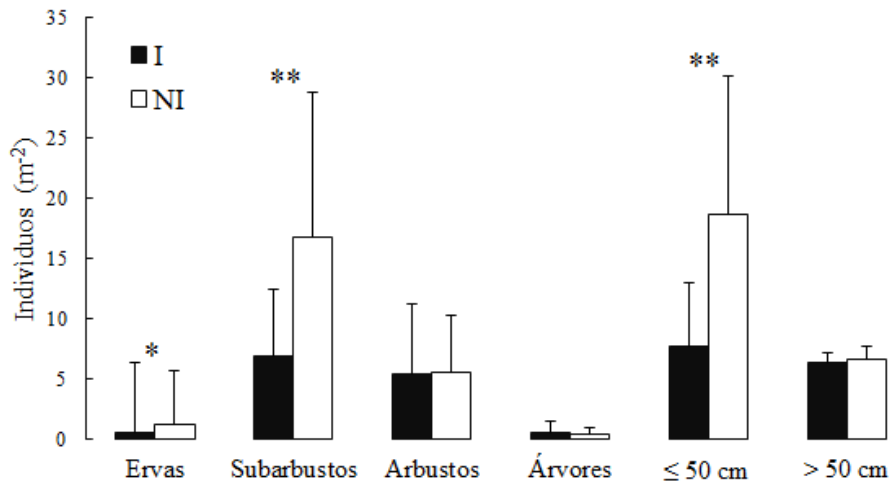


Figura 5. Densidade (indivíduos m⁻²) para diferentes formas de vida (árvores, arbustos, subarbustos e ervas) e por classes de altura (até 50 cm de altura ou acima deste limite) (média ± desvio padrão) em parcelas invadidas e não-invadidas por *Urochloa decumbens*. (* $P < 0.05$; ** $P < 0.01$).

A invasão pela braquiária afeta a riqueza de espécies de todas as formas de vida, exceto árvores (Figura 6). Em ordem decrescente os grupos que perderam a maior riqueza foram ervas (52 % das espécies), seguidas de gramíneas nativas (40%) e subarbustos (35%), arbustos (29%). A riqueza de árvores aumentou 13%.

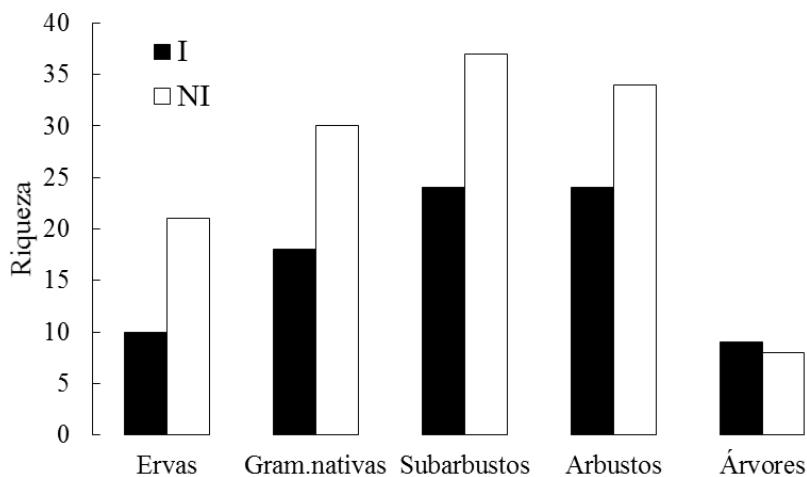


Figura 6. Riqueza absoluta para diferentes formas de vida (ervas, gramíneas nativas, subarbustos, arbustos e árvores) em 20 parcelas invadidas e 20 parcelas não-invadidas por *Urochloa decumbens* (parcelas de 2m x 2m).

A cobertura por gramíneas nativas foi reduzida de 60% para apenas 6% nas parcelas invadidas (I) (Figura 7a, $P < 0,001$). Para os subarbustos, o recobrimento do solo por essas espécies nas parcelas de campo cerrado (NI) foi, em média, o dobro do registrado nas parcelas invadidas (I) (Figura 7b, $P = 0,01$). Embora a cobertura por ervas seja variável, o impacto sobre esse grupo de plantas também foi significativo (Figura 7c, $P < 0,001$). Analisando apenas as parcelas invadidas, observamos como a cobertura por gramíneas, ervas e subarbustos foi negativamente influenciada pela cobertura do solo pela gramínea exótica (Figura 8). A redução das espécies nativas é mais evidente quando a porcentagem de cobertura pela gramínea exótica chega ao limiar de 70%. A perda de espécies também pode ser previsível para gramíneas nativas, que começam a desaparecer quando a espécie exótica atinge 40% de cobertura do terreno (Figura 9).

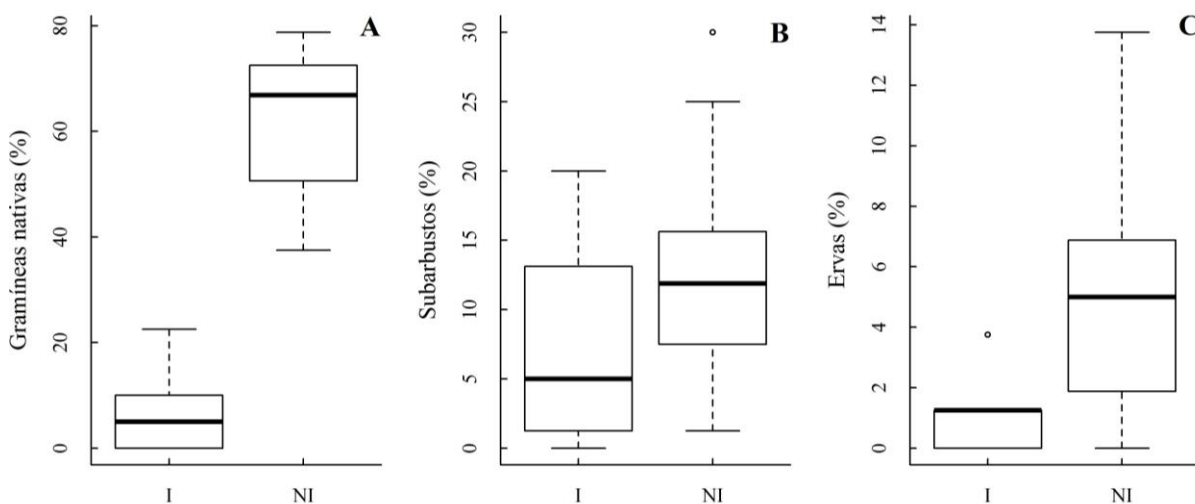


Figura 7. Cobertura (%) por gramíneas nativas (A), subarbustos (B) e ervas (C) em 1 m² no campo cerrado invadido (I) e não-invadido (NI) por *Urochloa decumbens* (Boxplot mediana ± D.P.).

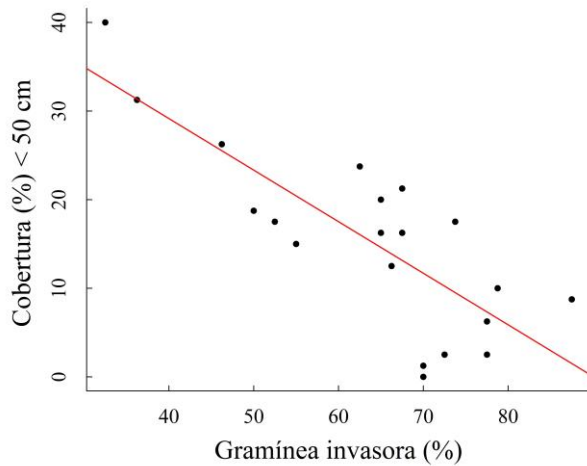


Figura 8. Relação entre a cobertura de plantas não graminóides com altura inferior a 50 cm e a porcentagem de cobertura do terreno pela gramínea exótica *U. decumbens* (Regressão linear, $R^2 = 0,64$; $F = 32,14$; $p < 0,001$).

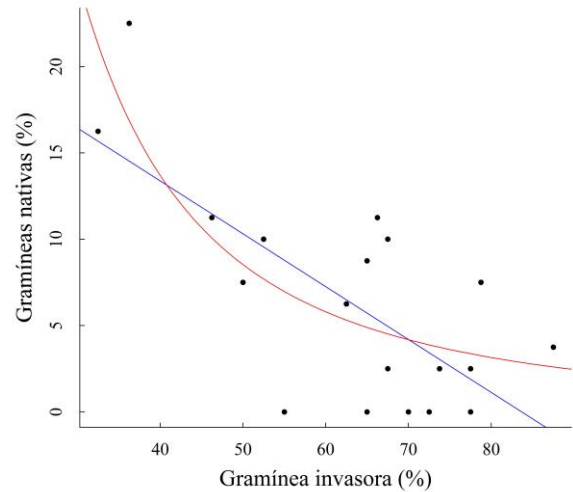


Figura 9. Relação entre a cobertura do terreno por gramíneas nativas (%) e a cobertura pela gramínea exótica *U. decumbens* (%) (Modelo exponencial em vermelho: $R^2 = 0,55$; $p < 0,001$; Modelo linear em azul: $R^2 = 0,49$; $F = 17,83$, $p < 0,001$).

Impacto da invasão por *Urochloa decumbens* sobre as variáveis de microclima

A invasão por *Urochloa decumbens* provocou mudanças ambientais importantes nos fatores abióticos, como a temperatura do solo e a luz disponível (radiação fotossinteticamente ativa - PAR) imediatamente acima da superfície do solo. Os valores médios de luminosidade ao nível do solo foram superiores nas parcelas não-invasadas (Figura 10) em comparação com as parcelas invadidas. A comparação da luminosidade entre os pares de parcelas – invadidas (I) e não invadidas (NI) – mostrou que a quantidade de luz que chega ao solo em NI é o triplo da que chega em I (estação chuvosa: (I) $464,5 \pm 152,2$; (NI) $1235,3 \pm 360,2 \mu\text{mol s}^{-1}$; estação seca: (I) $569 \pm 215,1$ (NI) $1059,1 \pm 456,4; \mu\text{mol s}^{-1}$).

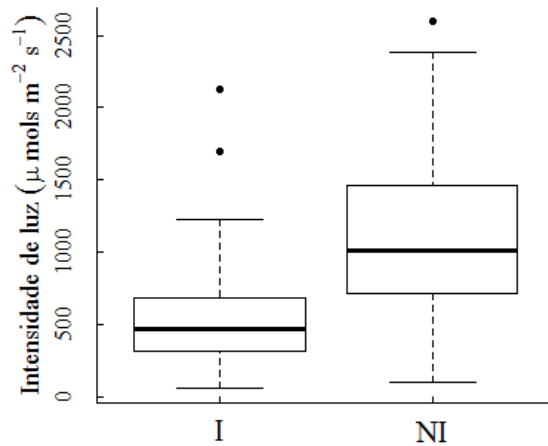


Figura 10. Luz disponível ($\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$) ao nível do solo em parcelas invadidas e não-invadidas por *Urochloa decumbens* (Wilcoxon *U* teste; $p < 0,0001$) na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP.

Nas parcelas invadidas houve uma redução na amplitude da temperatura superficial do solo na estação seca e também na estação chuvosa (Tabela 1). A temperatura do solo variou de 21.4°C a 44.1°C no campo cerrado sem invasão. Já com a invasão por *U. decumbens* os valores mínimos e máximos de temperatura foram, respectivamente, 23°C e 31,3°C, com uma diferença de mais de 10 °C na temperatura máxima do solo entre parcelas invadidas e não invadidas durante a estação chuvosa (Tabela 1). A temperatura máxima do ar nas parcelas de campo cerrado (NI) foi 2°C maior do que nas parcelas invadidas. A umidade relativa do ar no nível do solo diferiu entre parcelas invadidas e não invadidas para os valores mínimos e para a amplitude. No entanto, as diferenças foram muito pequenas, dificilmente explicando as diferenças na vegetação.

Tabela 1. Máxima, mínima, e amplitude de variação da temperatura do solo, temperatura e umidade relativa do ar obtidos ao nível do solo em parcelas invadidas (I) e não-invadidas (NI) por *Urochloa decumbens*, em duas estações do ano, chuvosa e seca. *P*-valores abaixo de 0,05 estão destacados em negrito (Teste não-paramétrico de Wilcoxon).

Variáveis		Estação Chuvosa			Estação Seca		
		I	NI	p-valor	I	NI	p-valor
Temperatura superficial do solo (°C)	Máxima	31,3	44,1	<0,001	22,8	26,6	<0,001
	Mínima	23	21,4	<0,001	14	12,6	<0,001
	Amplitude	8,3	22,7	<0,001	8,8	14	<0,001
Temperatura do ar (°C)	Máxima	53,3	55,6	0,001	36,8	37,6	0,9
	Mínima	16,6	16,3	0,12	3,7	3	0,005
	Amplitude	36,7	39,3	0,01	33,1	34,6	0,2
Umidade Relativa (%)	Máxima	98,2	98,3	0,37	100	99	0,46
	Mínima	18,8	18,4	0,006	35,9	31	0,77
	Amplitude	79,4	79,9	0,02	64,1	68	0,6

Analizamos a relação entre as variáveis resposta da comunidade que apresentaram maior impacto pela invasão (cobertura de gramíneas nativas, densidade de subarbustos e ervas e riqueza total) com as variáveis de microclima. Dentre os dados microclimáticos, após a eliminação das variáveis com alta correlação, a seleção de modelos indicou que parte da redução na cobertura de gramíneas nativas nas parcelas invadidas e não invadidas pode ser explicada pela diferença na radiação fotossinteticamente ativa (PAR), na amplitude da temperatura do solo e pela umidade relativa do ar mínima durante o verão (Tabela 2). A variação na densidade de plantas pequenas tem relação com a redução na amplitude da temperatura do solo e com a luz disponível (PAR). A única variável relacionada com a riqueza de espécies foi a temperatura do solo (amplitude).

Apesar das diferenças encontradas nos dados microclimáticos entre I e NI (Tabela 1) e da relação significativa entre essas variáveis e as variáveis da comunidade vegetal, os valores de coeficiente angular das regressões indicam baixo poder de explicação dos modelos (Tabela 2).

Tabela 2. Fatores que influenciam a cobertura de gramíneas nativas, a densidade de subarbustos e ervas e a riqueza de espécies em parcelas invadidas (I) e não-invadidas (NI) por *Urochloa decumbens* na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP (GLM, variáveis selecionadas por AIC).

Grupo	Variáveis	Coef.angular	Z-value	P-value
Gramíneas nativas	PAR	0.00036	2.555	0,01
	Temperatura superficial do solo (amplitude)	0.11346	15.777	<0,001
	UR mínima no verão	0.05334	3.391	<0,001
Densidade de subarbustos e ervas	PAR	0.0013	20.115	<0,001
	Temperatura superficial do solo (amplitude)	-0.0130	-3.006	<0,001
Riqueza total	Temperatura superficial do solo (amplitude)	0.04139	3.806	<0,001

Germinação de gramíneas nativas em áreas invadidas e não invadidas

As taxas de germinação das gramíneas nativas foram mais elevadas no experimento instalado no viveiro do que quando foram semeadas em campo, seja em parcelas invadidas ou não por *Urochloa decumbens* (Tabela 3). Ao analisar a porcentagem total de germinação em parcelas invadidas e não invadidas, a emergência de *seedlings* das gramíneas nativas foi menor nas parcelas invadidas por *Urochloa decumbens* ($P=0,02$), embora a germinação das gramíneas em campo tenha sido, de modo geral, baixa. Ao considerar todas as espécies semeadas, a média de germinação nas parcelas invadidas foi de apenas 2,5% e de 13% nas parcelas de campo cerrado (não invadidas) (Tabela 3). Na avaliação da germinação das gramíneas um mês após a semeadura, apenas cinco sementes haviam germinado nas parcelas invadidas (I) e 28 sementes nas parcelas não invadidas (NI). Aos cinco meses, o número de plântulas estabelecidas foi semelhante ao número de *seedlings* amostrados após um mês da instalação do experimento: 6 plântulas nas parcelas invadidas (I) e 31 nas parcelas não invadidas (NI).

Das cinco espécies semeadas, somente *Aristida megapotamica* var. *brevipes* foi capaz de germinar sob a manta de *U. decumbens*. A gramínea anual *Gymnopogon foliosus*

apresentou a maior taxa de germinação em campo (média de 7,5%). Para as demais espécies, a taxa de germinação não diferiu entre parcelas invadidas e não invadidas (Tabela 3).

Tabela 3. Porcentagem de germinação de gramíneas nativas utilizadas nos experimentos de semeadura instalados em condições de viveiro e em parcelas invadidas (I) e não invadidas (NI) por *Urochloa decumbens* em áreas de campo cerrado na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP (média \pm erro padrão).

Espécies	Viveiro	I	NI
<i>Andropogon leucostachyus</i>	59,0 \pm 19,5	0,0 \pm 0,0	1,5 \pm 3,4
<i>Aristida megapotamica</i> var. <i>brevipes</i>	28,0 \pm 14,4	3,0 \pm 9,4	0,5 \pm 1,5
<i>Eustachys distichophylla</i>	67,0 \pm 8,37	0,0 \pm 0,0	1,5 \pm 3,4
<i>Gymnopogon foliosus</i>	34,0 \pm 3,3	0,0 \pm 0,0	7,5 \pm 7,5**
<i>Loudetiopsis chrysothrix</i>	4,0 \pm 4,2	0,0 \pm 0,0	1,5 \pm 4,7

** Diferenças significativas na germinação entre parcelas invadidas (I) e não invadidas (NI) para análise de permutação; $P = 0.001$.

Discussão

Impactos da invasão sobre a riqueza e estrutura da comunidade vegetal

Urochloa decumbens tem sido associada a diferentes impactos sobre os ecossistemas savânicos em todo o Brasil (Klink 1994, Pivello *et al.* 1999a, Mendonça *et al.* 2015). Os resultados obtidos neste estudo evidenciam a influência direta entre a presença de *U. decumbens*, a perda de espécies e as mudanças na comunidade vegetal. Com a invasão, o número de espécies e a densidade de indivíduos são reduzidos pela metade, se comparados ao encontrado no ecossistema natural (campo cerrado sem invasão). A mudança mais evidente na comunidade vegetal ocorre pela substituição da cobertura do solo por espécies nativas por uma densa camada formada pela gramínea invasora. A cobertura por gramíneas nativas foi reduzida de 62% no campo cerrado para apenas 6% com a invasão por *U. decumbens*. Contudo, o impacto da gramínea invasora não se limita apenas à disputa pelo nicho ocupado pelas gramíneas nativas, uma vez que outros grupos

funcionais também são fortemente impactados. De modo geral, o impacto da invasão foi maior sobre as espécies de plantas pequenas, menores que 50 cm de altura (gramíneas nativas, ervas e subarbustos), que ficam sob a gramínea exótica. A perda dessas espécies e da cobertura da comunidade nativa foram diretamente influenciadas pela invasão.

As espécies nativas podem coexistir com as gramíneas invasoras por algum tempo ao longo do processo de invasão. Porém, a partir de um limiar de cobertura pela gramínea exótica, a redução na riqueza e no número de espécies é acentuada. Conforme demonstramos neste estudo, o limiar de 40 % de cobertura pela gramínea invasora é suficiente para uma drástica redução na cobertura por gramíneas nativas, enquanto que subarbustos e ervas podem persistir em níveis maiores de invasão. A cobertura por essas espécies nativas diminui para menos de 10% apenas quando a cobertura por braquiária chega a 70%. Almeida-Neto *et al.* (2010) encontraram que espécies de Asteraceae foram afetadas somente em níveis intermediários a altos de invasão por gramíneas exóticas e que a partir desses níveis de invasão, o número e a proporção de espécies decaem fortemente. Em uma metanálise de estudos que compararam a riqueza e a abundância de espécies em parcelas invadidas e não invadidas, Andreu e Vilà (2011) apontam para um declínio significativo de espécies nativas com a invasão por plantas exóticas. Os autores encontraram que as parcelas invadidas apresentaram, em média, redução de 23% na riqueza e de 42% na abundância de espécies nativas em comparação com parcelas não invadidas (ecossistemas de referência adjacentes).

Embora não tenham sido detectados os impactos da invasão em termos de densidade sobre arbustos e árvores (poucos indivíduos arbóreos de pequeno porte estavam presentes nas parcelas) é possível que o efeito já observado das gramíneas africanas sobre os subarbustos se estenda para as espécies arbustivas e arbóreas ao longo do tempo. As árvores e arbustos geralmente apresentam maior tolerância à invasão, seja simplesmente

pelo seu porte (maior do que o invasor) ou pela longevidade que permite persistência e a exploração de recursos como luz, umidade e nutrientes indisponíveis para formas de vida de menor tamanho como os subarbustos e as ervas (Mason *et al.* 2009). No entanto, ao alterar a comunidade vegetal, seja por meio da competição ou atuando como uma barreira física, a gramínea invasora modifica as condições ambientais e a disponibilidade de recursos, podendo comprometer a dinâmica da vegetação natural e, conseqüentemente, toda a sucessão ecológica (Hoffmann & Haridasan 2008).

Dessa forma, o avanço das gramíneas africanas sobre os remanescentes de Cerrado parece ser, de fato, a maior ameaça para a biodiversidade desses ecossistemas remanescentes, como argumentam diversos autores (Klink & Machado 2005; Pivello 2005; Durigan *et al.* 2007; Mendonça *et al.* 2015). Ecossistemas invadidos tendem a perder biodiversidade e a diferir marcadamente dos ecossistemas não-invadidos (Williams & Baruch 2000), como demonstrado neste estudo. Apesar de as manchas de invasão por braquiária analisadas neste estudo serem relativamente pequenas e que, provavelmente, tenham se estabelecido recentemente no campo cerrado, a invasão já provocou mudanças significativas na estrutura da comunidade e perdas de espécies, particularmente para os grupos funcionais de plantas do estrato herbáceo-subarbusivo, que apesar de ainda estarem presentes, podem não sobreviver à invasão ao longo do tempo.

Efeitos da invasão sobre variáveis microclimáticas

Como esperado, a invasão por *Urochloa decumbens* provocou mudanças nas condições microclimáticas do campo cerrado. A braquiária restringe consideravelmente a luz disponível (PAR), diminuindo a amplitude da temperatura superficial do solo e da umidade relativa e temperatura do ar. Os resultados mostram que sob as moitas de invasão por braquiária a amplitude de temperatura é menor do que no campo cerrado. A diferença

na temperatura superficial do solo é detectável ao longo do dia, principalmente para as temperaturas máximas registradas, que podem ser até 10°C maiores no campo cerrado do que nas áreas invadidas. A radiação disponível (PAR) que chega ao solo no campo cerrado, por sua vez, é o triplo da que chega nas áreas invadidas. Estes resultados têm implicações diretas sobre processos ecológicos que garantem a estabilidade do ecossistema, como a germinação e a rebrota.

