

Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO CERRADO: INTENSO
PREPARO DE SOLO E ALTA DENSIDADE DE
SEMEADURA NÃO ELIMINAM A NECESSIDADE DE
ERRADICAÇÃO DE GRAMÍNEAS EXÓTICAS
INVASORAS

Ana Beatriz Serrão Liaffa

Brasília/DF
2020



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO CERRADO: INTENSO
PREPARO DE SOLO E ALTA DENSIDADE DE
SEMEADURA NÃO ELIMINAM A NECESSIDADE DE
ERRADICAÇÃO DE GRAMÍNEAS EXÓTICAS
INVASORAS

Ana Beatriz Serrão Liaffa
Orientadora: Prof.^a Dr.^a Isabel Belloni Schmidt

Dissertação de Mestrado
submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Ecologia do
Instituto de Ciências Biológicas da
Universidade de Brasília, como
requisito para obtenção do título
de Mestre em Ecologia.

Brasília/DF, agosto de 2020



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

Dissertação de Mestrado

Ana Beatriz Serrão Liaffa

Título:

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO CERRADO: INTENSO
PREPARO DE SOLO E ALTA DENSIDADE DE SEMEADURA NÃO
ELIMINAM A NECESSIDADE DE ERRADICAÇÃO DE
GRAMÍNEAS EXÓTICAS INVASORAS**

Banca examinadora:

Dra. Isabel Belloni Schmidt

Presidente
PPG-ECL/UnB

Dra. Cássia Beatriz Munhoz

Avaliadora interna
PPG-ECL/UnB

Dr. Marcelo Fragomeni Simon

Avaliador externo
EMBRAPA CENARGEN

Dr. Daniel Mascia Vieira

Suplente
PPG-ECL/UnB

Brasília/DF, 28 de agosto de 2020

Dedico esse trabalho

Às Dona Rita e Dona Raimunda, minhas vós, que para mim são força e amor.

Também aos colegas que vieram antes de mim, aos que estão comigo e aos que irão se juntar a nós no caminho para conservação do nosso Cerrado.

Avante

Agradecimentos

Os meus sinceros agradecimentos e admiração a Isabel, Xandão, e André por dedicarem tempo, paciência e atenção a minha formação e, ao trabalho que vêm desenvolvendo em prol do Cerrado. Um agradecimento especial a pequena Zoé por dividir o tempo e participar das nossas reuniões, deixando tudo mais alegre!

Agradeço também a Bia Peixoto, meu braço direito nessa e em outras corridas e a todos os colegas que me auxiliaram em campo, fazendo da coleta de dados, momentos leves. Em especial, ao povo que fez café na brasa quase todos os dias: Deh e o cachorro, Mini e o meio sorriso, Livia e sua música, Jaque e a piscianisse, Duda e a energia, Gutão e a alegria e ao Gustavo, o guia. Mais uma vez um agradecimento a Deh, que me salvou de todas as formas possíveis, com carinho, brabeza e organização. Mulher, você é incrível! Também ao pessoal do laboratório de Ecologia Vegetal por dividirem suas experiências e opiniões para contribuir na formação um do outro.

Agradeço a todo Programa de Pós Graduação em Ecologia pela busca da melhor formação possível e ao CNPq por estimular a pesquisa. Aos gestores e voluntários do Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, à Associação Cerrado de Pé e Rede de Sementes do Cerrado pelo lindo trabalho que exercem. Agradeço a minha banca, por se dispor a contribuir com este trabalho: Marcelo Simon, Cássia Munhoz e Daniel Vieira. Um obrigada com carinho à Cassia, que está presente nos meus marcos dentro da universidade, no primeiro artigo, na minha banca de TCC e na do mestrado. Acho que você traz sorte!

Um obrigada de coração à minha equipe de flora na Dossel Ambiental, que segurou a barra para eu conseguir finalizar a dissertação e que não deixou a peteca cair (Babu, Fefe e Leandro).