No campo, as sementes de espécies herbáceas de savana superam a dormência fisiológica durante a estação seca, fato provavelmente relacionado à variação na temperatura diária durante nesta estação. A variação na temperatura do solo, umidade do solo e as mudanças na intensidade e na qualidade do espectro de luz facilitam a quebra de dormência e estimulam a germinação de sementes de espécies tropicais (Thompson 1974, Baskin & Baskin 2001, Ghazoul & Sheil 2010). A germinação das sementes de muitas espécies (principalmente de sementes pequenas) é promovida em ambientes com temperaturas alternadas (Fenner 1993). A alternância de temperatura induziu a germinação de sementes de espécies de Asteraceae e Xyridaceae em condições controladas (Ferreira *et al.* 2001, Abreu & Garcia 2005). A germinação de gramíneas do cerrado também depende da alternância de temperatura (Kolb *et al.* 2016), sendo que a interação entre PAR e temperatura também é importante fator (Carmona *et al.* 1998).

Além do aumento da biomassa sobre o solo proporcionado pela gramínea invasora modificar as condições microclimáticas ideais para as plantas nativas, outros efeitos da invasão, não avaliados neste estudo, podem exercer impactos sobre a comunidade de plantas. Os efeitos mecânicos da cobertura pela gramínea invasora constitui uma forte barreira para espécies (Bansal *et al.* 2014) e pode também ter efeitos químicos (alelopáticos) sobre a germinação das sementes (Gorgone-Barbosa *et al.* 2008). Embora os efeitos químicos de compostos secundários possam afetar negativamente a germinação das

espécies (Callaway & Aschehoug 2000, Loydi *et al.* 2015), os efeitos mecânicos negativos do *litter* como uma barreira para a emergência das plântulas têm prevalecido em estudos que compararam estes dois efeitos (Facelli & Pickett 1991, Eckstein & Donath 2005). Lannes *et al.* (2012) sugerem que há um limiar na quantidade de biomassa acima do solo (1 kg m^{-2}) para além da qual as espécies nativas do cerrado (ameaçadas de extinção) não podem mais persistir. No presente estudo, a biomassa nas áreas invadidas foi em média de $0,32 \text{ kg m}^{-2}$. Embora este valor seja menor do que o apresentado por Lannes *et al.* (2012), a biomassa encontrada nas áreas invadidas corresponde a um aumento de 50% na biomassa registrada para o campo cerrado natural e pode estar exercendo efeito sobre a germinação e estabelecimento das espécies.

Germinação de sementes em áreas invadidas e não invadidas

Neste estudo encontramos evidências de que a germinação de gramíneas nativas está sendo limitada pela invasão por *Urochloa decumbens*. As mudanças observadas nas variáveis abióticas, como demonstrado para a radiação fotossinteticamente ativa e a temperatura na superfície do solo, podem explicar esses efeitos. Kolb *et al.* (2016) testaram a germinação do mesmo lote de sementes utilizadas neste estudo em condições controladas, sob temperatura constante (25°C) e em temperaturas alternadas ($30^{\circ}\text{C}-20^{\circ}\text{C}$). Os autores encontraram que em temperatura constante a germinação das espécies foi muito reduzida, especialmente para as espécies *Andropogon leucostachyus*, *Aristida megapotamica* var. *brevipes* e *Loudetiopsis chrysotrix*. O desempenho das espécies em campo foi distinto do observado no experimento em viveiro. Por exemplo, as espécies *Eustachys disticophylla* e *Andropogon leucostachyus* apresentaram taxa de germinação superior a 60% no viveiro (Tabela 3), enquanto a germinação dessas espécies foi inferior a 3% nas áreas de campo cerrado sem invasão. No viveiro, as espécies germinaram a pleno

sol, sob irrigação constante e livres de competição com as espécies já estabelecidas, como acontece nas condições em campo. Além disso, baixas taxas de germinação são comuns para espécies nativas do Cerrado, como já observado por diversos autores (Zaidan & Carreira 2008, Lima *et al.* 2014, Le Stradic *et al.* 2015). O sucesso na germinação para espécies do Cerrado é muito variável entre as espécies, oscilando da ausência completa de germinação até valores próximos de 100% (Lima *et al.* 2014). Baixas porcentagens de germinação podem estar relacionadas à dormência das sementes, mecanismo relatado para muitas espécies do Cerrado (Carmona *et al.* 1998, Zaidan & Carreira 2008). A dormência de sementes ocorre em muitas espécies herbáceas de ambientes savânicos, como estratégia para prevenir o estabelecimento em condições desfavoráveis (Willis *et al.* 2014).

A presença de gramíneas exóticas invasoras pode limitar o estabelecimento das espécies nativas também por outros mecanismos. A espécie invasora, muitas vezes, ocupa os locais de germinação disponíveis, além de reduzir a disponibilidade de recursos limitantes como luz e água, diminuindo o estabelecimento das espécies nativas (Seabloom *et al.* 2003, Loyde *et al.* 2015). Vários estudos sugerem que a competição por recursos acima e abaixo do solo, como nutrientes, água e luz, é o principal mecanismo por trás do declínio populacional nativo durante as invasões biológicas (Levine *et al.* 2003).

Plantas herbáceas, particularmente espécies graminóides perenes, são mais afetadas por invasores. Em um estudo de revisão, Mason *et al.* (2009) demonstraram que as espécies com sementes pequenas e de menor massa (<1 mg) são mais prejudicadas devido à invasão por gramíneas exóticas do que espécies com sementes maiores. Hoffmann & Haridasan 2008 verificaram que algumas espécies lenhosas do cerrado são capazes de germinar sob a invasão por gramíneas exóticas, porém o seu estabelecimento é altamente prejudicado. A manutenção de fatores ambientais como a alternância de temperatura e níveis de radiação dentro do regime de variação natural da vegetação do

Cerrado é fundamental para a conservação das espécies de fisionomias mais abertas, como o campo cerrado. Dessa forma, intervenções de manejo como o controle das invasões biológicas e a aplicação de queimadas controladas se fazem necessárias para manter a estrutura da vegetação e os processos ecológicos dela dependentes (Kolb *et al.* 2016).

Apesar da discussão sobre as espécies invasoras serem ‘condutoras’ ou meros ‘passageiros’ em relação às modificações observadas em comunidades invadidas (MacDougall & Turkington 2005), muitos estudos que fazem a comparação entre locais invadidos e não invadidos conduzem a uma relação causal entre a invasão exótica e as diferenças detectadas (Mason *et al.* 2009). Estes estudos têm demonstrado experimentalmente que gramíneas invasoras podem modificar a estrutura e a composição das comunidades (Maron & Marler 2008, Flory & Clay 2010). A introdução de espécies em novos ambientes exerce impactos sobre a composição de espécies, estrutura e funcionamento das comunidades vegetais locais (Vitousek 1997, Pyšek *et al.* 2012). Neste estudo, verificamos que as mudanças microclimáticas provocadas pela invasão podem estar associadas a impactos negativos sobre a estrutura e perda de riqueza na comunidade de plantas nativas. Por afetar também a germinação e o estabelecimento de espécies nativas, a invasão por *U. decumbens* compromete a manutenção de suas populações e sua persistência da comunidade ao longo do tempo. Porém, os fatores analisados explicam apenas uma pequena proporção dos atributos da comunidade, que devem ser afetados por outros mecanismos decorrentes da invasão pela braquiária que não foram objeto deste estudo. Estudos experimentais podem auxiliar na compreensão da relação entre os impactos das invasões, as modificações em fatores abióticos e as mudanças nas comunidades, na busca por mecanismos potenciais que ajudem a explicar de que forma as gramíneas exóticas comprometem a diversidade.

Referências bibliográficas

- Abreu, M.E.P. & Garcia, Q.S. 2005. Efeito da luz e da temperatura na germinação de sementes de quatro espécies de *Xyris* L. (Xyridaceae) ocorrentes na Serra do Cipó, MG, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19(1): 149-154.
- Almeida-Neto, M., Prado, P.I., Kubota, U., Bariani, J.M., Aguirre, G.H. & Lewinsohn, T.M. 2010. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology* 209: 109-122.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves J.L.M. & Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711–728.
- Andreu, J. & Vilà, M. 2011. Native plant community response to alien plant invasion and removal. *Management of Biological Invasions* 2: 81-94.
- Bansal, S., Sheley, R.L., Blank, B. & Vasquez, E.A. 2014. Plant litter effects on soil nutrient availability and vegetation dynamics: changes that occur when annual grasses invade shrub-steppe communities. *Plant Ecology* 215: 367-378.
- Baskin, C.C. & Baskin, J.M. 2001. Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination. San Diego: Academic Press Elsevier.
- Callaway, R.M. & Aschehoug, E.T. 2000. Invasive Plants versus Their New and Old Neighbors: A Mechanism for Exotic Invasion. *Science* 290:521–523.
- Carmona, R., Martins, C.R. & Fávoro, A.P. 1998. Fatores que afetam a germinação de sementes de gramíneas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Sementes* 20(1): 16-22.
- Corbin, J.D. & D'Antonio, C.M. 2010. Not novel, just better: competition between native and non-native plants in California grasslands that share species traits. *Plant Ecology* 209:71-81.
- D'Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematic* 23: 63-87.
- D'Antonio, C.M., Hughes, R. F. & Tunison, J.T. 2011. Long-term impacts of invasive grasses and subsequent fire in seasonally dry Hawaiian woodlands. *Ecological Applications* 21(5): 1617-1628.
- Dias, J., Assis da Fonte, M.A.M., Baptista, R., Mantoani, M.C., Holdefer, D.R. & Torezan, J.M.D. 2013. Invasive Alien Plants In Brazil: a Nonrestrictive Revision of Academic Works. *National Conservation* 11(1): 31-35.
- Dostál, P., Müllerová, J., Pyšek, P., Pergl, J. & Klinerová, T. 2013. The impact of an invasive plant changes over time. *Ecology Letters* 16: 1277-1284.

- Durigan, G.; Baitello, J.B.; Franco, G.A.D.C.; Siqueira, M.F. *Plantas do cerrado paulista. Imagens de uma paisagem ameaçada*. São Paulo: Páginas & Letras Editora e Gráfica, 2004. 475p.
- Durigan, G.; Siqueira, M.F.; Franco, G.A.D.C. 2007. Threats to the cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64: 355-363.
- Eckstein, R.L. & Donath T.W. 2005. Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species. *Journal of Ecology* 93:807-816
- Eiten, G. 1972. The cerrado vegetation of Brazil. *The Botanical Review* 38: 201-341.
- Facelli, J.M. & Pickett, S.T.A. 1991. Plant litter: light interception and effects on an old-field plant community. *Ecology* 72: 1024-1031
- Fenner, M. 1993. Seed ecology. Chapman & Hall, London.
- Ferreira, A.G., Cassol, B., Rosa, S.G.T., Silveira, T.S., Stival, A.L. & Silva, A.A. 2001. Germinação de sementes de Asteraceae nativas no Rio Grande do Sul, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 15(2): 231-242.
- Ferreira, L.V., Parolin, P., Matos, D.C.L., Cunha, D.A., Chaves, P.P. & Neckel, S.O. 2016. The effect of exotic grass *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Poaceae) in the reduction of species richness and change of floristic composition of natural regeneration in the Floresta Nacional de Carajás, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88 (Supl. 1), 589-597.
- Flory, S.L. & Clay, K. 2010. Non-native grass invasion alters native plant composition in experimental communities. *Biological Invasions* 12(5): 1285–1294.
- Foxcroft, L.C., Richardson, D.M., Rejmánek, M. & Pyšek, P. 2010. Alien plant invasions in tropical and sub-tropical savannas: patterns, processes and prospects. *Biological Invasions* 12: 3913-3933.
- Ghazoul, J. & Sheil, D. 2010. Tropical rain forest ecology, diversity, and conservation. Oxford University Press, Oxford, UK .
- Gorgone-Barbosa, E., Pivello, V.R. & Meirelles, ST. 2008 Allelopathic Evidence in *Brachiaria decumbens* and its Potential to Invade the Brazilian Cerrados. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 51(4): 825-831.
- Hasselquist, E.M., Hasselquist, N.J. & Rogers, D.L. 2013. Management of Non-Native Annual Plants to Support Recovery of an Endangered Perennial Forb, *Ambrosia pumila*. *Restoration Ecology* 21: 224-231.
- Hobbs, R. J., & Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology* 6:324-337.
- Hoffmann, W.A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical Savanna. *Austral Ecology* 33: 29-36.
- Hoffmann, W.A., Lucatelli, V.M.P.C., Silva, F.J., Azevedo, I.N.C., Marinho, M.S., Albuquerque, A.M.S., Lopes, A.O. & Moreira, S.P. 2004. Impact of the invasive

- alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in the Brazilian Cerrado. *Diversity and Distributions* 10: 99-103.
- Hothorn T., Hornik, K, Wiel M.A. van de & Zeileis, A. 2006. A Lego System for Conditional Inference. *The American Statistician* 60(3), 257-263.
- Klink, C.A. & Machado, D.R.B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology* 19(3): 707-713.
- Klink, C.A. 1994. Effects of clipping on size and tillering of native and African grasses of the Brazilian savannas (the cerrado). *Oikos* 70: 365-376.
- Kolb, R.M., Pilon, N.AL. & Durigan, G. 2016. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses *Acta Botanica Brasilica* 30(1): 87-92.
- Lannes, L.S., Bustamante, M., Edwards, P.J. & Venterink H.O. 2012. Alien and endangered plants in the Brazilian Cerrado exhibit contrasting relationships with vegetation biomass and N:P stoichiometry. *New Phytologist* 196:816–823.
- Lannes, L.S., Bustamante, M.M.C., Edwards, P.J. & Venterink, H.O. 2016. Native and alien herbaceous plants in the Brazilian Cerrado are (co-) limited by different nutrients. *Plant and Soil* 400 (1-2): 231-243.
- Levine, J.M., Vilà, M., D’Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grigulis K. & Lavorel, S. 2003. Mechanisms underlying the impacts of exotic plant invasions. *Proceedings of the Royal Society Lond B* 270:775–781.
- Lima Y.B.C., Durigan, G. & Souza, F.M. 2014. Germinação de 15 espécies vegetais do cerrado sob diferentes condições de luz. *Bioscience Journal* 30: 864-1872.
- Loydi A, Eckstein RL, Otte A, et al. 2013. Effects of litter on seedling establishment in natural and semi-natural grasslands: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 101: 454-464.
- Loydi, A., Donath, T.W., Eckstein, R.L. & Otte, A. 2015. Non-native species litter reduces germination and growth of resident forbs and grasses: allelopathic, osmotic or mechanical effects? *Biological Invasions* 17: 581-595.
- Lucindo, A.S., Antunes, A.Z., Kanashiro, M.M. & Dias, M.M. 2015. Birds at Santa Bárbara Ecological Station, one of the last Cerrado remnants in the state of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica* 15(4): e0155.
- MacDougall AS, Turkington R (2005) Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86:42–55.
- Maron, J.L. & Marler, M. 2008. Field-based competitive impacts between invaders and natives at varying resource supply. *Journal of Ecology* 96:1187–1197.
- Mason, T.J., French, K. & Lonsdale, W.M. 2009. Do graminoid and woody invaders have different effects on native plant functional groups? *Journal of Applied Ecology* 46: 426–433.

- Meira-Neto, J.A.A.; Martins, F.R.; Valente, G.E. 2007. Composição florística e espectro biológico na estação ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Árvore*, 31: 907-922.
- Melo, A.C.G., Durigan, G. 2011. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. Disponível em: <http://www.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/index.asp>
- Mendonça, A.H., Russo, C., Melo, A.C.G. & Durigan, G. 2015. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecology & Diversity* 8: 493-503
- Musso C, Miranda HS, Aires SS, Bastos AC, Soares AM, Loureiro S. 2014. Simulated post-fire temperature affects germination of native and invasive grasses in cerrado (Brazilian savanna). *Plant Ecology & Diversity* 8: 1-9.
- Ortega, Y.K. & Pearson, D.E. 2005. Weak vs. Strong Invaders of Natural Plant Communities: Assessing Invasibility and Impact. *Ecological Applications* 15(2): 651–661.
- Pivello, V.R. 2005. Manejo dos fragmentos de cerrado visando a conservação da biodiversidade. In: Scariot, A., Sousa-Silva, J.C. & Felfili, J.M. (Org.). *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Pp. 402-413.
- Pivello, V.R., Carvalho, V.M.C., Lopes, P.F., Peccinini, A.A. & Rosso, S. 1999a. Abundance and distribution of native and alien grasses in a ‘Cerrado’ (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-82.
- Pivello, V.R., Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999b. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8: 1281-1294.
- Pyšek, P., Jarošík, V., Hulme, P. E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U. & Vilà, M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18: 1725–1737.
- Pyšek, P., Jarosik, V., Hulme, P.E., Pergl, J., Hejda, M., Schaffner, U.R.S & Vila, M. 2012. A global assessment of invasive plant impacts on resident species, communities and ecosystems: the interaction of impact measures, invading species' traits and environment. *Global Change Biology* 18: 1725-1737.
- Ribeiro, J.F.; Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano, S.M.; Almeida, S.P.; Ribeiro, J.F. (Org.). *Cerrado: ecologia e flora*. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008. p. 151 -212.
- Rossiter-Rachor, N.A., Setterfield, S.A., Douglas, M.M., Hutley, L.B., Cook, D. & Schmidt, S. 2009. Invasive *Andropogon gayanus* (gamba grass) is an ecosystem transformer of nitrogen relations in Australian savanna. *Ecological Applications* 19(6): 1546-1560.

- Sampaio, A.B. & Schmidt, I.B. 2013. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(2): 32-49.
- Seabloom, E.W., Harpole, W.S., Reichman, O.J. & Tilman, D. 2003. Invasion, competitive dominance, and resource use by exotic and native California grassland species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 13384–13389.
- Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. & Vilà, V. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28: 58-66.
- Le Stradic, S., Silveira, F.A., Buisson, E., Cazelles, K., Carvalho, V. & Fernandes, G.W. 2015. Diversity of germination strategies and seed dormancy in herbaceous species of campo rupestre grasslands. *Austral Ecology* 40: 537-546.
- Strayer, D. L., V. T. Eviner, J. M. Jeschke, and M. L. Pace. 2007. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends in Ecology and Evolution* 21:645–651.
- Thompson, P.A. 1974. Effects of fluctuating temperature on germination. *Journal of Experimental Botany* 25: 164-175.
- Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y. & Pyšek, P. 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14: 702-708.
- Vitousek, P.M., D'Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmanek, M. & Westbrooks, R. 1997. Introduced species: A significant component of human- caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 21: 1–16.
- Williams, D.G. & Baruch, Z. 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions* 2: 123-140.
- Willis, C.G., Baskin, C.C., Baskin, J.M., *et al.* 2014. The evolution of seed dormancy: environmental cues, evolutionary hubs, and diversification of the seed plants. *New Phytologist* 203: 300-309.
- Yurkonis, K.A., Meiners, S.J. & Wachholder, B.E. 2005. Invasion impacts diversity through altered community dynamics. *Journal of Ecology* 93: 1053–1061.
- Zaidan, L.B.P. & Carreira, R.C. 2008. Seed germination in Cerrado species. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 20 (3): 167–181.
- Zenni, R.D. & Ziller, S.R. 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Revista Brasileira de Botânica* 34(3): 431-446.

Capítulo 2

**Caracterização do mecanismo de invasão do campo cerrado
por *Urochloa decumbens***

Capítulo 2 - Caracterização do mecanismo de invasão do campo cerrado por *Urochloa decumbens*

Resumo

A capacidade de estimar e prever a disseminação de espécies exóticas invasoras é um processo fundamental no desenvolvimento de diretrizes e políticas de gestão. A compreensão dos mecanismos pelos quais uma espécie invasora expande sua população ainda é um grande desafio para a maioria das espécies. Embora modelagens preditivas tentem generalizar os padrões de invasão, estudos empíricos são praticamente inexistentes. Ao longo de dois anos, monitoramos a expansão de manchas de invasão por *U. decumbens* em áreas de campo cerrado, para estimar a velocidade de expansão da espécie sobre a vegetação nativa. Esperávamos que a invasão ocorresse predominantemente pela propagação vegetativa (estolão) dos indivíduos já estabelecidos. Constatamos, após esse período, que a propagação vegetativa é um processo muito lento, com a expansão do perímetro das manchas sendo, em média, de 10 cm ano⁻¹. Por outro lado, o monitoramento de parcelas permanentes de vegetação similar não invadida no mesmo local, durante o mesmo período, mostrou que a colonização por chuva de sementes é muito comum e, provavelmente, é o principal mecanismo pelo qual *U. decumbens* expande suas populações sobre o campo cerrado. Plântulas da espécie invasora foram registradas em 50% das parcelas de vegetação originalmente não invadida após um período de um ano de monitoramento. Além da quantificação, apresentamos neste estudo um modelo conceitual representando o processo de invasão do campo cerrado pela gramínea africana *Urochloa decumbens*. Com base nas observações deste estudo, recomendamos que as ações de controle priorizem os indivíduos ou manchas isolados, que aumentam a pressão de propágulos e, portanto, aceleram a invasão.

Palavras-chave: invasões biológicas, manchas de invasão, priorização de manejo.

Introdução

A capacidade de estimar e prever a disseminação de espécies exóticas invasoras é um processo fundamental no desenvolvimento de diretrizes e políticas de gestão. As opções de gerenciamento para espécies invasoras incluem a prevenção, a detecção, a erradicação, e várias formas de mitigação (Pyšek & Richardson 2010, Pluess *et al.* 2012). No entanto, a abordagem de melhor custo-efetividade no controle de invasoras, é investir na prevenção e/ou controlar as espécies invasoras no início do processo de invasão (Hulme 2006, Simberloff *et al.* 2003, McConnachie *et al.* 2012).

O processo de invasão consiste em três etapas principais: dispersão, estabelecimento de populações autossustentáveis e disseminação para áreas adjacentes. A maioria dos estudos em invasões biológicas dão ênfase apenas aos casos de invasões estabelecidas (Pyšek & Hulme 2005), com poucos estudos sendo dedicados aos mecanismos de dispersão e expansão da invasão (Puth & Post 2005, Wilson *et al.* 2009). Os modelos de propagação tem sido utilizados para prever a velocidade com que as espécies invasoras se expandem, com base em atributos relacionados a reprodução e a dispersão (Shigesada *et al.* 1995, Hastings *et al.* 2005). No entanto, apesar dos avanços na perspectiva teórica, ainda há uma dificuldade na geração e na disponibilidade de dados apropriados relativos à disseminação de espécies invasoras (Pyšek & Hulme 2005).

A dinâmica de crescimento de espécies invasoras pode ser influenciada por diversos fatores como a competição com as espécies nativas, a heterogeneidade do habitat, a pressão de propágulos da própria espécie e atividades humanas que facilitam a invasão (Williamson & Fitter 1996, Levine *et al.* 2003, Pyšek *et al.* 2010, Jauni *et al.* 2015). Os distúrbios também representam um outro aspecto importante, uma vez que podem aumentar a suscetibilidade das comunidades à invasão (Hobbs & Huenneke 1992, Corbin & D'Antonio 2004).

Dentre as espécies de plantas invasoras no Brasil, a gramínea *Urochloa decumbens* se destaca pela enorme quantidade de áreas invadidas, principalmente no bioma Cerrado (Zenni & Ziller 2010). *U. decumbens* é uma gramínea perene, C4, que se propaga por sementes ou vegetativamente (Klink & Joly 1989, Morroni & Zuloaga 1992). Assim como outras gramíneas africanas, *U. decumbens* foi introduzida para formação de pastagens e se tornou invasora em ecossistemas naturais (Williams & Baruk 2000). A invasão por essa espécie representa uma séria ameaça à biodiversidade (Pivello *et al.* 1999b), pois além de competir com as espécies nativas, a invasão pode comprometer processos naturais e o funcionamento dos ecossistemas (D’Antonio & Vitousek 1992).

Apesar da compreensão dos impactos da invasão por *U. decumbens*, a forma com que essa espécie avança sobre os ecossistemas ainda não foi descrita. Acredita-se que a exposição gerada pela borda dos fragmentos seja o principal meio de entrada de *U. decumbens* nos ecossistemas naturais, evidenciando uma forte associação entre a fragmentação e a invasão por gramíneas africanas (Mendonça *et al.* 2015). Durigan *et al.* (2007) registraram a presença de *U. decumbens* em 72% de 81 fragmentos amostrados, sendo 37% dos registros relacionados às bordas. A criação de estradas e aceiros é um dos principais fatores que propiciam a dispersão de gramíneas invasoras para o interior de áreas naturais (Veldmann & Putz 2010). Ao colonizar a borda dos fragmentos, a gramínea invasora estabelece grandes “frentes” de invasão e passa a se deslocar para o interior dos habitat, onde pode causar modificações em toda a comunidade vegetal (Pivello *et al.* 1999b). Conhecer os mecanismos de invasão das espécies pode contribuir para o desenvolvimento de estratégias de manejo eficazes (Vitousek *et al.* 1997). Neste sentido, com este estudo buscamos caracterizar a propagação de *Urochloa decumbens* a partir de manchas dispersas de invasão no interior de áreas campo cerrado, com o objetivo de quantificar a velocidade de expansão da espécie invasora. Adicionalmente, avaliamos o

estabelecimento de *U. decumbens* por chuva de sementes em parcelas permanentes não invadidas. Com este estudo, esperamos contribuir para elucidar os mecanismos de dispersão da gramínea invasora, auxiliando na priorização de ações de manejo visando o controle da invasão.

Métodos

Área de estudo

Realizamos o estudo em áreas de campo cerrado, uma fisionomia savânica composta predominantemente por um estrato herbáceo-subarbustivo, onde as árvores são esparsas. Essas áreas encontram-se protegidas na Estação Ecológica Santa Bárbara (EEcSB), unidade de conservação localizada no estado de São Paulo, Brasil (22°47'S a 22°50'S, 49°11' W a 49°15'W; elevação de 640 m). A EEcSB possui área de 2.715 ha, o clima regional é classificado como Cfa de Köppen, com verões quentes e úmidos (Alvares *et al.* 2013). A precipitação média anual fica entre 1.100 e 1.300 mm, com o total de chuvas no mês mais seco ficando próximo dos 30 mm. A temperaturas médias do mês mais quente (janeiro) estão entre 23 e 24 °C e as temperaturas médias do mês mais frio (julho) em torno dos 16 °C (Meira-Neto *et al.* 2007). A EEcSB apresenta formações savânicas e florestais. As fisionomias mais abertas como o campo cerrado ocorrem em Neossolo Quatzarênico (Meira-Neto *et al.* 2007) e ocupam uma área de aproximadamente 225 ha (Melo & Durigan, 2011). A invasão por espécies exóticas constitui uma das maiores ameaças à diversidade local. Uma parte significativa da vegetação natural da EEcSB encontra-se invadida por gramíneas exóticas. A gramínea africana *Urochloa decumbens* (braquiária) é a mais amplamente espalhada. A chegada de *U. decumbens* na unidade é relativamente recente, com relatos locais de que seja posterior à década de 1970. A braquiária, embora seja ocorrente e abundante na unidade, prolifera principalmente ao

longo das estradas e aceiros, com manchas esparsas nas áreas ocupadas por fisionomias mais abertas de cerrado.

Desenho experimental

Para caracterizar o processo de expansão da braquiária sobre o cerrado, selecionamos aleatoriamente 20 manchas de *Urochloa decumbens* em cinco setores da Estação Ecológica Santa Bárbara. Cada setor foi tratado como um bloco, sendo demarcadas quatro manchas por bloco. A área das manchas variou de 5 a 20 m². Para quantificar a velocidade com que a espécie invasora avança sobre o ecossistema natural, demarcamos o perímetro de cada uma das 20 manchas de braquiária, utilizando oito estacas de ferro (vergalhão) de 50 cm de comprimento. Esta demarcação foi realizada em abril de 2013.

Ao mesmo tempo, monitoramos a colonização de parcelas permanentes de vegetação nativa não invadida, pareadas com as manchas de invasão, para quantificar o estabelecimento de indivíduos de braquiária oriundos de chuva de sementes. As parcelas no campo cerrado não invadido (2 m x 2 m) foram demarcadas sistematicamente a dois metros de distância de cada mancha de invasão (referidas como “parcelas não invadidas”).

Coleta de dados

O avanço das manchas de invasão foi quantificado pela expansão radial da área invadida. Para isso, foi medida a expansão de cada um dos oito raios partindo do centro da mancha, passando por cada uma das estacas que marcam a distância ("d1" a "d8") do perímetro inicial até o perímetro atual da mancha (Figura 2). Essa avaliação foi realizada em janeiro de 2015, dois anos após a demarcação dos limites da mancha de invasão.

A colonização da braquiária por novos focos de invasão nas parcelas inicialmente não invadidas e a expansão da espécie dentro das manchas invadidas foram monitoradas por

meio da avaliação da cobertura por dois anos: em janeiro de 2014 e em janeiro de 2015. A cobertura foi estimada visualmente em porcentagem da área da parcela.

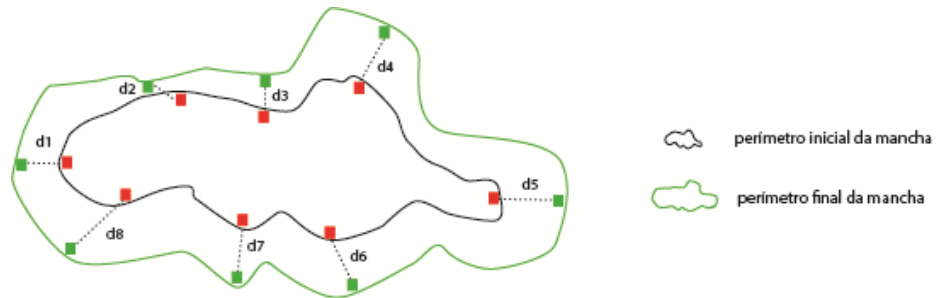


Figura 1. Esquema da medição da expansão das manchas de braquiária. Os pontos vermelhos representam o raio inicial em cada ponto do perímetro e os pontos verdes representam o raio ao final do período de observações. A diferença entre os dois raios (d) é a extensão do avanço da mancha de invasão durante o período de observações.

Análise de dados

Analisamos o avanço da gramínea invasora por “frentes de invasão” a partir da média de todos os pontos (vergalhão) que delimitavam as moitas. A expansão foi medida em metros por ano. Para análise da colonização pela gramínea invasora nas parcelas, realizamos teste t comparando a cobertura por *U. decumbens* nas parcelas não invadidas entre os anos de 2014 e 2015.

Resultados

As manchas de invasão expandiram em média $0,21 \pm 0,2$ m no período de 2 anos, o que representa um avanço de cerca de 10 cm ao ano. Esse ritmo foi pouco variável entre locais e entre manchas, com raras exceções em que houve retração do perímetro da mancha ou que o aumento registrado no raio de invasão foi superior a 40 cm em dois anos (Figura 2).

Em um ano de monitoramento (de 2014 a 2015), 50 % das parcelas de campo cerrado foram invadidas por *U. decumbens*. A cobertura por braquiária nas parcelas de

invasão, demarcadas nas manchas de invasão, também aumentou em 15 das 20 manchas monitoradas (Figura 3).

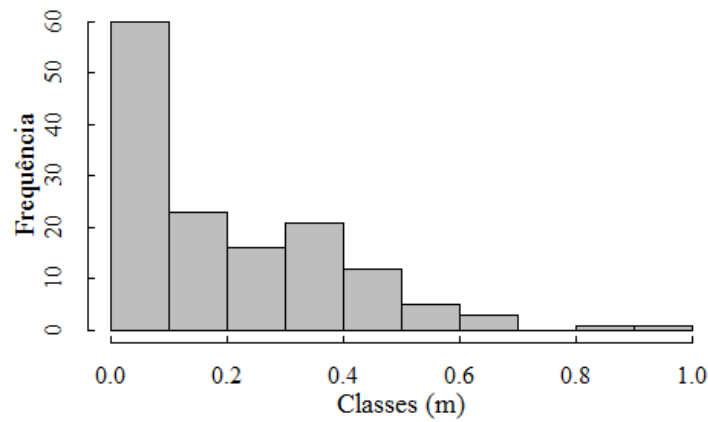


Figura 2. Distribuição das frequências de acordo com a expansão da invasão em cada ponto (vergalhão) que delimitava o perímetro das manchas de *Urochloa decumbens*. Valores expressos em metros (m), observações realizadas no período de dois anos (n = 142 pontos).

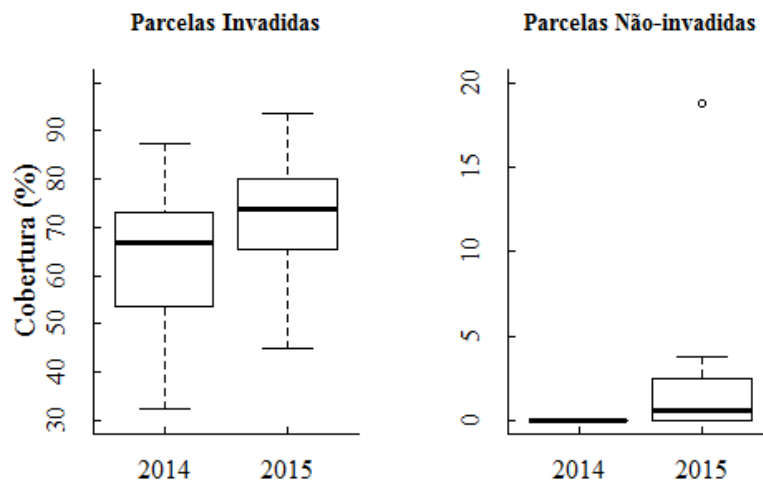


Figura 3. Cobertura de *Urochloa decumbens* (%) em vinte parcelas invadidas e vinte parcelas não-invasidas em 2014 e em 2015, quando passaram a ser invadidas na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP (Parcelas Invasidas: $t = -2,3$; $P = 0,02$; Parcelas Não-invasidas: $t = -2,1$; $P = 0,05$).

Se expansão da mancha de braquiária ocorresse de forma radial levaria 10 anos para a que a invasão chegasse nas parcelas de campo cerrado (parcelas não-invasidas), localizadas a 2 metros de distância. No entanto, o mecanismo de invasão predominante parece ser por chuva de sementes e um outro método para avaliar essa expansão deve ser

testado, tanto para avaliar a expansão de uma ‘frente’ ou ‘onda’ de invasão (a partir das bordas de fragmentos de cerrado), como a partir da chuva de sementes, com a formação de novas moitas. Com base nestas observações, propomos um modelo conceitual de expansão da invasão (Figura 4). O processo de invasão tem início a partir do estabelecimento de uma população de *U. decumbens*, que ocupa normalmente ocupa as bordas dos fragmentos ou margens de estradas e aceiros. A gramínea exótica então passa a colonizar o interior dos ecossistemas naturais por chuva de sementes, originando novas manchas de invasão (Figura 4a). As manchas de invasão dão origem a focos menores, aumentando a pressão de propágulos para o interior das áreas (Figura 4b). Com o crescimento das populações, inicia-se a coalescência das manchas menores (Figura 4c). Nessa fase, a velocidade de propagação torna-se maior, acelerando o processo de colonização das áreas naturais, que resulta na dominância e cobertura de grandes áreas pela gramínea invasora (Figura 4d).

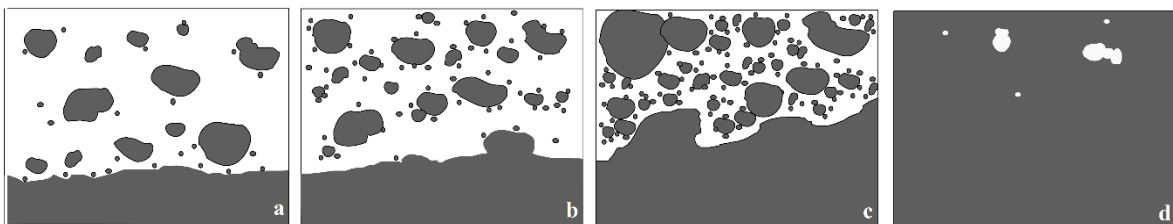


Figura 4. Representação esquemática do processo de invasão do campo cerrado por *Urochloa decumbens*: (a) a partir de uma fonte de invasão (usualmente uma frente ao longo de uma estrada ou aceiro), inicia-se o processo de colonização por chuva de sementes, dando início a pequenas manchas satélites. (b) Cada mancha satélite passa a colonizar as áreas ao seu redor por chuva de sementes. (c) A coalescência das manchas menores faz expandir a área invadida até que (d) a gramínea invasora coloniza toda a área.

Discussão

A compreensão dos mecanismos pelos quais uma espécie invasora expande sua população ainda é um grande desafio para a maioria das espécies. Neste estudo, esperávamos que o avanço da invasão ocorresse pela expansão radial das moitas da espécie invasora. No entanto, o avanço de 10 cm ano⁻¹ monitorado neste estudo, demonstra que

essa forma de expansão não é o mecanismo predominante pelo qual a espécie invade as fisionomias savânicas como o campo cerrado. No modelo conceitual que apresentamos, o início do processo de invasão pode ser relativamente mais lento, porém a partir de determinado ponto em que o número de focos torna-se maior (figura 3b e 3c), a taxa de colonização aumenta rapidamente devido ao aumento de propágulos. Os estudos que tratam da propagação de espécies invasoras geralmente preveem um período de colonização inicial mais lento (fase de latência) em que a espécie ocorre em alguns locais isolados, seguido por uma fase de expansão mais rápida (fase exponencial) (Pyšek & Hulme 2005). Esse padrão é apresentado em diversos modelos teóricos (Mack 1985, Shigesada *et al.* 1995, Marco *et al.* 2011). A partir dessa fase, as manchas satélites tendem a se fundir com a sua população progenitora em um curto espaço de tempo (Figuras 4c e 4d). A dispersão da gramínea invasora pode ocorrer a distâncias próximas a mancha de origem – quer seja a frente de invasão ou as manchas satélites – como também pode ser dispersa para locais relativamente distantes, iniciando um processo independente. No entanto, até o momento deste estudo, não existem dados sobre a dispersão potencial de *U. decumbens*. Apesar da importância, no contexto de invasões biológicas, a dispersão de longa distância (> 100 m, segundo Cain *et al.* 2000) de gramíneas exóticas invasoras de forma geral, ainda é pouco conhecida devido as dificuldades desse tipo de monitoramento (Adams *et al.* 2015). No presente estudo, 50% das parcelas de campo cerrado monitoradas foram invadidas *U. decumbens*. Esses dados indicam que a 2 metros de distância da mancha de invasão, a chuva de sementes foi efetiva para o estabelecimento da gramínea invasora. A capacidade de propagação vegetativa é muitas vezes mencionada entre atributos mais importantes relacionados com o sucesso da invasão (Pyšek. 1997). Espécies exóticas que apresentam propagação vegetativa ou outros mecanismos como a autofertilização podem se expandir mais rapidamente, formando grandes frentes de invasão

(Chuang & Peterson 2016). Para *U. decumbens*, a propagação vegetativa foi responsável por um pequeno aumento na área das manchas. A emissão de estolões por *U. decumbens* é mais frequentemente observada em áreas abertas, com solo exposto.

As vantagens competitivas das espécies exóticas são especialmente importantes nos estágios iniciais do processo de invasão (Corbin & D'Antonio 2004). *U. decumbens* ocupa extensas áreas no Cerrado e sua presença é frequentemente associada ao declínio das espécies nativas (Pivello *et al.* 1999a, Bustamante *et al.* 2012, Mendonça *et al.* 2015), demonstrando habilidade competitiva superior em relação às nativas. *Urochloa* spp. apresentam melhor utilização de recurso e maior capacidade de rebrota em comparação com espécies nativas (Caramashi *et al.* 2016). Assim, distúrbios naturais podem estimular ainda mais a invasão e a dominância das gramíneas exóticas (D'Antonio & Vitousek, 1992). As gramíneas exóticas que produzem elevada biomassa, têm o potencial de alterar os regimes de incêndio (Rossiter *et al.* 2003, Gorgone-Barbosa *et al.* 2015). Um feedback positivo entre fogo e a invasão por essas espécies é então estabelecido: após a passagem do fogo, as gramíneas exóticas tendem a se restabelecer mais rapidamente, deslocando as espécies nativas, o que resulta em maior biomassa e maior frequência e intensidade dos incêndios (Brooks *et al.* 2004, Setterfield *et al.* 2010). Alguns autores apresentam que a presença do gado também pode beneficiar espécies exóticas, facilitando a dispersão de sementes (Hobbs & Huenneke 1992) e reduzindo as taxas de estabelecimento das espécies nativas, por competição (Seabloom *et al.* 2003). No entanto, o papel do gado na dispersão de espécies exóticas é controverso entre diversos autores. Os efeitos do gado dependem da intensidade, frequência e tempo de pastejo, além da espécie e habitat em questão (Davies *et al.* 2016). Em densidades moderadas, a presença do gado pode ser benéfica para os ecossistemas, pois ao reduzir a biomassa das gramíneas invasoras, reduz o feedback fogo-invasão e os impactos negativos dos incêndios (com elevada biomassa) sobre as espécies

nativas (Davies *et al.* 2016). Por outro lado, em um estudo na Austrália, os autores relatam que a expansão de gramíneas invasoras não foi estimulada pela presença do gado, nem por eventos de incêndios, mas simplesmente pela pressão de propágulos (Fensham *et al.* 2013). A pressão de propágulos reflete o tamanho das populações de origem e indica que quanto maior a presença do invasor nas áreas adjacentes, maior a chance de espalhamento da espécie para as áreas naturais (Richardson & Pysek 2006).

Implicações para manejo

Dentre os principais fatores apontados na literatura para tentar explicar os sucessos e fracassos na erradicação ou controle de invasoras, apenas a extensão espacial da invasão foi significativamente relacionada com o resultado da erradicação (Pluess *et al.* 2012), demonstrando que ações em escala local podem ser mais bem sucedidas. Quando espécies exóticas são detectadas enquanto ainda estão em baixas densidades, a erradicação é viável a um custo econômico relativamente baixo (Myers *et al.* 2000). Como medida de conservação, o manejo de espécies invasoras durante a fase inicial de dispersão pode impedir os impactos negativos que essas espécies poderão exercer sobre as comunidades (Hobbs & Humphries 1995, Simberloff 2003). A erradicação de espécies invasoras em amplas áreas pode ser extremamente onerosa, e envolver métodos potencialmente danosos para as espécies nativas (Myers *et al.* 2000). Assim, como estratégia de manejo é preferível começar erradicação por focos menores (manchas de invasão) do que por grandes blocos de invasão. Moody e Mack (1988) demonstraram há muito tempo que o invasor se espalha muito mais rapidamente quando os focos satélites são ignorados. Porém, muitas vezes devido à dificuldade em se mapear as manchas menores, o manejo é voltado apenas às manchas maiores de invasão, negligenciando o papel dos pequenos focos que continuam em expansão nos ecossistemas.

A maioria dos estudos com *U. decumbens* apresenta uma forte associação desta espécie com a borda de fragmentos. Pivello *et al.* (1999a) relatam que a invasão por *U. decumbens*, limitada inicialmente às margens das estradas em um parque nacional, expandiu rapidamente para a parte central dessa reserva em poucos anos. Assim, apesar de estar associada às bordas dos fragmentos, o avanço para o interior dos ecossistemas pode ser uma questão de tempo (como previstos nos modelos de expansão) ou devido a diversos fatores como discutido anteriormente (p. ex. sítios adequados para germinação, perturbações que levem ao revolvimento do solo e incêndios). Porém todos esses fatores precisam ser testados experimentalmente. Algumas atividades humanas contribuem substancialmente para a difusão de espécies invasoras (Rauschert *et al.* 2010). A avaliação cuidadosa das atividades que promovem a dispersão de propágulos, tais como a manutenção de estradas e aceiros em unidades de conservação, pode ajudar a controlar a propagação e impedir a formação de grandes blocos de invasão (Hastings *et al.* 2005, Veldman & Putz 2010) como acontece com as gramíneas africanas.

Em conclusão, esperamos que esta tentativa de caracterização do mecanismo de invasão por *U. decumbens* possa subsidiar estratégias de manejo dessa gramínea no Cerrado. Ao demonstrar que não apenas os grandes focos de invasão causam mudanças nas comunidades, mas também que as manchas menores exercem impactos significativos sobre a composição e estrutura das comunidades (como demonstrado no Capítulo 1), recomendamos que as ações de controle priorizem os indivíduos ou manchas isolados, que aumentam a pressão de propágulos e, portanto, aceleram a invasão. Estratégias alternativas de manejo, como o pastejo em baixa densidade, podem auxiliar no controle das manchas dispersas de *U. decumbens*. Dado que as gramíneas africanas são preferencialmente forrageadas pelo gado, o pastejo pode contribuir para o manejo da invasão e para a restauração dos ecossistemas invadidos (Williams & Baruch 2000).