Aos meus amigos de longe e de perto, que me ajudaram mandando amor ou estando presente, por vídeo ou por vista, Fezinha, Piau, Gabe, Dudu, Elaine, Bê, Anas Beatrizes, Maria Clara, Babu, Leo, Tutu, Zequinha, Gui, Renatinha, Luti, Mari e Vic. À Pequi, parceira das madrugadas também. Não poderia deixar de agradecer ao olhar atento e abraço pronto do Sr. Reuber. Também a Dona Odete

e Seu Manoel, que me acompanham com muito carinho desde meu primeiro passo na UnB.

Um agradecimento especial e todo meu amor para quem segura minha onda desde sempre e para sempre, sr. meu pai (Sebastião), minha mãe (Rosi), minhas irmãs (Rita e Dani), ao meu moleque (Paulinho) e a Tia Conce. Aprendi o amor dentro de casa. Obrigada!

Autora: Ana Beatriz Serrão Liaffa
Orientadora: Isabel Belloni Schmidt
Curso: Programa de Pós-Graduação em Ecologia - Mestrado
Data da defesa: 28 de agosto de 2020

RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA NO CERRADO: INTENSO PREPARO DE SOLO E ALTA DENSIDADE DE SEMEADURA NÃO ELIMINAM A NECESSIDADE DE ERRADICAÇÃO DE GRAMÍNEAS EXÓTICAS INVASORAS

Resumo

Um dos grandes desafios da restauração de ecossistemas abertos, como savanas e campos, é o controle de gramíneas exóticas invasoras (GEI). As GEI são introduzidas para instauração de pastagens. Essas espécies possuem vantagens competitivas devido suas características ecofisiológicas e, podem excluir ou impactar negativamente a vegetação nativa. Esse trabalho apresenta os resultados de dois experimentos de restauração de savanas abertas, por meio de técnicas de semeadura direta em pastagem abandonada no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros, em Goiás. As áreas foram submetidas a controle prévio de GEI com fogo prescrito, gradagens sucessivas do solo e semeadura de espécies nativas de diferentes grupos funcionais. O capítulo 1 apresenta a trajetória da restauração onde os esforços de controle de GEI não foram efetivos. A cobertura exótica ocupou 90% da área na quarta estação chuvosa após a semeadura. A abundância das principais GEI respondeu ao aspecto do solo: *Urochloa decumbens* com maior cobertura associada a solo sazonalmente alagado, *Melinis minutiflora* a solos bem drenados e *Androgon gayanus*, aos solos rochosos. A cobertura de espécies semeadas decresceu, enquanto de espontâneas, aumentou. O capítulo 2 apresenta os resultados de um processo de restauração usando elevada densidade de sementes (cerca de 7.700 sementes. m⁻²). Em resposta, a cobertura de espécies nativas foi superior a 65% na terceira estação chuvosa, sem diferença significativa com a cobertura do primeiro ano. Por outro lado, as GEI aumentaram significativamente sua ocorrência. As árvores semeadas apresentaram elevada densidade de indivíduos por hectare (11.950 indivíduos. ha⁻¹). Esse experimento introduziu 45 espécies nativas de diferentes formas de vida. O aumento da cobertura de GEI pode impactar o crescimento e desenvolvimento das espécies nativas. Em conclusão, a erradicação de GEI é essencial para sucesso na restauração. Outras metodologias devem ser testadas em complementação as apresentadas neste trabalho com o intuito de viabilizar a restauração, econômica e ecologicamente, em larga escala.

Palavras chaves: gramíneas C4, diversidade funcional, espécies de cobertura, controle mecânico, regeneração de áreas degradadas

ECOLOGICAL RESTORATION IN CERRADO: INTENSE SOIL PLOWING AND HIGH DENSITY OF SEEDING DO NOT ELIMINATE THE NECESSITY OF ALIEN INVASIVE GRASSES ERADICATION