Referências

- Adams, V.M., Petty, A.M., Douglas, M.M., Buckley, Y.M., Ferdinands, K.B., Okazaki, T., Ko, D.W. & Setterfield, S.A. 2015. Distribution, demography and dispersal model of spatial spread of invasive plant populations with limited data. *Methods Ecol Evol* 6: 782–794.
- Almeida-Neto, M., Prado, P.I., Kubota, U., Bariani, J.M., Aguirre, G.H. & Lewinsohn, T.M. 2010. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology* 209: 109–122.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves J.L.M. & Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711–728.
- 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. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience* 54: 677–688.
- 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. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience* 54: 677–688.
- Bustamante, M.M.C., Brito, D.Q., Kozovits, A.R., Luedemann, G., de Mello, T.R.B., Pinto, A.S., Munhoz, C.B.R. & Takahashi, F.S.C. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (cerrado). *Plant Ecology* 213: 795–808.
- Caramaschi, G.M.C.L., Barbosa, E.R.M., Silva, D.A., Braga, V.B. & Borghetti, F. 2016. The superior re-sprouting performance of exotic grass species under different environmental conditions: the study case of *Paspalum atratum* (Swallen) and *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich. - Stapf.). *Theoretical and Experimental Plant Physiology* 28:273–285.
- Chuang, A. & Peterson, C. R. 2016. Expanding population edges: theories, traits, and trade-offs. *Global Change Biology* 22: 494–512.
- Corbin, J.D. & D'Antonio, C.M. 2010. Not novel, just better: competition between native and non-native plants in California grasslands that share species traits. *Plant Ecology* 209:71–81.
- D'Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematic* 23: 63–87.
- Davies, K.W., Bates, J.D., Boyd, C.S. & Svejcar, T.J. 2016. Pre-fire grazing by cattle increases post-fire resistance to exotic annual grass (*Bromus tectorum*) invasion and dominance for decades. *Ecology and Evolution* 6: 3356–3366.
- Durigan, G.; Siqueira, M.F.; Franco, G.A.D.C. 2007. Threats to the cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64: 355–363.

- Fensham, R.J., Donald, S. & Dwyer, J.M. 2013. Propagule pressure, not fire or cattle grazing, promotes invasion of buffel grass *Cenchrus ciliaris*. *Journal of Applied Ecology* 50: 138–146.
- Gorgone-Barbosa, E.; Pivello, V.R.; Bautista, S.; Zupo, T.; Rissi, M.N.; Fidelis, A. 2014. How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biological Invasions* 17:423–431.
- Hastings, A., Cuddington, K., Davies, K.F., Dugaw, C.J., Elmendorf, S., Freestone, A., Harrison, S., Holland, M., Lambrinos, J., Malvadkar, U., Melbourne, B.A., Moore, K., Taylor, C. & Thomson, D. 2005. The spatial spread of invasions: new developments in theory and evidence. *Ecology Letters* 8: 91–101.
- Hobbs R.J. & Humphries S.E. 1995. An integrated approach to the ecology and management of plant invasions. *Conservation Biology* 9: 761–770.
- Hobbs, R.J. & Huenneke, L.F. 1992. Disturbance, Diversity, and Invasion: Implications for Conservation. *Conservation Biology* 6: 324–337.
- Hoffmann, W.A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical Savanna. *Austral Ecology* 33: 29–36.
- Hulme, P.E. 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology* 43: 835–847.
- Jauni, M., Gripenberg, S. & Ramula, S. 2015. Non-native plant species benefit from disturbance: a meta-analysis. *Oikos* 124: 122–129.
- Klink, C. & Joly, C. 1989. Identification and distribution of C3 and C4 grasses in open and shaded habitats in São Paulo State, Brazil. *Biotropica* 21: 30–34.
- Lannes, L.S., Bustamante, M., Edwards, P.J. & Venterink H.O. 2012. Alien and endangered plants in the Brazilian Cerrado exhibit contrasting relationships with vegetation biomass and N:P stoichiometry. *New Phytologist* 196:816–823.
- Marco, D. E., Montemurro, M. A. and Cannas, S. A. 2011 Comparing short and long-distance dispersal: modelling and field case studies. *Ecography* 34: 671–682.
- McConnachie, M.M., Cowling, R.M., van Wilgen, B.W., McConnachie, D.A. 2012. Evaluating the cost-effectiveness of invasive alien plant clearing: a case study from South Africa. *Biological Conservation* 155: 128–135.
- Meira-Neto, J.A.A.; Martins, F.R.; Valente, G.E. 2007. Composição florística e espectro biológico na estação ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Árvore*, 31: 907–922.
- Melo, A.C.G.; Durigan, G. 2011. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. Disponível em: <http://www.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/index.asp>
- Mendonça, A.H., Russo, C., Melo, A.C.G. & Durigan, G. 2015. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecology & Diversity* 8: 493–503.

- Moody, M.E. & Mack, R.N. 1988. Controlling the spread of plant invasions: the importance of nascent foci. *Journal of Applied Ecology* 25:1009:1021.
- Morrone, O. & Zuloaga, F. 1992. Revision de las especies sudamericanas nativas e introducidas de los generos *Brachiaria* y *Urochloa* (POACEAE: PANICOIDEAE: PANICEAE). *Darwiniana* 31(1/4): 43-109.
- Myers J.H., Simberloff D., Kuris A.M. & Carey J.R. 2000. Eradication revisited: dealing with exotic species. *Trends in Ecology Evolution* 15: 316–320.
- Pivello V. R.; Carvalho V.M.C.; Lopes, P.F.; Peccinini, A.A. & Rosso, S. 1999a. Abundance and distribution of native and alien grasses in a ‘Cerrado’ (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-82.
- Pivello, V.R., Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999b. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8: 1281-1294.
- Pluess, T., Cannon, R., Jarošík, V., Pergl, J., Pyšek, P. & Bacher, S. 2012. When are eradication campaigns successful? A test of common assumptions. *Biological Invasions* 14(7): 1365–1378.
- Puth, L. M. & Post, D. M. 2005. Studying invasion: have we missed the boat?. *Ecology Letters* 8: 715–721.
- Pyšek P. & Hulme P.E. 2005. Spatio-temporal dynamics of plant invasions: Linking pattern to process. *Ecoscience* 12: 302–315.
- Pysek, P. & Richardson, D. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35:25–55.
- Pyšek, P. 1997. Clonality and plant invasions: can a trait make a difference? In de Kroon, H., and van Groenendael, J. (Eds). *The ecology and evolution of clonal plants*, Leiden: Backhuys Publishers, 405-427.
- Rauschert, E.S.J., Mortensen, D.A., Bjørnstad, O.N., Nord, A.N. & Peskin, N. 2010. Slow spread of the aggressive invader, *Microstegium vimineum* (Japanese stiltgrass). *Biological Invasions* 12:563–579.
- Richardson, D.M. & Pysek, P. 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30: 409–431.
- Rossiter, N.A., Setterfield, S.A., Douglas, M.M. & Hutley, L.B. 2003. Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Diversity and Distributions* 9:169-176.
- Seabloom, E.W., Harpole, W.S., Reichman, O.J. & Tilman, D. 2003. Invasion, competitive dominance, and resource use by exotic and native California grassland species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100: 13384–13389.
- Setterfield, S.A., Rossiter-Rachor, N.A., Hutley, L.B., Douglas, M.M. & Williams, R.J. 2010. Turning up the heat: the impacts of *Andropogon gayanus* (gamba grass)

- invasion on fire behaviour in northern Australian savannas. *Diversity and Distributions* 16, 854–861.
- Shigesada, N., Kawasaki, K. & Takeda, Y. 1995. Modeling stratified diffusion in biological invasions. *The American Naturalist* 146: 229–251.
- Simberloff, D. 2003. How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology* 17:83–92.
- Veldman, J.W. & Putz, F.E. 2010. Long-distance Dispersal of Invasive Grasses by Logging Vehicles in a Tropical Dry Forest. *Biotropica* 42: 697–703.
- Vitousek, P.M., D’Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmánek, M., Westbrooks, R. 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *N Z J Ecology* 21(1):1–16.
- Williams, D.G. & Baruch, Z. 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. *Biological Invasions* 2: 123-140.
- Wilson, J.R.U., Dormontt, E.E., Prentis, P.J., Lowe, A.J. & Richardson, D.M. 2009. Something in the way you move: dispersal pathways affect invasion success. *Trends in Ecology and Evolution* 24(3): 136–144.

Capítulo 3

Avaliação ecológica e econômica de diferentes técnicas de controle da invasão por *Urochloa decumbens* em campo cerrado

Capítulo 3 - Avaliação ecológica e econômica de diferentes técnicas de controle da invasão por *Urochloa decumbens* em campo cerrado

Resumo

A invasão por gramíneas exóticas em ecossistemas tropicais tem levado a perdas de diversidade e a modificação na estrutura de comunidades de plantas. Dentre essas espécies, *Urochloa decumbens* representa uma das principais ameaças à conservação de ecossistemas savânicos no Brasil e forte obstáculo para ações de restauração. Realizamos um experimento testando diferentes estratégias de manejo para a erradicação de *U. decumbens* em campo cerrado, na Estação Ecológica de Santa Bárbara, sudeste do Brasil. Testamos seis tratamentos (com cinco réplicas), que incluíram a aplicação isolada de fogo, herbicidas, capina manual e a combinação desses tratamentos. Avaliamos comparativamente as técnicas pelos seus custos e pela recuperação da riqueza e estrutura da comunidade vegetal. Todos os tratamentos foram eficazes no controle da invasão, exceto a aplicação isolada de fogo. Porém, o fogo otimizou as técnicas baseadas na capina e em herbicidas, reduzindo o seu custo e estimulando a regeneração natural, que ocorreu predominantemente por rebrota de estruturas subterrâneas. A germinação de *U. decumbens* também foi reduzida no banco de sementes de tratamentos com uso de fogo. Os tratamentos com glifosato apresentaram maior viabilidade econômica, porém, exerceram grande impacto sobre as plantas nativas. Técnicas baseadas na capina foram as menos impactantes sobre a vegetação nativa, mas tiveram os maiores custos. Se precedida pelo fogo, a capina teve o custo reduzido em 42%. Verificamos um trade-off entre custos e benefícios nas ações de manejo, uma vez que as técnicas mais viáveis economicamente não facilitam a recuperação das espécies nativas em curto prazo, o que deve ser levado em consideração nas decisões de manejo.

Palavras-chave: erradicação, herbicida, capina manual, Cerrado, *Urochloa decumbens*, *Brachiaria*, restauração, resiliência, rebrota.

Introdução

Apesar do crescente interesse no controle de espécies invasoras ter se renovado nos últimos anos (Simberloff 2009; Pysek & Richardson 2010), a representatividade de publicações e estudos demonstrando os sucessos e fracassos na erradicação dessas espécies sempre foi relativamente baixa (Simberloff 2003, Andreu *et al.* 2009). Diversas críticas aos ecólogos de invasão foram feitas neste sentido, principalmente pelo distanciamento entre a ciência e os aspectos práticos do manejo de espécies invasoras (Shaw *et al.* 2010, Gaertner *et al.* 2012) e aos pequenos progressos na redução dos impactos negativos das invasões (Hulme 2003). Por outro lado, o controle ou a remoção de plantas invasoras constitui um passo crítico para ações de restauração ecológica e, assim, muitas pesquisas que apresentam dados sobre erradicação têm sido realizadas (D'Antonio & Meyerson 2004, Hulme 2006, Gaertner *et al.* 2012).

Em revisão sobre o assunto, Kettering & Adams (2011) apontam que o crescimento das publicações baseadas na experimentação de técnicas de controle de invasoras gerou muitos avanços. Porém, algumas limitações importantes são destacadas pelos autores, tais como a pouca importância que tem sido dada ao recobrimento por plantas nativas após a remoção da espécie invasora, o curto período de monitoramento e a pequena escala dos projetos, além da avaliação incompleta de custos e benefícios associados às ações de controle ou erradicação. O tipo de técnica aplicada no controle de uma espécie invasora tem forte influência sobre a composição da comunidade vegetal que se estabelece após a operação de manejo (Flory & Clay 2009). A resposta da comunidade de plantas após a remoção de espécies invasoras, oferece *insights* úteis sobre os processos de recuperação da comunidade e restauração ecológica (Guido & Pillar 2014). Em geral, esforços bem-sucedidos de erradicação têm beneficiado a diversidade biológica. Muitos estudos sugerem que a supressão de espécies invasoras pode ter efeitos positivos na comunidade vegetal,

umentando a riqueza e cobertura pelo recrutamento de plântulas (por exemplo Flory 2010, Davies & Sheley 2011). No entanto, também há evidências de que, sem planejamento adequado, a erradicação pode ter impactos indesejáveis sobre as espécies nativas e sobre o ecossistema (Zavaleta *et al.* 2001). Dessa forma, o monitoramento após a erradicação permite documentar os resultados positivos da erradicação e também oferece oportunidade de aprendizado com os erros de técnicas pouco eficazes (Hulme & Bremner 2005). A escolha da técnica de manejo mais eficaz para o controle de plantas invasoras precisa considerar os custos (Pyšek & Richardson, 2010). A não inclusão dos custos na avaliação da eficácia do controle de plantas invasoras prejudica a aplicação dos recursos destinados à conservação, que são muitas vezes escassos. As ações de manejo que consideram ambos – custos e danos – são mais apropriadas para determinar estratégias economicamente mais viáveis (Epanchin-Niell & Hastings 2010). A ausência de análises econômicas nos projetos de erradicação de invasoras é uma grave lacuna, dificultando a decisão dos gestores, que precisam colocar em prática os resultados das pesquisas (Naidoo *et al.* 2006, Epanchin-Niell & Hastings 2010).

Após o controle da invasão, a recuperação dos ecossistemas depende do impacto causado pela espécie invasora e das características intrínsecas do ecossistema. Em ecossistemas resilientes, a recuperação natural da comunidade de plantas sem intervenções adicionais após o manejo da espécie invasora pode ter maiores chances de sucesso, o que implica em menores custos de restauração, tornando-se uma opção mais viável para os gestores de áreas protegidas (D'Antonio & Meyerson 2002; Reid *et al.* 2009). Ecossistemas savânicos são reconhecidos por apresentarem alta resiliência frente a distúrbios naturais como o fogo e o pastejo (Bond & Keeley 2005, Hoffmann *et al.* 2012, Bond 2016). As espécies que compõem esses ecossistemas apresentam adaptações evolutivas, tais como sistemas subterrâneos bem desenvolvidos e cascas suberosas, que possibilitam rápida

rebrotar e proteção isolante contra o fogo (Bond & Midgley 2001, Simon *et al.* 2009, Pausas & Keeley 2014). Apesar de resilientes a diferentes tipos de distúrbios, não há, porém, estudos demonstrando a resiliência desses ecossistemas frente a plantas invasoras. De forma geral, a relação entre a resiliência ecológica e as espécies invasoras tem sido pouco estudada (Chaffin *et al.* 2016). As espécies invasoras podem diminuir a resiliência, reduzindo a biodiversidade que sustenta funções e processos ecológicos, tornando os ecossistemas mais propensos a mudanças de regime (Chaffin *et al.* 2016). Abreu e Durigan (2011) verificaram baixa resistência de áreas úmidas de Cerrado à invasão por uma espécie arbórea do gênero *Pinus*, que levou ao extermínio do estrato herbáceo e modificações abruptas no ecossistema em cerca de apenas duas décadas.

Entre as plantas invasoras de fisionomias campestres e savânicas de Cerrado, as gramíneas de origem africana são predominantes (Pivello *et al.* 1999b, Durigan *et al.* 2007, Zenni & Ziller 2011, Sampaio & Schmidt, 2013) e sua expansão é frequentemente associada ao declínio de espécies nativas (D'Antonio & Vitousek 1992, Pivello *et al.* 1999a, Hoffman & Haridasan, 2008), sendo as plantas herbáceas e lenhosas de pequeno porte as mais prejudicadas (Almeida-Neto *et al.* 2010, Mendonça *et al.* 2015). Gramíneas invasoras podem alterar a quantidade de biomassa disponível (Bustamante *et al.* 2012; Lannes *et al.* 2016) e modificar os regimes naturais de fogo pelo aumento da frequência e da intensidade dos incêndios (D'Antonio & Vitousek 1992, Gorgone-Barbosa *et al.* 2015). Por alterar a quantidade de luz disponível, também podem interferir nos processos de germinação das sementes e regeneração natural das savanas neotropicais (Hoffman & Haridasan, 2008).

A invasão por gramíneas de origem africana no Brasil é considerada um dos maiores problemas enfrentados pelos gestores das áreas protegidas e faltam estudos que indiquem técnicas de manejo que sejam eficazes e economicamente viáveis (Pivello 2005,

Sampaio & Schmidt 2013). A erradicação de gramíneas invasoras representa um desafio não só para a conservação dos ecossistemas de Cerrado, como também um forte obstáculo para a sua restauração (Durigan *et al.* 2007, Ferreira *et al.* 2015), que depende da reocupação por espécies nativas após a retirada da espécie invasora. A restauração da comunidade de plantas nativas é algo que precisa ser levado em consideração quando se planeja a remoção de plantas invasoras (Flory & Clay, 2009).

Neste estudo, avaliamos diferentes técnicas para o controle da gramínea invasora *Urochloa decumbens*, buscando encontrar estratégias de manejo que sejam ecológica e economicamente viáveis. Para essa avaliação, testamos a aplicação de fogo, herbicidas e capina de forma isolada ou associadas, analisando o efeito dessas técnicas para o controle da gramínea invasora e no restabelecimento da comunidade de plantas nativas após dois anos de experimentação. Mais especificamente, buscamos responder às seguintes questões: i) o controle da gramínea invasora pode impulsionar o restabelecimento das espécies nativas? ii) neste caso, qual seria a estratégia de regeneração natural predominante para recolonização das áreas após a remoção da invasora? iii) qual o efeito dos tratamentos sobre o banco de sementes da gramínea invasora e sobre as espécies nativas? iv) qual técnica resultaria na melhor relação custo-benefício, considerando indicadores ecológicos (riqueza, densidade e cobertura por plantas nativas em regeneração natural) e econômicos (custos associados a cada técnica)?

Material e Métodos

***Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster**

Conhecida popularmente como braquiária ou capim-braquiária, *Urochloa decumbens* (ex *Brachiaria decumbens* Stapf) é nativa do leste tropical do continente Africano, ocorrendo em regiões de clima estacional, com verões chuvosos e estação seca

com duração de quatro a cinco meses (Seiffert, 1984). Assim como outras gramíneas de origem Africana, foi introduzida no Brasil para aumentar a produtividade das pastagens para pecuária. Desde então se tornou uma das principais espécies invasoras, sendo também frequente em unidades de conservação (Pivelo et al. 1999b, Durigan et al. 2007, Sampaio e Schmidt 2013). Trata-se de gramínea perene C4, de hábito ereto ou decumbente, com 30-90 cm de altura. Propaga-se por sementes ou vegetativamente (Klink and Joly 1989, Morroni e Zuloaga 1992, Lorenzi, 2008).

Área de estudo

Realizamos o estudo na Estação Ecológica Santa Bárbara (EEcSB), município de Águas de Santa Bárbara, estado de São Paulo, Brasil (22°47'S a 22°50'S, 49°11 W a 49°15'W; elevação de 640 m). A EEcSB possui área de 2.715 ha e é um dos poucos remanescentes no limite sul da região de domínio do Cerrado que ainda abrigam um mosaico de paisagens e grande diversidade de espécies (Meira-Neto *et al.* 2007, Lucindo *et al.* 2015). O clima regional é classificado como Cfa de Köppen, com verões quentes e úmidos (Alvares *et al.* 2013). A precipitação média anual fica entre 1.100 e 1.300 mm, com o total de chuvas no mês mais seco ficando próximo dos 30 mm. A temperaturas médias do mês mais quente (janeiro) estão entre 23 e 24 °C e as temperaturas médias do mês mais frio (julho) em torno dos 16 °C (Meira-Neto et al. 2007).

A EEcSB apresenta diferentes formações savânicas que são fortemente relacionadas ao tipo de solo. Fisionomias de maior biomassa ocorrem associadas a Latossolos e as fisionomias mais abertas, como o campo cerrado, em Neossolo Quatzarênico (Meira-Neto *et al.* 2007). No mapeamento mais recente (Melo & Durigan 2011), as fisionomias campestres ocupavam 435 ha. Este estudo foi realizado em área de

campo cerrado, que é um tipo de vegetação caracterizado pela predominância do estrato herbáceo-subarbustivo, com baixa cobertura e densidade de espécies arbóreas.

Como a maioria dos remanescentes de cerrado no Brasil (Zenni & Ziller 2011; Sampaio & Schmidt 2013), grande parte da unidade de conservação encontra-se invadida pela gramínea exótica *Urochloa decumbens*. A chegada de *U. decumbens* na unidade é relativamente recente, com relatos locais de que seja posterior à década de 1970. A braquiária, embora seja ocorrente e abundante na unidade, ocupa especialmente as margens das estradas e os aceiros, com manchas esparsas no interior das glebas ocupadas por fisionomias abertas de Cerrado.

Delineamento experimental

O experimento consistiu de seis tratamentos de manejo (cinco réplicas cada), com delineamento inteiramente casualizado. Para aleatorização dos tratamentos, primeiramente demarcamos e enumeramos 30 parcelas de 10 x 10 m (100 m²) com a vegetação totalmente invadida, ao longo de um carreador com cerca de 2 km de extensão. Em seguida, sorteamos as parcelas que receberiam cada um dos tratamentos de manejo. Para comparação dos resultados, adicionalmente, instalamos cinco parcelas em manchas de vegetação não invadida, dispersas entre as parcelas experimentais de manejo. Estas parcelas foram tratadas como ecossistema de referência (Ref). Os tratamentos de manejo testados foram os seguintes:

F - Aplicação de fogo

H - Aplicação de herbicida (glifosato)

C - Capina manual

FH - Aplicação de fogo e de herbicida

FC - Aplicação de fogo + herbicida seletivo + capina

Cont - Tratamento controle (campo cerrado invadido)

Ref - Ecossistema de Referência (campo cerrado sem invasão)

A escolha dos tratamentos baseou-se em algumas hipóteses e premissas: i) o fogo foi utilizado para reduzir a biomassa da gramínea invasora, o que poderia facilitar a recolonização pelas espécies nativas, reduzir os efeitos negativos da capina e dos herbicidas nos tratamentos combinados, reduzindo também os custos dessas técnicas; ii) a capina poderia evitar o impacto do fogo e dos herbicidas. Porém, poderia ter impacto sobre as plantas nativas e, ao revolver o solo, aumentar a recolonização da área pela gramínea invasora, ao acionar seu banco de sementes, exigindo operações repetidas; iii) a aplicação de glifosato sobre a braquiária poderia ser benéfica por diminuir a inibição que a espécie exerce sobre as nativas e a camada de matéria seca formada após a aplicação do herbicida poderia dificultar a germinação da espécie invasora. Porém, as sementes e plântulas de espécies nativas poderiam ser também prejudicadas. Além disso, o herbicida poderia matar também plantas nativas, com resultado final negativo.

Aplicação dos tratamentos

Os tratamentos foram aplicados em uma parcela de cada vez, na área de 10 x 10 m. A queimada prescrita foi aplicada uma única vez (tratamentos F, FH, FC), em agosto de 2013. As operações de capina e aplicação de glifosato foram repetidas de 3 a 5 vezes, dependendo do tratamento, com intervalo entre operações de aproximadamente 4 meses. (Tabela 1) A capina e o glifosato foram reaplicados sempre que a gramínea exótica reocupava as parcelas e antes que entrasse em processo reprodutivo, evitando-se a proliferação por sementes.

A operação de queimada prescrita (tratamentos F, FH, FC) ocorreu entre os dias 02 e 05 de agosto de 2013, no período da manhã em condições sem vento, com temperatura média de 26°C. Antes da aplicação do fogo, uma faixa de pelo menos 2 m de largura ao

redor de cada parcela foi aceirada com água por um trator acoplado a um tanque, utilizando mangueiras e aspersores. A opção pelo aceiro molhado foi feita para evitar o revolvimento do solo, que seria prejudicial ao experimento, por estimular a germinação da espécie invasora. A aplicação do fogo foi conduzida pela brigada de incêndio da unidade de conservação, utilizando pinga-fogo, abafadores e bombas costais.

O herbicida glifosato [N-(fosfonometil) glicina] (tratamentos H e FH) foi aplicado por aspersão (pulverizador costal), direcionando-se o jato para a gramínea exótica. O produto foi diluído em 150g de glifosato granulado (*Roundup ultra* granulado) para 20L de água, com rendimento de 4kg ha⁻¹. No tratamento FH, a primeira aplicação do herbicida foi realizada um mês após a queimada, assim que teve início a rebrota da gramínea invasora. Em ambos os tratamentos, o glifosato foi reaplicado quatro vezes no período de dois anos.

A capina manual (tratamentos C, FC) consistiu na remoção das touceiras da gramínea invasora com o uso de enxada. Em C a capina foi repetida por 5 vezes em dois anos, com maior esforço concentrado no primeiro ano de manejo (operações em jun/2013, set/2013, nov/2013, fev/2014 e jan/2015). No tratamento FC, a capina foi realizada um mês após a queimada, eliminando as touceiras que rebrotaram, operação que foi repetida apenas mais duas vezes ao longo dos cinco anos, não sendo necessárias outras ações de manejo. No tratamento FC, foi realizada a aplicação de herbicida Verdict® (Haloxifope-R Éster Metílico), seletivo para seedlings de gramíneas (não afeta plantas adultas). Este produto foi aplicado em toda a área da parcela, aos 20 dias após a capina, com pulverizador costal.

Tabela 1. Cronograma das intervenções de manejo e coleta de dados realizadas em cada um dos tratamentos de controle da invasão por *Urochloa decumbens*, na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP. Tratamentos: aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (Haloxifope-R Ester Metílico) (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont); Ecosistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref).

Data	Tratamentos						
	F	H	C	FH	FC	Cont	Ref
Jun/2013	Amostragem inicial da vegetação	Amostragem inicial da vegetação	Amostragem inicial da vegetação	Amostragem inicial da vegetação	Amostragem inicial da vegetação	Amostragem inicial da vegetação	Amostragem inicial da vegetação
		Herbicida (glifosato)	Capina da braquiária				
Ago/2013	Fogo prescrito			Fogo prescrito	Fogo prescrito		
Set/2013	2ª Amostragem da vegetação	2ª Amostragem da vegetação	2ª Amostragem da vegetação	2ª Amostragem da vegetação	2ª Amostragem da vegetação		
			capina	herbicida (glifosato)	capina		
Out/2013					herbicida seletivo (Verdict)		
Nov/2013			capina				
Fev/2014		herbicida (glifosato)	capina	herbicida (glifosato)	capina		
Mai/2014 (1 ano)	3ª Amostragem da vegetação	3ª Amostragem da vegetação	3ª Amostragem da vegetação	3ª Amostragem da vegetação	3ª Amostragem da vegetação	3ª Amostragem da vegetação	3ª Amostragem da vegetação
Jun/2014		herbicida (glifosato)		herbicida (glifosato)			
Jan/2015		herbicida (glifosato)	capina	herbicida (glifosato)	capina		
Mai/2015 (2 anos)	última amostragem	última amostragem	última amostragem	última amostragem	última amostragem	última amostragem	última amostragem

Coleta de dados

Realizamos a amostragem da comunidade vegetal nas parcelas antes da aplicação dos tratamentos (junho/2013) e dois anos depois (maio/2015). Durante a aplicação dos tratamentos, em cada ocasião, registramos os produtos (insumos), equipamentos (enxadas, pulverizador costal, EPI's) e a mão de obra (minutos e número de trabalhadores) utilizados em cada parcela, para quantificação dos custos de cada operação.

Para amostragem da comunidade vegetal, dentro de cada parcela de 10 x 10 m, amostramos a área útil de 5 m x 5 m, mantendo assim uma faixa de 2,5 m de largura como bordadura. Partindo da premissa de que os efeitos dos tratamentos e a recuperação da vegetação poderiam ser distintos entre grupos funcionais, categorizamos os indivíduos amostrados quanto ao hábito das espécies. Para caracterização da riqueza, registramos todas as espécies presentes nas parcelas, incluindo gramíneas, ervas não graminóides e plantas lenhosas. Para obter a densidade de indivíduos contabilizamos, em toda a área útil da parcela, todos os indivíduos de cada espécie de arbusto, árvore, subarbusto e erva não graminóide. As gramíneas nativas foram analisadas apenas em termos de riqueza e cobertura, dada a dificuldade de individualizar as plantas. A cobertura foi estimada pelo método de intersecção na linha (Canfield, 1941), estendendo em cada parcela três linhas paralelas de 5 m de comprimento, com 1,25 m de distância entre linhas, separando-se as seguintes categorias: gramíneas exóticas, gramíneas nativas, ervas + subarbustos, arbustos + árvores, e terra nua. As poucas espécies arbóreas presentes na área de estudo foram agrupadas com as espécies arbustivas na análise das variáveis cobertura, riqueza e densidade por hábito. Ervas não-graminóides foram analisadas em conjunto com subarbustos.

Monitoramento do banco de sementes

Para analisar os possíveis efeitos da aplicação de fogo e do herbicida glifosato sobre o banco de sementes da gramínea invasora e das espécies nativas, coletamos amostras das parcelas controle (Cont), dos tratamentos fogo (F), fogo e glifosato (FH), fogo e capina (FC), e das parcelas de campo cerrado não invadido - ecossistemas de referência (Ref). A primeira coleta do banco de sementes foi realizada em setembro de 2013, um mês após a aplicação inicial dos tratamentos. Para analisar a dinâmica do banco de sementes, realizamos uma segunda coleta em outubro de 2014, um ano depois do início dos tratamentos. Amostras do tratamento FC foram coletadas apenas em 2014. O tratamento Ref foi incluído para analisar quais seriam as espécies nativas presentes no banco de sementes em condições sem invasão.

As coletas foram realizadas de forma aleatória, na área de bordadura das parcelas, para evitar interferência na área útil da parcela que seria monitorada em longo prazo. Em cada parcela foram coletadas três amostras de solo superficial, com auxílio de um gabarito com 25 x 25 cm de superfície e 5 cm de profundidade, formando uma amostra composta para cada parcela. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos e levadas para o viveiro da Floresta Estadual de Assis, onde foram peneiradas e homogeneizadas. De cada amostra composta, tomamos a metade do volume e depositamos em caixas plásticas (38 x 27 x 9,5 cm) com orifícios para drenagem, forrada com uma camada de areia lavada com 2 cm de espessura. As caixas com as amostras foram dispostas aleatoriamente em uma bancada a 1,5 m acima do nível do solo, a plena luz, sob irrigação diária por aspersão. Para avaliar verificar a ocorrência de contaminação, cinco caixas testemunha com apenas areia lavada foram incluídas no estudo. A separação de metade do volume de solo foi feita apenas para adequação ao tamanho da caixa para germinação. Dessa forma, o volume de solo depositado para germinar correspondeu à área de 937 cm² x 5 cm de profundidade

para cada amostra. A partir da área de 937 cm², calculamos o valor do fator de correção para transformação da densidade do banco em número de sementes da gramínea invasora por metro quadrado foi de 10,7.

Nos dois períodos de coleta (2013 e 2014), as amostras foram observadas semanalmente durante três meses para contagem de plântulas de braquiária. A riqueza e a densidade de espécies nativas foram contabilizadas apenas ao final de três meses de observação. As amostras foram mantidas no viveiro até que fosse possível a identificação das espécies.

Origem das espécies em regeneração natural após controle da invasão

Após os primeiros meses de manejo da gramínea invasora, observamos aumento na cobertura das parcelas pelas espécies nativas, demonstrando a resiliência do ecossistema. Para analisar a partição dos mecanismos da resiliência, investigamos qual era a origem das plantas em regeneração natural dentro das parcelas, classificando-as em: oriundos de rebrota, germinação de sementes, ou sobreviventes. Realizamos a amostragem aos dez meses após o início dos tratamentos. Sobreviventes eram indivíduos que já existiam nas áreas invadidas e que continuaram vivos após a aplicação dos tratamentos com fogo, herbicidas ou capina. A distinção entre os indivíduos oriundos de rebrota ou de germinação foi feita como base na estrutura radicular, escavando-se ao redor de cada planta no interior da parcela para visualizar seu sistema subterrâneo, sem danificá-lo. Indivíduos jovens e plântulas com sistemas radiculares pouco desenvolvidos, sem presença de ramos queimados, foram considerados oriundos de sementes e plantas com ramos e/ou estruturas subterrâneas bem desenvolvidos foram considerados como rebrota. Em caso de dúvidas, a ocorrência e abundância da espécie na parcela na avaliação anterior à aplicação do tratamento dava respaldo à categorização.

Análise de dados

Analizamos separadamente os resultados ecológicos e os custos dos tratamentos de manejo. Para avaliar o impacto dos tratamentos sobre a comunidade de plantas presentes nas parcelas e em regeneração natural, consideramos como indicadores ecológicos as variáveis densidade de indivíduos, riqueza de espécies nativas e cobertura do solo por diferentes categorias. Os resultados dos tratamentos foram comparados com as parcelas controle (Cont) e com o ecossistema de referência (Ref).

O efeito dos tratamentos foi analisado para a comunidade como um todo, para diferentes formas de vida (gramíneas exóticas, gramíneas nativas, ervas + subarbustos e arbustos + árvores). Calculamos os valores médios de riqueza, densidade e cobertura para cada tratamento e dessas mesmas variáveis de acordo com o hábito das espécies. Para identificar as diferenças entre os tratamentos em termos de riqueza realizamos ANOVA para delineamento inteiramente casualizado, com a aplicação do Teste de Tukey (HSD) *a posteriori*, quando as diferenças eram significativas (pacote *agricolae*, Mendiburu, 2015). Uma vez que os dados de cobertura e densidade não atendiam os pressupostos de normalidade, optamos por uma ANOVA com permutação usando o pacote *lmPerm* no programa R (Wheeler e Torchiano, 2016), e aplicação do teste de Tukey (HSD) para diferenças significativas.

Comparamos o efeito dos tratamentos sobre o banco de sementes pela contagem do número de plântulas de *U. decumbens* e de espécies nativas que germinaram por tratamento (número médio de sementes germinadas por m²). A riqueza foi contabilizada apenas em número de espécies que germinaram na amostra coletada. Os dados foram analisados por análise de variância (ANOVA). Para a análise da densidade, fizemos a transformação logarítmica do número de sementes germinadas para atender aos

pressupostos de normalidade do teste. Na análise da germinação de sementes de braquiária excluimos as parcelas de referência, sendo considerados apenas os tratamentos com invasão. Para análise da riqueza e densidade de plantas nativas, a ANOVA foi aplicada entre todos os tratamentos.

Para análise da partição dos mecanismos da resiliência (representado pelas plantas em regeneração natural), calculamos a porcentagem de indivíduos e de espécies oriundos de rebrota, germinação de sementes ou sobreviventes por parcela e em cada tratamento.

Para avaliação comparativa dos custos dos tratamentos (por hectare, expressos em R\$), somamos, para cada parcela, os custos de insumos, equipamento e mão-de-obra (homem dia⁻¹ ha⁻¹) de todas as operações realizadas durante os dois anos de condução do experimento. A partir dos dados obtidos em cada parcela, foi estimado o custo por hectare. Para a queimada prescrita foi obtido o custo de mercado (por hectare) para contratação de uma brigada de incêndio e equipamentos necessários (caminhão tanque e quatro brigadistas) (fonte: Abreu, 2013). Para a comparação, realizamos ANOVA para delineamento inteiramente casualizado, com a aplicação do Teste de Tukey (HSD) *a posteriori*, quando as diferenças eram significativas (pacote *agricolae*, Mendiburu, 2015).

Resultados

Eficácia dos tratamentos no controle da invasão

Após dois anos de ações de manejo, todos os tratamentos foram eficazes em controlar a invasão por *Urochloa decumbens*, com exceção de queimada prescrita aplicada de forma isolada (F) (Figura 1). Na queimada prescrita, o fogo foi aplicado uma única vez, sem nenhuma intervenção subsequente, o que resultou no rápido retorno da gramínea invasora. Em todos os demais tratamentos, a cobertura do solo pela gramínea invasora foi reduzida em mais de 90% (Figura 1).

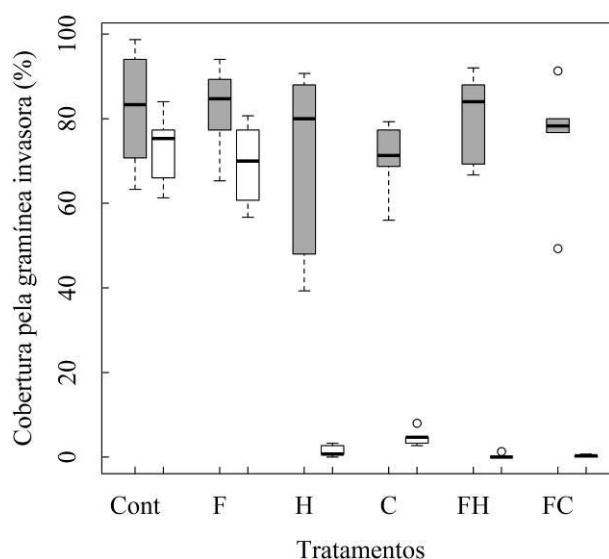


Figura 1. Cobertura do solo (%) por *Urochloa decumbens* antes da aplicação dos tratamentos (em cinza) e após dois anos (em branco). Tratamentos: Controle, campo cerrado com invasão (Cont); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); Ecosistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref).

Avaliação ecológica dos tratamentos

Ao longo de dois anos de monitoramento, a densidade de indivíduos aumentou entre os períodos de amostragem em todos os tratamentos (Figuras 2a e 2b). Os tratamentos diferiram entre si em termos de densidade e riqueza, com efeito do tempo (incluído como fator na análise de variância). Após o controle inicial da braquiária, as plantas nativas aumentaram tanto em densidade quanto em riqueza. A riqueza nos tratamentos com capina (C e FC) se aproxima da riqueza registrada no ecossistema de referência. O tratamento que consistiu apenas na aplicação glifosato (H) causou o maior impacto inicial, com a redução em densidade e riqueza de espécies nativas (Figura 2a e 2 b, linha verde). O tratamento FC apresentou a maior densidade de plantas por hectare. Porém a alta densidade de plantas amostradas neste tratamento se deve, em parte, à colonização por uma espécie arbustiva nativa *Chromolaena laevigata*. A espécie foi favorecida no

momento da dispersão, que foi coincidente com o controle da invasão, proporcionando espaço para germinação.

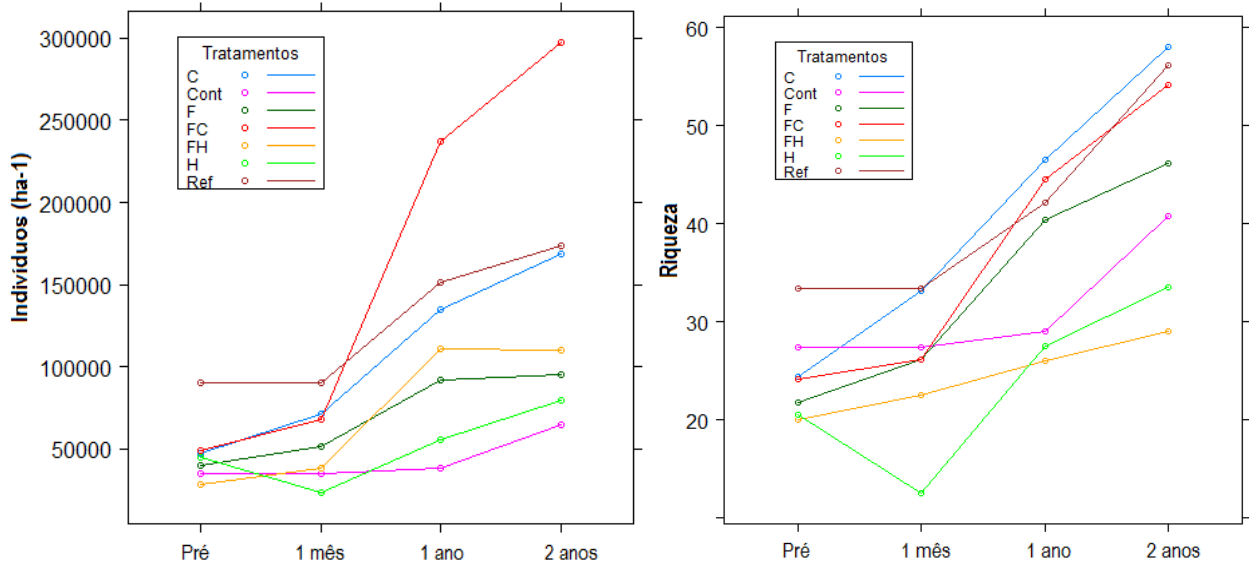


Figura 2. Densidade de indivíduos (ha^{-1}) e Riqueza em cada tratamento por período de amostragem: pré-tratamentos (Junho/2013), 1 mês após a primeira aplicação dos tratamentos (setembro/2013), um ano (maio/2014) e dois anos (maio/2015). Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont); Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de glifosato (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC). rANOVA: Densidade (Tratamentos: $F = 12,9$; $p < 0,001$; Tratamento*Tempo: $F = 9,4$; $P < 0,001$; Tempo: $F = 185,7$; $P < 0,001$); Riqueza (Tratamentos: $F = 33,02$; $P < 0,001$; Tratamento*Tempo: $F = 16,3$; $P < 0,001$; Tempo: $F = 175,6$; $p < 0,001$)

Ao longo de todo o período de observações, desde a amostragem que antecedeu a aplicação dos tratamentos, foram amostradas, no total, 245 espécies nativas. O número de espécies amostradas em uma parcela, ao término do período de observações, variou entre 28 (tratamento *FH*) e 68 espécies (tratamento *C*). A riqueza de espécies nativas nos tratamentos que utilizaram a capina (*FH* e *FC*) foi semelhante aos valores registrados para o ecossistema de referência ($F=20,5$; $p < 0,001$; Figura 3a), enquanto que o menor número de espécies foi observado nos tratamentos com glifosato (*H* e *FH*).

Nenhum tratamento, no período deste estudo, recuperou a riqueza de gramíneas nativas encontrada no ecossistema de referência (14 espécies registradas por parcela, em média). Porém, os tratamentos de capina (*C*) e fogo + capina (*FC*) apresentaram 10 e 8 espécies de gramíneas, respectivamente, o que representa uma riqueza duas vezes maior do que a observada nos tratamentos com glifosato (Figura 3b). Houve pouca variação no número de espécies de subarbustos e ervas presentes nos diferentes tratamentos (Figura 3c), com o maior número encontrado em *C* e o menor em *FC*. Embora não esperássemos diferença no número de espécies arbustivas e arbóreas, a riqueza registrada para os tratamentos com glifosato (*H* e *FH*) foi menor do que nas parcelas controle (*Cont*) (Figura 3d).

A densidade de subarbustos e ervas foi maior nos tratamentos com capina (*C* e *FC*), sendo semelhante aos valores para o campo cerrado sem invasão (ecossistema de referência, *Ref*) (Figura 4a). Os demais tratamentos não apresentaram diferenças em relação ao controle para esta variável. Devido à grande variação na densidade de arbustos e árvores entre parcelas de um mesmo tratamento, não detectamos diferença entre tratamentos para esta variável nem mesmo entre áreas invadidas (parcelas controle) ou não-invadidas (ecossistema de referência) ($p=0,07$; Figura 4b).

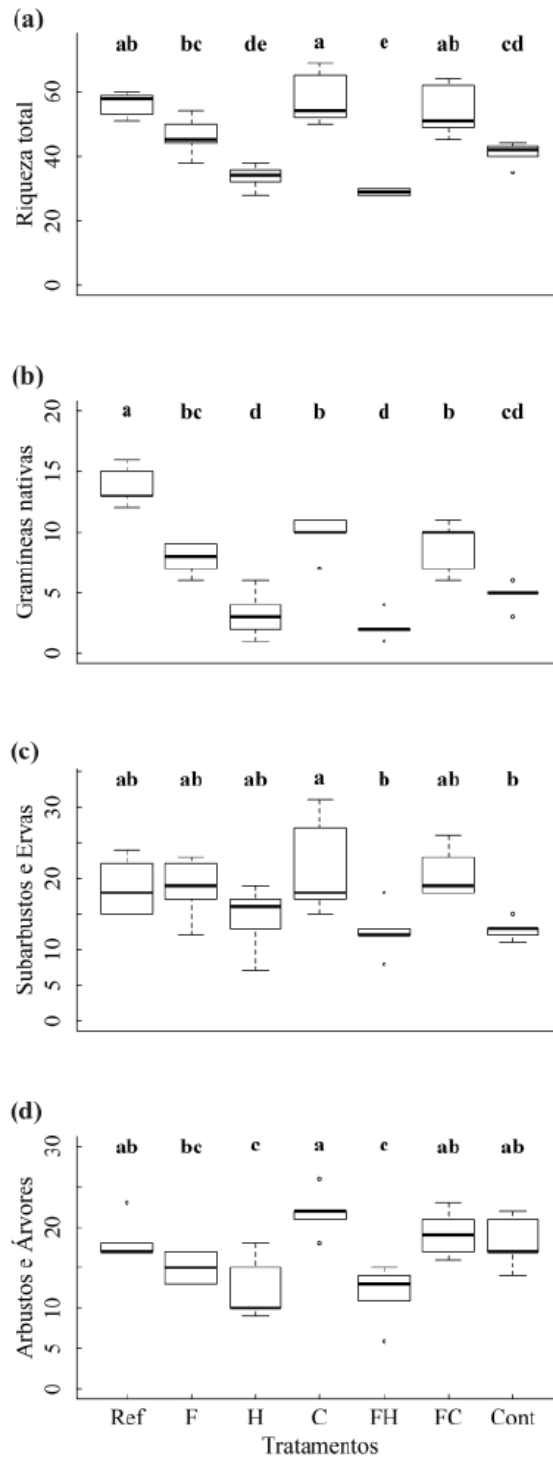


Figura 3. Riqueza de espécies total e separadamente por forma de vida: gramíneas nativas, subarbustos e ervas, arbustos e árvores nas parcelas submetidas aos diferentes tratamentos. Tratamentos: Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos (TukeyHSD, $p < 0.05$).

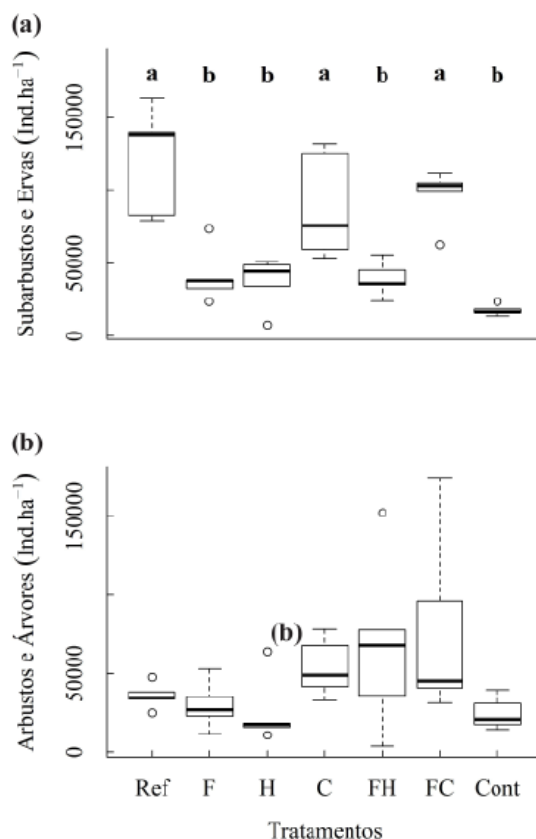


Figura 4. Densidade (indivíduos ha⁻¹) divididos em: (a) subarbustos e ervas; (b) arbustos e árvores. Tratamentos: Ecosistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont). Letras minúsculas indicam diferenças significativas e a ausência de letras indica que não há diferença entre os tratamentos (TukeyHSD, $p < 0.05$).

Assim como para riqueza, nenhum tratamento atingiu os valores do ecossistema de referência em termos de cobertura por gramíneas nativas (Figura 5a). A cobertura por gramíneas nativas no campo cerrado não invadido foi de aproximadamente 60%. No melhor tratamento para esta variável, capina -C, a média de cobertura por gramíneas nativas foi de 28%. Em FC, segundo melhor tratamento, a cobertura por gramíneas nativas foi em média de 13%, enquanto nos tratamentos com glifosato os valores foram extremamente baixos, inferiores a 2%, demonstrando o grande impacto do herbicida sobre este grupo funcional. A cobertura por subarbustos e ervas parece ter se recuperado mais

rapidamente do que a de plantas de outros grupos funcionais (Figura 5b). A ação de manejo que mais impactou esse grupo funcional foi a aplicação de glifosato (*H*). A cobertura por arbustos e árvores variou pouco entre os tratamentos (Figura 5c).

O campo cerrado não invadido apresentou em torno 25% do solo naturalmente sem cobertura (solo nu), sendo a cobertura vegetal predominantemente composta por gramíneas nativas e subarbustos (Figura 5e). Após dois anos de monitoramento, a maior parte do solo continuou sem cobertura nos tratamentos com glifosato (*H*, *FH*), não ocorrendo a esperada colonização pelas plantas nativas. Os tratamentos de capina e fogo + capina não diferiram entre si. Porém, a capina simples mostrou-se mais semelhante ao ecossistema de referência devido à maior cobertura por gramíneas nativas (Figuras 5d e 5e). No tratamento de queimada prescrita (*F*), assim como no controle (*Cont*), a gramínea invasora cobriu praticamente todo o terreno, resultando em baixa porcentagem de solo exposto, não diferindo do ecossistema de referência.

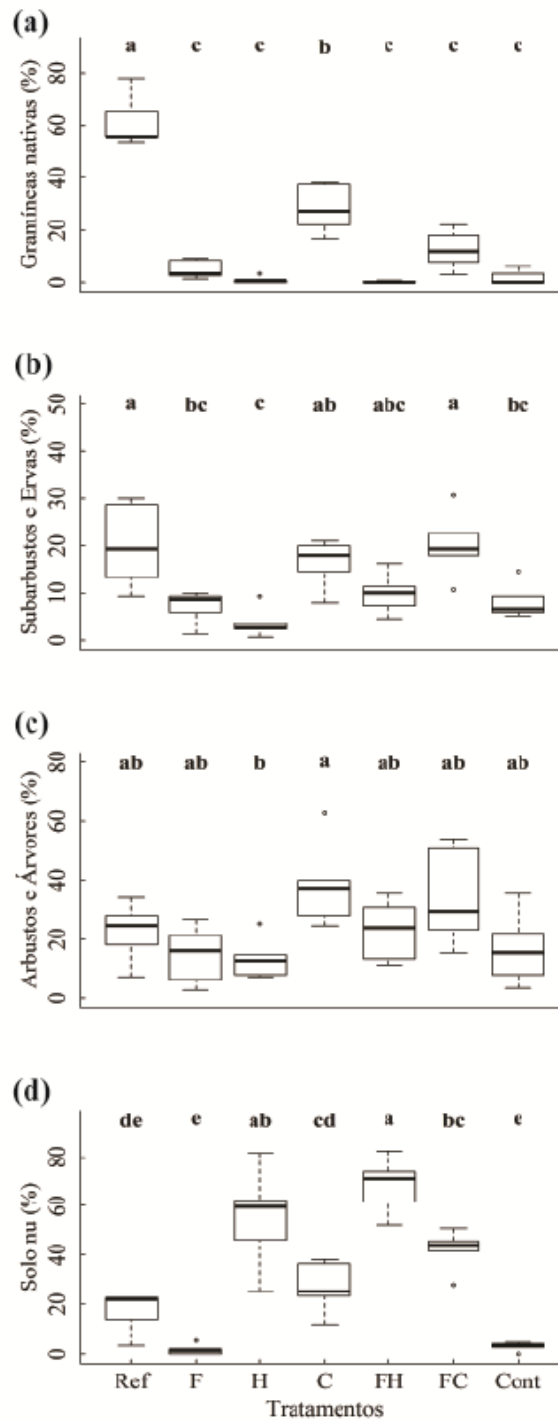


Figura 5. Cobertura (%) por gramíneas nativas, subarbustos e ervas, arbustos e árvores e porcentagem de solo nu (sem cobertura) nas parcelas submetidas aos diferentes tratamentos. Tratamentos: Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont). Letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tratamentos (TukeyHSD, $p < 0.05$).

Efeito dos tratamentos sobre o banco de sementes

Pela comparação entre as parcelas controle (Cont) e os tratamentos com aplicação de fogo (F, FH), verificamos que o uso do fogo reduziu a germinação de sementes de *Urochloa decumbens* presentes no solo ($F=6,4$; $P=0,01$) (Figura 6a, barras em cinza claro). A diferença no número de sementes germinadas de braquiária entre as parcelas invadidas não queimadas e queimadas persistiu no ano seguinte ($F=75,6$; $P<0,001$) (Figura 6a, barras em cinza escuro). Um mês após a aplicação do fogo, os tratamentos FH e F apresentam resultados semelhantes quanto à redução da germinação das sementes de braquiária. Analisando o banco de sementes após um ano da aplicação dos tratamentos, observamos que nos tratamentos onde a gramínea invasora foi controlada, tanto com a aplicação de fogo e capina (FC) quanto com fogo e herbicida (FH), o número de sementes germináveis foi pequeno ou até nulo em algumas parcelas (Figura 6a). Esses dados demonstram baixa persistência do banco de sementes ou ainda uma baixa colonização por chuva de sementes com uso do fogo. Por outro lado, a presença de *U. decumbens* constatada após um ano nas parcelas de campo cerrado (Ref) evidencia o avanço da invasão para as áreas naturais, provavelmente por chuva de sementes.

Analisando a germinação das espécies nativas, ambas as variáveis – riqueza ($F=2,02$; $P=0,15$) e densidade ($F=0,45$; $P=0,72$) – não diferiram entre os tratamentos para o banco de sementes coletado um mês após aplicação dos tratamentos (Figuras 6b e 6c, barras em cinza claro). No entanto, as sucessivas aplicações de glifosato levaram à redução da densidade e a riqueza de espécies nativas presentes no banco de sementes após um ano desde a aplicação dos tratamentos (Figuras 6b e 6c, barras em cinza escuro). O tratamento FH foi o único que diferiu dos demais tratamentos para as variáveis riqueza ($F=8,04$; $P=0,001$) e densidade ($F=9,41$; $P<0,001$) no segundo período de amostragem.

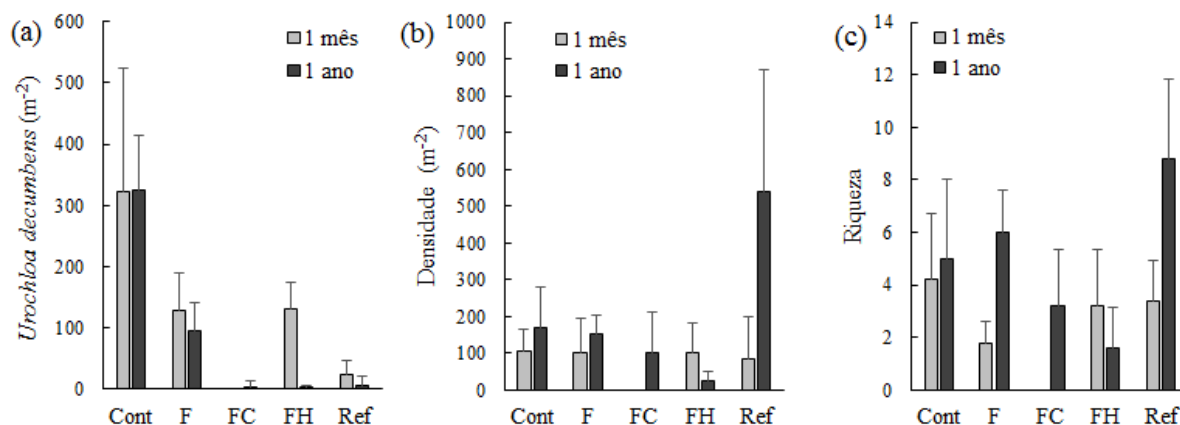


Figura 6. Número de sementes de *Urochloa decumbens* germinadas (m²) (a), número de sementes de espécies nativas germinadas (m²) (b) e riqueza de espécies na germinação (c), a partir do banco de sementes, coletado entre 0 e 5 cm de profundidade, um mês (setembro de 2013) e um ano (outubro de 2014) após a aplicação dos tratamentos. Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont); aplicação de fogo (F); aplicação de fogo e herbicida glifosato (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref). O banco de sementes do tratamento FC foi coletado apenas em 2014.

Partição dos mecanismos da resiliência

Com a retirada da gramínea invasora, a recuperação da comunidade de plantas nativas deveu-se majoritariamente à rebrota de estruturas subterrâneas (Figura 7). O aumento em número de indivíduos e de espécies por meio de rebrota foi elevado nos tratamentos com ou sem o uso de fogo. Foi baixa a densidade de plantas em regeneração natural oriundas da germinação de sementes, exceto no tratamento fogo e capina (FC), em que ocorreu alta germinação de algumas espécies da família Asteraceae em parte das parcelas. No tratamento FH, a elevada proporção de rebrotadores se deveu à abundância de três espécies de arbustos geoxílicos (*Alibertia obtusa*, *Eugenia suberosa*, *Eugenia dysenterica*), que tiveram seus caules aéreos quantificados individualmente. Dentre os sobreviventes, amostramos principalmente espécies arbustivas ou arbóreas que não

sofreram efeito dos tratamentos como o fogo e herbicidas e já estavam presentes nas parcelas desde a primeira amostragem.

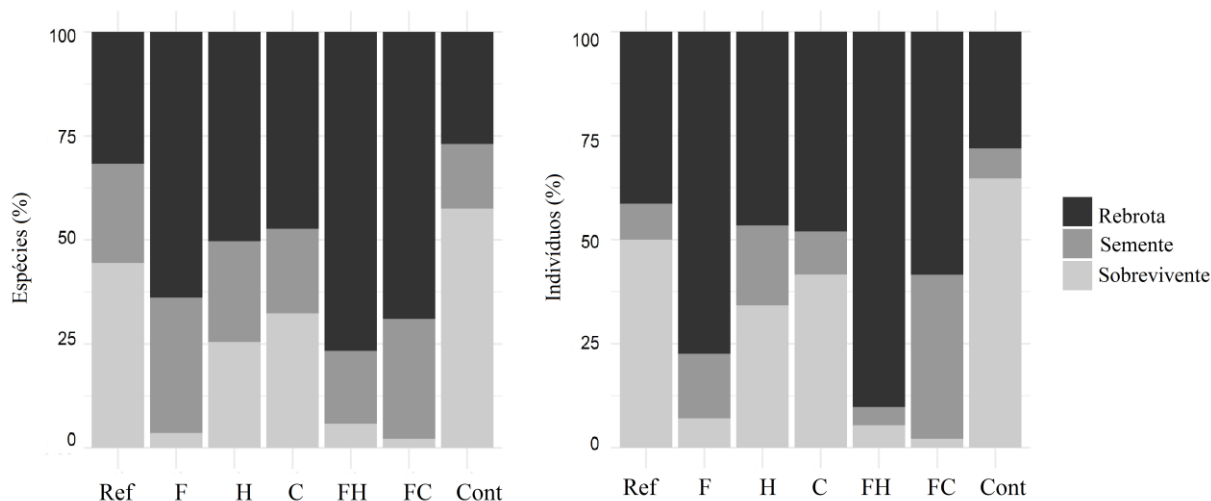


Figura 7. Proporção de espécies (A) e de indivíduos (B) sobreviventes (reamostrados após dez meses), oriundos de rebrota ou de sementes no conjunto de parcelas submetidas a cada um dos diferentes tratamentos. Tratamentos: Ecossistema de Referência, campo cerrado sem invasão (Ref); aplicação de fogo (F); aplicação de herbicida (glifosato) (H); capina manual (C); aplicação de fogo e herbicida (FH); fogo + capina + herbicida seletivo (FC); Tratamento Controle, campo cerrado com invasão (Cont).

Avaliação econômica dos tratamentos

Os tratamentos com a aplicação de herbicida glifosato foram os de menor custo financeiro (*H* e *FH*). Como esperado, os tratamentos mais onerosos foram os que incluíram a capina manual (*C* e *FC*). Porém, houve variação de custos para a mesma ação de manejo entre operações (Tabela 2). O rendimento de trabalho da aplicação inicial de capina foi menor devido à maior biomassa da gramínea invasora antes dos tratamentos, exigindo mais mão-de-obra. A cada reaplicação desse tratamento, menos homens seriam necessários para capinar um hectare em um dia, o que diminui, portanto, o custo da operação.

O uso da queimada prescrita reduziu em 42% o custo da capina no tratamento *FC* (fogo + herbicida seletivo + capina), quando comparado ao tratamento *C* (capina). Após a

queimada, a capina foi direcionada às rebrotas da gramínea invasora, facilitando a operação e melhorando, portanto, o rendimento de trabalho (Tabela 2). O número de operações de manejo no tratamento *FC* também foi menor que nos demais tratamentos com intervenções adicionais, devido à baixa taxa de rebrota e/ou germinação da gramínea invasora nessas parcelas.

Tabela 2. Custo total (R\$ ha⁻¹) de cada tratamento de controle da invasão por *Urochloa decumbens* após dois anos de manejo.

Tratamentos	Número de repetições por tratamento					Custo Total (R\$ ha-1) após 2 anos
	1	2	3	4	5	
F Fogo	28.00					28.00*
H Herbicida glifosato	817.50	187.50	187.50	287.50	287.50	1767.50 ^b
C Capina	5675.00	2450.00	2450.00	2050.00	3450.00	16075.00 ^c
FH Fogo + glifosato	885.00	255.00	187.50	187.50	187.50	1702.50 ^b
FC Fogo + capina + (Haloxifope-R Éster Metílico)	4595.00	1350.00	850.00			6795.00 ^a

ANOVA de um fator (F= 50,7; DF=3; P<0,001). Letras indicam diferenças significativas ao nível de 5% para o teste de Tukey (HSD). * O tratamento *F* não foi incluído na análise.

Discussão

Neste estudo, demonstramos que a recuperação da comunidade de plantas nativas no campo cerrado é possível apenas com a eliminação de gramínea invasora *Urochloa decumbens*, em locais onde propágulos para regeneração da vegetação nativa estão disponíveis. Encontramos um trade-off evidente entre custos e benefícios no controle da invasão por *U. decumbens*, onde a técnica de maior viabilidade econômica não foi a mais adequada ecologicamente. Uma vez que quase todos os tratamentos testados, à exceção da aplicação isolada de fogo, mostraram-se eficazes no controle de *U. decumbens*, é preciso considerar as diferenças nos efeitos positivos e negativos de cada técnica sobre a

comunidade de plantas em regeneração natural e nos custos associados a cada técnica de manejo.

Impacto dos tratamentos sobre a vegetação nativa e sobre a gramínea invasora

A utilização de herbicida foi o tratamento de maior viabilidade econômica para o controle da invasão. Porém, a recuperação da comunidade de plantas foi menor nos tratamentos com glifosato, com redução considerável na cobertura por algumas formas de vida. O uso de glifosato ocasionou elevada mortalidade das plantas nativas não-alvo, resultando nos menores valores de riqueza, o que fez com que as parcelas submetidas a esse tratamento fossem semelhantes apenas entre si para a maioria das variáveis quantificadas. Alguns grupos funcionais, principalmente as gramíneas nativas, foram altamente afetados, mesmo com a aplicação do herbicida sendo dirigida para a gramínea exótica. Isso se reflete na cobertura do terreno notadamente reduzida, com grande proporção de solo exposto e/ou matéria orgânica morta.

Para operações de erradicação de invasoras em larga escala, os herbicidas são geralmente considerados a opção mais econômica (DiTomaso *et al.* 2006, Wagner & Nelson 2014), além de aumentarem a eficácia do controle (Kyser *et al.* 2013). Porém, efeitos negativos sobre as espécies nativas são esperados. O impacto do uso de herbicidas pode variar em função do tempo de aplicação, de acordo com o grupo funcional e estágio de vida das plantas. Alguns estudos relatam que os herbicidas exercem efeitos negativos sobre as espécies nativas não-alvo, principalmente nos casos em que são necessárias reaplicações ao longo do tempo (Kettenring & Adams 2011). Por exemplo, plantas em estágio inicial de desenvolvimento foram as mais impactadas em experimento de controle de invasoras com o herbicida *Tordon 101* em diferentes concentrações (Kaiser-Bunbury *et al.* 2015), embora esse efeito negativo tenha sido observado apenas inicialmente,

desaparecendo seis meses após a aplicação do produto. Em outro estudo (Enloe *et al.* 2013), o uso de glifosato após a queima prescrita proporcionou melhor controle da invasão por gramíneas africanas em comparação com parcelas não queimadas tratadas apenas com glifosato, proporcionando também aumento na riqueza de espécies nativas. Porém, após as sucessivas reaplicações de glifosato, esse estudo demonstrou que a cobertura das espécies nativas foi afetada. Da mesma forma, as aplicações sucessivas de glifosato (mesmo com intervalo de quatro a seis meses) no nosso estudo, levou a modificações não só na estrutura como na composição da comunidade de plantas.

Os indicadores ecológicos utilizados neste estudo para avaliar o sucesso das ações de manejo demonstraram que os melhores resultados para recuperação da riqueza, densidade e cobertura de subarbustos e ervas foram obtidos com os tratamentos que consistiram em capina simples ou associada ao fogo. Além de serem semelhantes ao ecossistema de referência para essas variáveis, foram os únicos tratamentos que resultaram em aumento da cobertura por gramíneas nativas.

O uso do fogo como técnica de manejo não controlou a invasão por *U. decumbens* e não deve ser usado de forma isolada em áreas invadidas por beneficiar a espécie invasora, como também foi demonstrado para outras gramíneas invasoras em savanas no Brasil e na Austrália (p.ex. Gorgone-Barbosa *et al.* 2014 para *Urochloa brizantha*; Rossiter-Racher *et al.* 2003 para *Andropogon gayanos*). No entanto, observamos que a passagem de fogo, ao expor completamente o terreno ainda que temporariamente à luz direta, pode ter estimulado a rebrota e o aparecimento de espécies nativas, fazendo com que esse tratamento exibisse riqueza de espécies semelhante ao ecossistema de referência. O fogo tem sido usado como ferramenta de manejo de espécies invasoras, porém o seu efeito é variável entre as espécies exóticas. A queima pode ocasionar diminuição da fecundidade e inibir o desenvolvimento de algumas espécies exóticas, mas também pode estimular o

crescimento de outras, especialmente de gramíneas (D'Antonio & Vitousek 1992). *U. decumbens* parece ser favorecida pelas queimadas, devido à sua rápida rebrota em comparação com as espécies nativas e eficiente aproveitamento dos nutrientes disponíveis nas camadas superficiais do solo (Brooks *et al.* 2004; Bustamante *et al.* 2012). Como era esperado, o crescimento da braquiária foi vigoroso após a queimada, de modo que o aumento observado na riqueza da comunidade de plantas nativas pode ser novamente reduzido pela competição com a gramínea invasora ao longo do tempo.

No balanço entre custos e benefícios, o tratamento com uso de fogo e capina (FC) mostrou-se como o mais promissor. O uso de fogo, além de aparentemente não afetar as plantas nativas (exceto pelo efeito indireto de aumento do vigor da braquiária), diminui os custos para restauração quando associado tanto com herbicidas quanto com a capina, aumentando o rendimento das operações de manejo. Outra vantagem do tratamento com fogo e capina foi que o número de operações de capina necessárias para manter a braquiária sob controle foi reduzido. No entanto, neste tratamento, não sabemos ao certo se esse efeito se deve à eficácia da técnica (fogo + capina) ou ao herbicida *Verdict*, aplicado uma única vez aos 20 dias após a primeira capina. Esse herbicida mata plântulas de gramíneas na fase de pós emergência e pode ter tido impacto apenas sobre as plantas de *U. decumbens* recém germinadas, provavelmente oriundas do banco de sementes, não afetando plantas adultas de gramíneas nativas.

Por vezes, os resultados de projetos de erradicação demonstram que a estratégia mais barata pode ser a menos eficaz no controle de plantas invasoras e as estratégias mais onerosas são as mais benéficas para a recuperação das espécies nativas (Kettenring & Adams 2011). De forma similar, nós encontramos que a queimada prescrita de forma isolada foi a ação de menor custo, mas não eliminou a espécie invasora. Por outro lado, a capina, técnica de melhor resultado para o recobrimento do terreno por espécies nativas,

teve os custos mais elevados, limitando a sua aplicação não apenas pelos custos, mas também pela difícil execução em larga escala. A experimentação de técnicas é a única maneira de determinar métodos de controle realmente eficazes. A contabilização dos custos associados aos métodos de controle mais eficazes e menos eficazes é fundamental para que os gestores e tomadores de decisão possam escolher a estratégia mais adequada para a resolução do seu problema. Por exemplo, mesmo a capina sendo a técnica de maior custo, ela pode ser aplicada quando se gerencia uma pequena área, quando os recursos de mão-de-obra estão disponíveis ou, ainda, quando o valor ecológico do ecossistema a ser restaurado justifica elevado investimento na sua recuperação, como é o caso de unidades de conservação.

Efeito dos tratamentos sobre o banco de sementes

Ao analisar o efeito dos tratamentos sobre o banco de sementes, encontramos que o uso do fogo reduziu a germinação de *U. decumbens* praticamente pela metade se comparado ao tratamento controle. Dessa forma, além de contribuir para redução no custos dos tratamentos de erradicação, a aplicação de fogo como um pré-tratamento pode diminuir o tempo gasto nas operações de manutenção das áreas ao longo do tempo. Embora algumas espécies invasoras possam ser controladas pelo uso de fogo, estratégias integradas de fogo com outros métodos de controle são indicadas como mais eficazes (DiTomaso *et al.* 2006). Além disso, mesmo para ecossistemas adaptados à passagem do fogo, sua aplicação recorrente para o controle de plantas invasoras não é indicada, pois poderia exercer impactos negativos sobre as características do solo e a ciclagem de nutrientes (Brooks *et al.* 2004). Em oposição aos resultados deste estudo, Gorgone-Barbosa *et al.* (2016) não encontraram diferença na porcentagem de germinação de *U. decumbens* após a passagem de fogo. No entanto, os autores realizaram o estudo em condições

controladas e as sementes de *U. decumbens* foram dispostas a 1 cm de profundidade. Essa diferença pode ter sido fundamental para os valores encontrados no nosso estudo, em que foram incluídas também as sementes presentes na serapilheira e na superfície do solo.

Dentre os tratamentos visando à erradicação da gramínea invasora, o tratamento FH apresentou os menores valores de riqueza e densidade, indicando que a aplicação recorrente de glifosato pode ter prejudicado a composição de espécies no banco de sementes, como encontrado também em outros estudos (Rodriguez & Jacobo 2012). Além dos impactos sobre a comunidade de plantas, gramíneas exóticas também são associadas ao esgotamento do banco de sementes em ecossistemas savânicos (Brooks et al. 2010). No presente estudo, porém, a riqueza e a densidade de espécies nativas no banco de sementes foram relativamente baixas não apenas nos tratamentos anteriormente invadidos, mas também nas parcelas de campo cerrado não invadidas (ecossistema de referência). De modo geral, espécies anemocóricas e autocóricas dispersam suas sementes durante ou no final da estação seca, quando as condições climáticas (velocidade do vento e baixa umidade do ar) facilitam a abertura dos frutos e dispersão das sementes (Monasterio & Sarmiento 1976, Batalha & Mantovani 2000, Tanus *et al.* 2006, Pilon *et al.* 2015). Assim, esperávamos maior riqueza no banco de sementes nas parcelas sem invasão. Poucas espécies nativas estão presentes no banco de sementes, o que reforça o entendimento de que o estabelecimento das espécies a partir do banco de sementes não é o mecanismo predominante de regeneração natural no cerrado, como apresentado adiante.

Regeneração natural após a invasão

Neste estudo, a recolonização das áreas após o controle da invasão ocorreu, sobretudo, pelas espécies e propágulos já presentes antes da aplicação dos tratamentos. Houve um incremento em riqueza, mas também em parte por plantas oriundas de estruturas

subterrâneas e do banco de sementes previamente existentes sob a manta de braquiária, nas parcelas em que a gramínea exótica foi manejada. Independentemente do tratamento, o estabelecimento da comunidade de plantas ocorreu predominantemente por rebrota. Os rebrotadores representaram de duas a quatro vezes mais espécies em comparação com o recrutamento a partir de sementes. Este resultado destaca a rebrota como um mecanismo fundamental para a resiliência do campo cerrado. Em locais onde a resiliência da vegetação nativa foi fortemente impactada, portanto, a recolonização pode não ocorrer naturalmente.

A rebrota é considerada a principal estratégia de regeneração da maioria das plantas de vegetações savânicas (Bond & Midgley 2001), sendo a estratégia predominante para a reocupação de uma área após um distúrbio (Pausas & Keeley 2014, Fidelis *et al.* 2014) e não o estabelecimento por sementes. Muitas espécies lenhosas do Cerrado apresentam capacidade de rebrota (Durigan *et al.* 1998; Hoffmann *et al.* 2012). Os subarbustos são considerados um importante grupo funcional das fisionomias campestres por apresentarem ampla capacidade de rebrota (Zaloumis & Bond 2011), sendo o grupo funcional de maior representatividade entre rebrotadores neste estudo.

Apesar de o fogo ser um importante mecanismo de manutenção das fisionomias savânicas (Bond *et al.* 2005, Durigan & Ratter 2016) e estimular o florescimento e a frutificação de muitas espécies (Hoffmann *et al.* 2003, Simon *et al.* 2009, Hoffmann *et al.* 2012), não encontramos uma relação direta entre a queimada prescrita e o maior recrutamento de plantas. Alguns estudos demonstram que distúrbios na vegetação, como o causado pela remoção da gramínea invasora, também podem estimular a regeneração natural da vegetação (Díaz *et al.* 2003, Andreu & Vilà, 2011), permitindo o estabelecimento de novas plantas por germinação do banco de sementes ou pelo favorecimento de espécies com capacidade de rebrotar (Klimesová & Klimes, 2007).

Conclusão

O controle da gramínea invasora *Urochloa decumbens* foi possível com diferentes técnicas de manejo, de forma que a avaliação entre os custos e benefícios é fundamental para escolha do método mais eficaz sob o ponto de vista ecológico, porém que possibilite a aplicação em maiores escalas. Neste sentido, o tratamento com uso de fogo e capina destacou-se como o melhor em termos de custo/benefício. Após o controle da gramínea invasora, a restauração do campo cerrado invadido é possível pela restauração passiva, desde que haja fonte de propágulos ou banco de raízes que permitam a rebrota e a colonização pelas espécies nativas.

Referências

- Abreu, R.C.R. & Durigan, G. 2011. Changes in the plant community of a Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. *Plant Ecology & Diversity* 4: 269-278.
- Abreu, R.C.R. 2013. *Ecologia e controle da invasão por Pinus elliottii no campo cerrado*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo.
- Almeida-Neto, M.; Prado, P.I.; Kubota, U.; Bariani, J.M.; Aguirre, G.H; Lewinsohn, T.M. 2010. Invasive grasses and native Asteraceae in the Brazilian Cerrado. *Plant Ecology* 209:109–122.
- Alvares, C.A, Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves J.L.M. & Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6): 711–728.
- Andreu, J. & Vilà, M. 2011. Native plant community response to alien plant invasion and removal. *Management of Biological Invasions* 2: 81-94.
- Andreu, J., Vilà, M. & Hulme, P.E., 2009. An assessment of stakeholder perceptions and management of noxious alien plants in Spain. *Environmental Management* 43: 1244-1255.
- Batalha, M.A. & Mantovani, W. 2000. Reproductive phenological patterns of Cerrado plant species at the Pé-de-Gigante Reserve (Santa Rita do Passa a Quatro, SP, Brazil): comparison between the herbaceous and woody floras. *Revista Brasileira de Biologia* 60: 129-145

- Bond, W.J & Midgley, J.L. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends in Ecology & Evolution* 16: 45-51.
- Bond, W.J. 2016. Ancient grasslands at risk. *Science* 351: 120-122.
- Bond, W.J.; Keeley, J.E. 2005. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution*, 20: 387-394.
- Brooks, K.J., Setterfield, S.A. & Douglas, M. M. 2010. Exotic Grass Invasions: Applying a Conceptual Framework to the Dynamics of Degradation and Restoration in Australia’s Tropical Savannas. *Restoration Ecology* 18: 188–197.
- 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. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience* 54: 677–688.
- 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. 2004. Effects of invasive alien plants on fire regimes. *Bioscience* 54: 677–688.
- Bustamante, M.M.C., Brito, D.Q., Kozovits, A.R., Luedemann, G., de Mello, T.R.B., Pinto, A.S., Munhoz, C.B.R. & Takahashi, F.S.C. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (cerrado). *Plant Ecology* 213: 795-808.
- Canfield, R.H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *Journal of Forestry* 39:388-394.
- Chaffin, B.C., Garmestani, A.S., Angeler, D.G., Herrmann, D.L., Stow, C.A., Nystrom, M., Sendzimir, J., Hopton, M.E., Kolasa, J. & Allen ,C.R.. 2016. Biological invasions, ecological resilience and adaptive governance, *Journal of Environmental Management*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.04.040>
- D’Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle and global change. *Annual Review of Ecology and Systematic* 23: 63-87.
- D’Antonio, C.M.; Meyerson, L.A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology* 10: 703-713.
- Davies, K.W. & Shaley, R.L. 2011. Promoting Native Vegetation and Diversity in Exotic Annual Grass Infestations. *Restoration Ecology* 19: 159-165.
- Díaz, S., Symstad, A.J., Chapin, F.S. III, Wardle, D. & Huenneke, L.F. 2003. Functional diversity revealed by removal experiments. *Trends in Ecology & Evolution* 18: 140-146.
- DiTomaso, J.M., Brooks, M.L., Allen, E.B., Minnich, R., Rice, P.M. & Kyser, G.B. 2006. Control of invasive weeds with prescribed burning. *Weed Technology* 20: 535-548.
- DiTomaso, J.M.; Brooks, M.L.; Allen, E.B.; Minnich, R.; Rice, P.M. & Kyser, G.B. 2006. Control of invasive weeds with prescribed burning. *Weed Technology* 20:535–548.

- Durigan, G. & Ratter, J.A. 2016. The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology* 53: 11-15
- Durigan, G.; Contieri, W.A.; Franco, G.A.D.C.; Garrido, M.A.O. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. *Acta Botânica Brasileira* 12 (3): 421-429.
- Durigan, G.; Siqueira, M.F.; Franco, G.A.D.C. 2007. Threats to the cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. *Scientia Agricola* 64: 355-363.
- Enloe, S.F.; Loewenstein, N.J.; Held, D.W.; Eckhardt, L.; Lauer, D.K. 2013. Impacts of Prescribed Fire, Glyphosate, and Seeding on Cogongrass, Species Richness, and Species Diversity in Longleaf Pine. *Invasive Plant Science and Management* 6(4): 536-544.
- Epanchin-Niell R.S. & Hastings, A. 2010. Controlling established invaders: integrating economics and spread dynamics to determine optimal management. *Ecology Letters* 13: 528-541.
- Ferreira, M.C.; Walter, B.M.T.; Vieira, D.L.M. 2015. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restoration Ecology* 23: 723-728.
- Fidelis, A., Appezzato-da-Glória, B., Pillar, V.D. & Pfadenhauer, J. 2014. Does disturbance affect bud bank size and belowground structures diversity in Brazilian subtropical grasslands? *Flora* 209: 110-116.
- Flory, S. L. & Clay, K. 2009. Invasive plant removal method determines native plant community responses. *Journal of Applied Ecology* 46: 434-442.
- Flory, S.L. 2010. Management of *Microstegium vimineum* invasions and recovery of resident plant communities. *Restoration Ecology* 18: 103-112.
- Gaertner, M., Fisher, J.L., Sharma, G.P. & Esler, K.J. 2012. Insights into invasion and restoration ecology: time to collaborate towards a holistic approach to tackle biological invasions. *NeoBiota* 12: 57-76.
- Gorgone-Barbosa, E., Pivello, V.R., Baeza, M.J. & Fidelis, A. 2016. Disturbance as a factor in breaking dormancy and enhancing invasiveness of African grasses in a Neotropical Savanna. *Acta Botanica Brasilica* 30(1): 131-137.
- Gorgone-Barbosa, E.; Pivello, V.R.; Baeza, M.J. & Fidelis, A. 2015. Disturbance as a factor in breaking dormancy and enhancing invasiveness of African grasses in a Neotropical Savanna. *Acta Botanica Brasilica* 30(1): 131-137.
- Guido, A. & Pillar, V.D. 2014. Are removal experiments effective tools for assessing plant community resistance and recovery from invasion? *Journal of Vegetation Science* 26: 608-613.
- Hoffman, W.A.; Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical Savanna. *Austral Ecology* 33: 29-36.
- Hoffmann, W.A.; Geiger, E.L.; Gotsch, S.G., Rossatto, D.R.; Silva, L.C.R.; Lau, O.L.; Haridasan, M. & Franco, A.C. 2012. Ecological thresholds at the savanna-forest

- boundary: how plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15: 759-768.
- Hoffmann, W.A.; Orthen, B.; Nascimento, P.K.V. 2003. Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. *Functional Ecology* 17: 720–726.
- Holl, K.D., Aide, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261:1558-1563.
- Hothorn, T., Bretz, B. & Westfall, P. 2008a. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* 50(3): 346-363.
- Hothorn, T., Hornik, K., Wiel, M.A. van de, Zeileis, A. 2008b. Implementing a Class of Permutation Tests: The coin Package. *Journal of Statistical Software* 28(8), 1-23. URL <http://www.jstatsoft.org/v28/i08/>.
- Hulme PE, 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, 43:835–847.
- Hulme, P.E. & Bremner, E.T. 2006. Assessing the impact of *Impatiens glandulifera* on riparian habitats: partitioning diversity components following species removal. *Journal of Applied Ecology* 43: 43–50.
- Hulme, P.E. 2003. Biological invasions: Winning the science battles but losing the conservation war? *Oryx* 37: 178-193. doi: 10.1017/S003060530300036X
- Kaiser-Bunbury, C.N., Mougat, J., Valentin, T., Gabriel, R. & Blüthgen, N. 2015. Herbicide application as a habitat restoration tool: impact on native island plant communities. *Applied Vegetation Science* 18: 650-660.
- Kettenring, K.M. & Adams, C.R. 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 48: 970-979
- Klimesová, J. & Klimes, L., 2007. Bud banks and their role in vegetative regeneration – a literature review and proposal for simple classification and assessment. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 8: 115-129.
- Klink, C. & Joly, C. 1989. Identification and distribution of C3 and C4 grasses in open and shaded habitats in São Paulo State, Brazil. *Biotropica* 21: 30-34.
- Kyser, G.B.; Wilson, R.G., Zhang, J.; DiTomaso, J.M. 2013. Herbicide-Assisted Restoration of Great Basin Sagebrush Steppe Infested With Medusahead and Downy Brome. *Rangeland Ecology & Management* 66(5): 588-596.
- Lannes, L.S., Bustamante, M.M.C., Edwards, P.J. & Venterink, H.O. 2016. Native and alien herbaceous plants in the Brazilian Cerrado are (co-) limited by different nutrients. *Plant and Soil* 400 (1-2): 231-243.
- Lorenzi, H. 2008. Plantas Daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. 4ed. Instituto Plantarum, Nova Odessa, SP.

- Lucindo, A.S., Antunes, A.Z., Kanashiro, M.M. & Dias, M.M. 2015. Birds at Santa Bárbara Ecological Station, one of the last Cerrado remnants in the state of São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica* 15(4): e0155.
- Meira-Neto, J.A.A.; Martins, F.R.; Valente, G.E. 2007. Composição florística e espectro biológico na estação ecológica de Santa Bárbara, Estado de São Paulo, Brasil. *Revista Árvore*, 31: 907-922.
- Melo, A.C.G. & Durigan, G. 2011. Plano de Manejo da Estação Ecológica de Santa Bárbara. Instituto Florestal, Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo. Disponível em: http://www.iflorestal.sp.gov.br/Plano_de_manejo/index.asp
- Mendiburu, F. 2016. agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research, R package version 1.2. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=agricolae>
- Mendonça, A.H.; Russob, C.; Melo, A.C.G.; Durigan, G. 2015. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. *Plant Ecology & Diversity*, DOI: 10.1080/17550874.2015.1014068
- Morrone, O., & Zuloaga, F. 1992. Revision de las especies sudamericanas nativas e introducidas de los generos *Brachiaria* y *Urochloa* (POACEAE: PANICOIDEAE: PANICEAE). *Darwiniana* 31(1/4): 43-109.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P.J., Polasky, S., Ricketts, T.H. & Rouget, M. 2006. Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 681-687.
- Pausas, J.G. & Keeley, J.E. 2014. Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytologist* 204: 55-65.
- Pilon, N.A.L., Udulutsch, R.G. & Durigan, G. 2015. Padrões fenológicos de 111 espécies de Cerrado em condições de cultivo. *Hoehnea* 42(3): 425-443.
- Pivello V.R., Carvalho V.M.C., Lopes, P.F., Peccinini, A.A. & Rosso, S. 1999a. Abundance and distribution of native and alien grasses in a ‘Cerrado’ (Brazilian savanna) biological reserve. *Biotropica* 31: 71-82.
- Pivello, V.R. & Korman, V. 2005. Conservação e Manejo da Biodiversidade. In: V.R. Pivello; E.M. Varanda. (Org.). *O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo) - Ecologia e Conservação*. 1ed. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Pp. 297-310.
- Pivello, V.R.; Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999b. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8: 1281–1294.
- Pyšek, P. & Richardson, D.M. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35: 25-55.
- Reid, A.M.; Morin, L.; Downey, P.O.; French, K.; Virtue, J.G. 2009. Does invasive plant management aid the restoration of natural ecosystems? *Biological Conservation* 142: 2342–2349.

- Rodriguez, A.M. & Jacobo, E.J. 2013. Glyphosate effects on seed bank and vegetation composition of temperate grasslands. *Applied Vegetation Science* 16:51-62.
- Rossiter, N.A., Setterfield, S.A., Douglas, M.M. & Hutley, L.B. 2003. Testing the grass-fire cycle: alien grass invasion in the tropical savannas of northern Australia. *Diversity and Distributions* 9:169-176.
- Sampaio, A.B.; Schmidt, I.B. 2013. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. *Biodiversidade Brasileira* 3(2): 32-49.
- Seiffert, N.F. 1984. Gramíneas Forrageiras do Gênero *Brachiaria*. Circular Técnica 1. Reimpressao. Campo Grande, EMBRAPA-CNPGC. 74p.
- Shaw JD, Wilson JRU, Richardson DM (2010) Initiating dialogue between scientists and managers of biological invasions. *Biological Invasions* 12: 4077–4083.
- Simberloff, D. 2003. How much information on population biology is needed to manage introduced species? *Conservation Biology* 17:83–92.
- Simberloff, D. 2009. We can eliminate invasions or live with them. Successful management projects. *Biological Invasions* 11:149-157.
- Simon, M.F.; Grether, R.; de Queiroz, L.P.; Skema, C., Pennington, R.T & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a Neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 106 (48): 20359-20364.
- Tannus, J.L.S., Assis, M.A. & Morellato, L.P.C. 2006. Fenologia reprodutiva em campo sujo e campo úmido numa área de Cerrado no sudeste do Brasil, Itirapina - SP. *Biota Neotropica* 6: 1-27.
- Wagner, V.; Nelson, C.R. 2014. Herbicides can negatively affect seed performance in native plants. *Restoration Ecology* 22(3): 288-291.
- Wheeler, B. & Torchiano, M. 2016. lmPerm: Permutation Tests for Linear Models. R package version 2.1.0. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=lmPerm>
- Zaloumis, N. P., & Bond, W. J. 2011. Grassland restoration after afforestation: No direction home?. *Austral Ecology*, 36: 357-366.
- Zavaleta, E.S., Hobbs, R.J., Mooney, H.A., 2001. Viewing invasive species removal in a whole-ecosystem context. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 454-459.
- Zenni, & Ziller, 2011. An overview of invasive plants in Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 34: 431-446.

Implicações para conservação e restauração do Cerrado

Há aproximadamente cinco décadas as gramíneas exóticas avançam sobre os ecossistemas savânicos e campestres no Brasil sem que nenhuma ação concreta tenha sido realizada para garantir que a integridade desses ecossistemas possa ser devidamente protegida contra as invasões biológicas. Neste estudo, demonstramos que a invasão por *Urochloa decumbens* modifica não só a estrutura das comunidades vegetais como também os processos ecológicos fundamentais para o estabelecimento e a persistência das espécies nativas em áreas abertas de cerrado.

Acreditamos que a invasão por *U. decumbens* na forma de manchas dispersas na paisagem natural seja relativamente mais recente do que a invasão pelas bordas do ecossistema e, ainda assim, já exerce impactos significativos sobre a cobertura, a riqueza e a densidade de plantas nativas. A invasão pela braquiária afeta a riqueza de espécies de todas as formas de vida, exceto as árvores (algumas espécies arbóreas capazes de germinar e se estabelecer sob a sombra da braquiária). Para a densidade de indivíduos, no entanto, o impacto da invasão é maior sobre as espécies herbáceas (gramíneas e ervas) e subarbustos. A cobertura pela braquiária modifica fatores abióticos como a temperatura do solo e a luz disponível. Tais fatores afetam a germinação e a rebrota das espécies nativas e podem ser relacionados aos processos de perda de diversidade e extinção de espécies nas áreas invadidas. Com a caracterização do processo de invasão por *U. decumbens*, evidenciamos o papel da chuva de sementes na formação de manchas de invasão e na propagação da gramínea invasora para o interior dos remanescentes. As manchas ou indivíduos isolados aumentam a pressão de propágulos e aceleram o processo de invasão. Assim, com base no estudos dos mecanismos de propagação de *U. decumbens* recomendamos que as ações de controle considerem as manchas de invasão como prioridade, para evitar maior invasão dos

ecossistemas naturais. Parafraseando Sun Tzu (em “*A arte da guerra*”) é preciso conhecer como o exército inimigo se move para montar a estratégia mais adequada de ação.

Encontrar soluções que indiquem técnicas que possam ser bem sucedidas ecologicamente e que sejam economicamente viáveis foi um dos objetivos deste estudo. Com o experimento de erradicação, demonstramos os benefícios e os impactos de cada técnica testada para o controle da invasão por *Urochloa decumbens* no Cerrado, destacando *tradeoffs* entre os resultados ecológicos e econômicos, que devem ser considerados no manejo de plantas invasoras em ecossistemas naturais. Ecossistemas savânicos como o campo cerrado, que apresentem alguma vegetação nativa residual demonstrando resiliência, podem ser restaurados a médio prazo apenas pelo controle da gramínea invasora. Após a retirada da gramínea invasora, a restauração passiva, ou seja, o retorno do ecossistema ao estado próximo do original sem intervenção (Holl & Aide 2011), por processos naturais de regeneração, é viável e ocorre principalmente pela rebrota de espécies ou propágulos já existentes no local. A recuperação de alguns grupos funcionais de espécies, no entanto, pode ser mais lenta, especialmente para gramíneas nativas que dependem da germinação de sementes para se estabelecer. Além disso, o uso de herbicida (glifosato) pode diminuir os propágulos existentes, e a chegada de espécies por sementes corresponde a uma pequena fração das espécies presentes nas parcelas.

O tratamento com uso associado de fogo e capina apresentou a melhor relação custo/benefício. A queima prescrita antes da capina reduz os custos dessa técnica e facilita uma resposta geralmente positiva das plantas nativas adaptadas à passagem de fogo. Além disso, o uso do fogo também foi eficaz na redução do banco de sementes da gramínea invasora. Após a queima, os tratamentos subsequentes podem ser aplicados em até um mês, após esse período, as touceiras da gramínea invasora já estão muito vigorosas, dificultando as operações. Como tratamento isolado, no entanto, o fogo não é indicado,

pois *U. decumbens* retorna rapidamente e as áreas voltam a um estado invadido. O impacto do uso de herbicidas sobre as plantas nativas limita o seu uso como ferramenta de restauração, uma vez que pode levar ao desaparecimento de grupos funcionais essencialmente importantes como as gramíneas nativas e outras plantas herbáceas, se não manejado de forma adequada. Cabe ressaltar que esta indicação é aplicada para unidades de conservação ou áreas naturais de cerrado que encontram-se invadidas por *U. decumbens*. Este estudo não avaliou a possibilidade de erradicação de braquiária em áreas de pastagens formadas com essa gramínea, onde a restauração ativa pode ser necessária.

As práticas de manejo devem ser implementadas em unidades de conservação como um programa de controle permanente de espécies invasoras. Para o controle de *U. decumbens* recomenda-se o manejo a cada seis meses como suficiente para evitar o espalhamento e a dominância dessa espécie em fisionomias campestres e savânicas de Cerrado. Outro parâmetro para auxiliar no direcionamento de ações de manejo pode ser o limiar de 40% da cobertura vegetal ocupados pela espécie invasora, já que a partir desta condição aumentam drasticamente as perdas de espécies.

Em muitos estudos de experimentação, é constante encontrar que não foi possível obter o recobrimento das áreas por plantas nativas, mesmo quando a espécie invasora foi reduzida (Kettenring & Adams 2011), o que pode ser parcialmente devido à inexistência de fontes de propágulos ou potencial de rebrota. Nos casos onde não existem fontes de propágulos, o manejo da espécie invasora não deve ser visto como um único componente na restauração de ecossistemas naturais e outras ações podem ser necessárias (D'Antonio & Meyerson 2002). A avaliação do restabelecimento da comunidade nativa deve ser obrigatória nos experimentos de controle de plantas invasoras, para identificar quando ações além da erradicação do invasor são necessárias. Para restauração de ecossistemas savânicos é fundamental a presença de espécies com capacidade de rebrota, que são as

espécies que irão garantir a resiliência dos ecossistemas em processo de restauração frente a distúrbios.

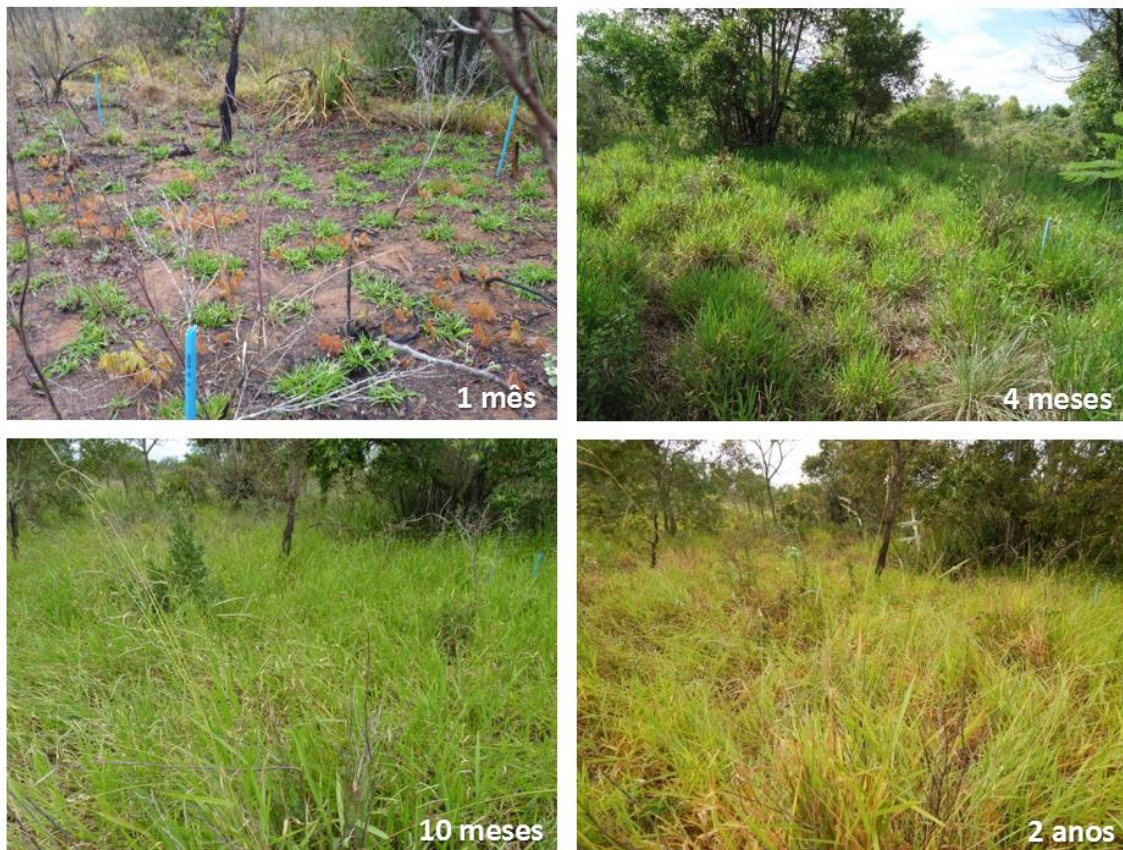
Referências citadas

- D'Antonio, C.M. & Meyerson, L.A. 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration Ecology* 10: 703-713.
- Holl, K.D., Aide, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261:1558-1563.
- Kettenring, K.M. & Adams, C.R. 2011. Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 48: 970-979.

Apêndice 1

Capítulo 2 – Avaliação ecológica e econômica de diferentes técnicas de controle da invasão por *Urochloa decumbens* em campo cerrado

Tratamentos para o controle da gramínea invasora *Urochloa decumbens* na Estação Ecológica de Santa Bárbara, SP. Cada conjunto de fotos apresenta as parcelas experimentais em quatro momentos distintos ao longo de dois anos de monitoramento (parcelas de 10 m x 10 m).



Tratamento F: Aplicação de fogo uma única vez.



Tratamento H: Aplicação do herbicida glifosato



Tratamento FH: Aplicação de fogo e herbicida glifosato



Tratamento C: Capina manual das parcelas



Tratamento FC: Aplicação de fogo, capina e herbicida seletivo (Haloxifope-R Éster Metílico)

Apêndice 2

Lista de espécies e hábito (ervas, gramíneas, subarbustos, arbustos e árvores) amostradas na Estação Ecológica de Santa Bárbara, Águas de Santa Bárbara, SP.

Família	Espécie	Hábito
Acanthaceae	<i>Ruellia bulbifera</i> Lindau	Subarbusto
Amaranthaceae	<i>Gomphrena macrocephala</i> A. St.-Hil.	Subarbusto
	<i>Pfaffia jubata</i> Mart.	Subarbusto
Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i> A. St.-Hil.	Subarbusto
Annonaceae	<i>Annona dioica</i> A. St.-Hil.	Arbusto
	<i>Annona nutans</i> (R.E. Fr.) R.E. Fr.	Arbusto
	<i>Duguetia furfuracea</i> (A. St.-Hil.) Saff.	Arbusto
	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	Árvore
Apiaceae	<i>Eryngium juncifolium</i> (Urb.) Mathias & Constance	Erva
Apocynaceae	<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A. DC.	Árvore
	<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll. Arg.	Liana
	<i>Oxypetalum appendiculatum</i> Mart.	Liana
	<i>Macrosiphonia longiflora</i> (Desf.) Müll. Arg.	Subarbusto
	<i>Mandevilla pohliana</i> (Stadelm.) A.H. Gentry	Subarbusto
Arecaceae	<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	Palmeira
	<i>Syagrus loefgrenii</i> Glassman	Palmeira
	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Palmeira
Asclepiadaceae	<i>Blepharodon lineare</i> (Decne.) Decne	Erva
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	Arbusto
	<i>Baccharis linearifolia</i> (Lam.) Pers.	Arbusto
	<i>Chromolaena campestris</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	Arbusto
	<i>Chromolaena laevigata</i> (Lam.) R.M. King & H. Rob.	Arbusto
	<i>Chromolaena maximiliani</i> (Schrad. ex DC.) R.M. King & H. Rob.	Arbusto
	<i>Chromolaena oxylepis</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	Arbusto
	<i>Gochnatia barrosii</i> Cabrera	Arbusto
	<i>Gochnatia pulchra</i> Cabrera	Arbusto
	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Árvore
	<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	Erva
	<i>Achyrocline satuireioides</i> (Lam.) DC.	Erva
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Erva
	<i>Aspilia foliacea</i> (Spreng.) Baker	Erva
	<i>Aspilia reflexa</i> Baker	Erva
	<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	Erva
	<i>Chromolaena squalida</i> (DC.) R.M. King & H. Rob.	Erva
	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Erva
	<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Erva

Família	Espécie	Hábito
Asteraceae	<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	Erva
	<i>Erechtites goyazensis</i> (Gardner) Cabrera	Erva
	<i>Gnaphalium spicatum</i> Mill.	Erva
	<i>Orthopappus angustifolius</i> (Sw.) Gleason	Erva
	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Erva
	<i>Bidens gardneri</i> Baker	Subarbusto
	<i>Campuloclinium chlorolepis</i> (Baker) R.M. King & H. Rob.	Subarbusto
	<i>Chromolaena pedalis</i> (Sch. Bip. ex Baker) R.M. King & H. Rob.	Subarbusto
	<i>Chrysolaena obovata</i> (Less.) M. Dematt.	Subarbusto
	<i>Lepidaploa chamissonis</i> (Less.) H. Rob.	Subarbusto
	<i>Lessingianthus grandiflorus</i> (Less.) H. Rob.	Subarbusto
	<i>Vernonanthura nitidula</i> (Less.) H. Rob.	Subarbusto
	<i>Vernonia herbacea</i> (Vell.) Rusby	Subarbusto
Bignoniaceae	<i>Anemopaegma arvense</i> (Vell.) Stellfeld ex J.F. Souza	Arbusto
	<i>Anemopaegma glaucum</i> Mart. ex DC.	Arbusto
	<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	Arbusto
	<i>Jacaranda oxyphylla</i> Cham.	Arbusto
	<i>Jacaranda rufa</i> Silva Manso	Arbusto
	<i>Zeyheria montana</i> Mart.	Arbusto
	<i>Cybistax antisiphilitica</i> (Mart.) Mart.	Árvore
	<i>Tabebuia ochracea</i> (Cham.) Standl.	Árvore
	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	Liana
	<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker Gawl.) Miers	Liana
Bromeliaceae	<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L.B. Sm.	Bromelia
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Árvore
Celastraceae	<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	Arbusto
	<i>Tontelea micrantha</i> (Mart. ex Schult.) A.C. Sm.	Arbusto
Chrysobalanaceae	<i>Licania humilis</i> Cham. & Schtdl.	Subarbusto
Clusiaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Árvore
Connaraceae	<i>Connarus suberosus</i> Planch.	Árvore
Convolvulaceae	<i>Evolvulus fuscus</i> Meisn.	Erva
	<i>Evolvulus sericeus</i> var. <i>holosericeus</i> (Kunth) Ooststr.	Erva
	<i>Evolvulus sericeus</i> var. <i>sericeus</i>	Erva
	<i>Ipomoea procurrens</i> Meisn.	Liana
Curcubitaceae	<i>Melancium campestre</i> Naudin	Erva
	<i>Cayaponia espelina</i> (Silva Manso) Cogn.	Liana
Cyperaceae	<i>Bulbostylis fimbriata</i> (Nees) C.B. Clarke	Erva
	<i>Bulbostylis hirtella</i> (Schrad. ex Schult.) Nees ex Urb.	Erva
	<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B. Clarke	Erva
	<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	Erva
	<i>Fimbristylis dichotoma</i> (L.) Vahl	Erva

Família	Espécie	Hábito
Dilleniaceae	<i>Davilla elliptica</i> A. St.-Hil.	Liana
Ebenaceae	<i>Diospyros burchellii</i> Hiern	Árvore
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum campestre</i> A. St.-Hil.	Arbusto
	<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E. Schulz	Arbusto
	<i>Erythroxylum deciduum</i> A. St.-Hil.	Arbusto
	<i>Erythroxylum daphnites</i> Mart.	Árvore
	<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.	Árvore
Euphorbiaceae	<i>Croton antisiphiliticus</i> Mart.	Erva
	<i>Croton glandulosus</i> L.	Erva
	<i>Croton campestris</i> A. St.-Hil.	Subarbusto
Fabaceae	<i>Crotalaria micans</i> Link	Arbusto
	<i>Mimosa</i> sp.	Arbusto
	<i>Mimosa debilis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Arbusto
	<i>Mimosa dolens</i> var. <i>latifolia</i> (Benth.) Barneby	Arbusto
	<i>Senna rugosa</i> (G. Don) H.S. Irwin & Barneby	Arbusto
	<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Árvore
	<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Árvore
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	Árvore
	<i>Stryphnodendron obovatum</i> Benth.	Árvore
	<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	Árvore
	<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	Erva
	<i>Phyllanthus orbiculatus</i> Rich.	Erva
	<i>Mimosa dolens</i> var. <i>acerba</i> (Benth.) Barneby	Arbusto
	<i>Eriosema campestre</i> var. <i>macrophyllum</i> (Grear) Fortunato	Liana
	<i>Centrosema angustifolium</i> (Kunth) Benth.	Liana
	<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	Liana
	<i>Eriosema heterophyllum</i> Benth.	Liana
	<i>Mikania cordifolia</i> (L. f.) Willd.	Liana
	<i>Vigna peduncularis</i> Fawc. & Rendle	Liana
	<i>Aeschynomene falcata</i> (Poir.) DC.	Subarbusto
	<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	Subarbusto
	<i>Chamaecrista campestris</i> H.S. Irwin & Barneby	Subarbusto
	<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip var. <i>desvauxii</i>	Subarbusto
	<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	Subarbusto
	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	Subarbusto
	<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S. Irwin & Barneby	Subarbusto
	<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	Subarbusto
	<i>Clitoria guianensis</i> (Aubl.) Benth.	Subarbusto
	<i>Crotalaria flavicoma</i> Benth.	Subarbusto
	<i>Crumenaria polygaloides</i> Reissek	Subarbusto
	<i>Desmanthus tatuhyensis</i> Hoehne	Subarbusto
	<i>Eriosema longifolium</i> Benth.	Subarbusto
	<i>Galactia decumbens</i> (Benth.) Chodat & Hassl.	Subarbusto
	<i>Galactia pretiosa</i> Burkart	Subarbusto
	<i>Mimosa gracilis</i> subsp. <i>capillipes</i> (Benth.) Barneby	Subarbusto
	<i>Mimosa xanthocentra</i> Mart.	Subarbusto
	<i>Sebastiania serrulata</i> (Mart.) Müll. Arg.	Subarbusto
	<i>Stylosanthes acuminata</i> M.B. Ferreira & S. Costa	Subarbusto

Família	Espécie	Hábito
Fabaceae	<i>Sisyrinchium restioides</i> Spreng.	Subarbusto
	<i>Zornia reticulata</i> Sm.	Subarbusto
Lamiaceae	<i>Eriope crassipes</i> Benth.	Subarbusto
	<i>Gymneia interrupta</i> (Pohl ex Benth.) Harley & J.F.B. Pastore	Subarbusto
Lauraceae	<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	Árvore
	<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	Árvore
Loranthaceae	<i>Tripodanthus acutifolius</i> (Ruiz & Pav.) Tiegh.	Erva
Lythraceae	<i>Cuphea micrantha</i> Kunth	Erva
Malpighiaceae	<i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss.	Arbusto
	<i>Banisteriopsis stellaris</i> (Griseb.) B. Gates	Liana
	<i>Stigmaphyllon lalandianum</i> A. Juss.	Liana
	<i>Aspicarpa pulchella</i> (Griseb.) O'Donnell & Lourteig	Subarbusto
	<i>Byrsonima subterranea</i> Brade & Markgr.	Subarbusto
	<i>Camarea hirsuta</i> A. St.-Hil.	Subarbusto
	<i>Byrsonima subterranea</i> Brade & Markgr.	Subarbusto
Malvaceae	<i>Byttneria ramosissima</i> Pohl	Erva
	<i>Krapovickasia macrodon</i> (DC.) Fryxell	Erva
	<i>Sida ciliaris</i> L.	Erva
	<i>Sida cordifolia</i> L.	Erva
	<i>Sida linifolia</i> Juss. ex Cav.	Erva
	<i>Waltheria douradinha</i> A. St.-Hil.	Erva
	<i>Peltaea polymorpha</i> (A. St.-Hil.) Krapov. & Cristóbal	Subarbusto
	<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	Subarbusto
Melastomataceae	<i>Miconia albicans</i> (Sw.) Steud.	Arbusto
	<i>Miconia fallax</i> DC.	Arbusto
	<i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin	Arbusto
	<i>Miconia stenostachya</i> DC.	Arbusto
Menispermaceae	<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	Subarbusto
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Arbusto
	<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O. Berg	Arbusto
	<i>Eugenia aurata</i> O. Berg	Arbusto
	<i>Eugenia bimarginata</i> O. Berg	Arbusto
	<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	Arbusto
	<i>Eugenia lanceolata</i> Lam.	Arbusto
	<i>Eugenia livida</i> O. Berg	Arbusto
	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	Arbusto
	<i>Eugenia pitanga</i> (O. Berg) Kiaersk.	Arbusto
	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Arbusto
	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Arbusto
	<i>Eugenia racemosa</i> L.	Arbusto
	<i>Psidium australe</i> Cambess.	Arbusto
	<i>Psidium cinereum</i> Mart. ex DC.	Arbusto
	<i>Psidium grandifolium</i> Mart. ex DC.	Arbusto
<i>Psidium laruotteanum</i> Cambess.	Arbusto	

Família	Espécie	Hábito
Myrtaceae	<i>Psidium pohlianum</i> O. Berg	Arbusto
	<i>Eugenia anomala</i> D. Legrand	Subarbusto
Ochnaceae	<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart. ex Engl.) Engl.	Árvore
Passifloraceae	<i>Passiflora cincinnata</i> Mast.	Liana
	<i>Passiflora clathrata</i> Mast.	Subarbusto
Poaceae	<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Gramínea
	<i>Aristida jubata</i> (Arechav.) Herter	Gramínea
	<i>Aristida megapotamica</i> var. <i>brevipes</i> Henrard	Gramínea
	<i>Aristida recurvata</i> Kunth	Gramínea
	<i>Axonopus marginatus</i> (Trin.) Chase ex Hitchc.	Gramínea
	<i>Axonopus pellitus</i> (Nees ex Trin.) Hitchc. & Chase	Gramínea
	<i>Axonopus pressus</i> (Nees ex Steud.) Parodi	Gramínea
	<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	Gramínea
	<i>Elionurus muticus</i> (Spreng.) Kuntze	Gramínea
	<i>Eragrostis leucosticta</i> Nees ex Döll	Gramínea
	<i>Eragrostis polytricha</i> Nees	Gramínea
	<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	Gramínea
	<i>Gymnopogon foliosus</i> (Willd.) Nees	Gramínea
	<i>Gymnopogon spicatus</i> (Spreng.) Kuntze	Gramínea
	<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	Gramínea
	<i>Leptocoryphium lanatum</i> (Kunth) Nees	Gramínea
	<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Gramínea
	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	Gramínea
	<i>Panicum campestre</i> Nees ex Trin.	Gramínea
	<i>Panicum cervicatum</i> Chase	Gramínea
	<i>Panicum</i> sp.	Gramínea
	<i>Paspalum ammodes</i> Trin.	Gramínea
	<i>Paspalum pilosum</i> Lam.	Gramínea
	<i>Paspalum gardnerianum</i> Nees	Gramínea
	<i>Paspalum guenoarum</i> Arechav.	Gramínea
	<i>Paspalum multicaule</i> Poir.	Gramínea
	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Gramínea
	<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	Gramínea
	<i>Sorghastrum minarum</i> (Nees) Hitchc.	Gramínea
	<i>Sporobolus cubensis</i> Hitchc.	Gramínea
	<i>Trachypogon plumosus</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Nees	Gramínea
<i>Tristachya leiostachya</i> Nees	Gramínea	
<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D. Webster	Gramínea	
Polygalaceae	<i>Polygala hirsuta</i> A. St.-Hil. & Moq.	Erva
	<i>Polygala timoutoides</i> Chodat	Erva
Polypodiaceae	<i>Polypodium latipes</i> Langsd. & L. Fisch.	Pteridófito
Primulaceae	<i>Myrsine guianensis</i> (Aubl.) Kuntze	Árvore
	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Árvore
Rubiaceae	<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich. ex DC.	Arbusto
	<i>Alibertia obtusa</i> K. Schum.	Arbusto
	<i>Declieuxia fruticosa</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Kuntze	Arbusto

Família	Espécie	Hábito
Rubiaceae	<i>Diodella teres</i> (Walter) Small	Erva
	<i>Richardia stellaris</i> (Cham. & Schltdl.) Steud.	Erva
	<i>Borreria multiflora</i> (DC.) Bacigalupo & E.L. Cabral	Subarbusto
	<i>Borreria poaya</i> (A. St.-Hil.) DC.	Subarbusto
	<i>Borreria</i> sp.	Subarbusto
	<i>Coccocypselum</i> sp.	Subarbusto
	<i>Limnosipanea erythraeoides</i> (Cham.) K. Schum.	Subarbusto
	<i>Mitracarpus villosus</i> (Sw.) DC.	Subarbusto
	<i>Palicourea rigida</i> Kunth	Subarbusto
Sapindaceae	<i>Serjania lethalis</i> A. St.-Hil.	Liana
Sapotaceae	<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D. Penn.	Subarbusto
Smilacaceae	<i>Smilax fluminensis</i> Steud.	Liana
Solanaceae	<i>Solanum granulosoleprosum</i> Dunal	Arbusto
	<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	Arbusto
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	Arbusto
	<i>Schwenckia americana</i> var. <i>angustifolia</i> J.A. Schmidt	Erva
Verbenaceae	<i>Stachytarpheta cayennensis</i> (Rich.) Vahl	Arbusto
	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Árvore
	<i>Lippia lupulina</i> Cham.	Erva
	<i>Lippia salviifolia</i> Cham.	Erva
Vochysiaceae	<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Árvore