Abstract

The control of invasive exotic grasses (IAG) is one of the main challenges for the restoration of open ecosystem. IAG are introduced for pastures. These species have competitive advantages due to their ecophysiological characteristics and can exclude or impact negatively the native vegetation. This study presents the result of two field experiments regarding the restoration of open savannas through direct seeding techniques in an abandoned pasture inside de Chapada dos Veadeiros National Park, Goiás state. The areas were submitted to prior IAG control using prescribed fire, successive soil plowings, and seeded with native species of different functional groups. Chapter 1 presents the restoration trajectory where IAG control efforts have not been effective. The area was covered 90% for IAG in the fourth rainy season after sowing. The abundance of the most dominant IAG species was related to the soil: *Urochloa decumbens* was most abundant on waterlogged soil, *Melinis Minutiflora* on well-drained soils, and *Androgon gayanus* on rocky soils. The coverage of seeded species decreased while the spontaneous, increased. Chapter 2 demonstrates the results of an ongoing restoration area seeded with a higher density of seeds (7,700 seeds. m⁻²). In result, the soil coverage of native species was over 65% in the third rainy season, with no significant difference with the cover in the first year. However, GEI have significantly increased their occurrence. The seeded trees had high density per hectare (11,950 ind. ha⁻¹). The experiment introduced 45 native species of different life forms. Yet the increase of IAG could impact the growth and development of native vegetation, limiting its growth. In conclusion, the suppression of IAGs is essential for the success of restoration. Other methodologies must be tested to complement the ones presented in this work with the intent to make restoration viable, economically and ecologically, on a large scale.

Key words: C4 grass, functional diversity, cover species, mechanical control, recovery of degraded areas

Sumário

Agradecimentos	v
Resumo	vii
Abstract	viii
Sumário	ix
Lista de tabelas	x
Lista de figuras	xi
INTRODUÇÃO GERAL	13
CAPÍTULO 1	18
Resumo	18
Abstract.....	19
1 INTRODUÇÃO.....	20
2 METODOLOGIA	23
2.1 Área de estudo.....	23
2.2 Práticas da semeadura direta e experimentação	23
2.3 Cobertura do solo e vegetação	27
2.4 Análise de dados.....	28
3 Resultados.....	29
4 Discussão	32
CAPÍTULO 2	37
Resumo	37
Abstract.....	38
1 INTRODUÇÃO.....	39
2 MÉTODOS.....	41
2.1 Área de estudo.....	41
2.2 Práticas da semeadura direta	41
2.3 Cobertura do solo e vegetação	46
2.4 Análise de dados.....	48
3 RESULTADOS	48
4 DISCUSSÃO.....	53
CONCLUSÃO GERAL	56
REFERÊNCIAS.....	58
ANEXO.....	68

Lista de tabelas

Capítulo 1

Tabela 1-1: Análise de solo da área semeada considerando a divisão dos tipos de solo em bem-drenado, sazonalmente alagado e rochoso. P: fósforo, Ca: cálcio, Mg: magnésio, K: potássio, Na: sódio, Al: alumínio, H + Al: acidez potencial, CTC: capacidade de troca catiônica, V: saturação de bases, m: saturação de alumínio, MO: matéria orgânica, C org: carbono orgânico. 24

Tabela 1- 2: Espécies semeadas em área de restauração (36,8ha) no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. 26

Tabela 1-3: Cobertura relativa de *Urochloa humidicola* e *Urochloa brizantha* nas parcelas onde foram amostradas, tipo de solo de ocorrência e grupo funcional (tratamento) correspondente. 30

Capítulo 2

Tabela 2-1: Espécies semeadas em área de restauração (57,2ha) no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros via semeadura direta. 43

Tabela 2-2: Espécies de ervas, arbustos, subarbustos e gramíneas exóticas invasoras (GEI) amostradas na primeira e terceira estação chuvosa (1ª e 3ª chuvosas) após semeadura direta e suas respectivas origem na comunidade (semeada, espontânea ou exótica), grupo funcional e frequência (ocorrência relativa de cada espécie por ponto de amostragem – total 4.000 pontos). 50

Tabela 2-3: Dinâmica das árvores amostradas entre a primeira e terceira estação chuvosa após a semeadura direta. Para cada espécie é apresentado a abundância amostrada (N), frequência (ocorrência por espécie nas sub-parcelas – 20), média da altura, mortalidade e estabelecimento do total de sementes semeadas em relação a densidade amostrada por indivíduo na terceira estação chuvosa. 52

Lista de figuras

Capítulo 1

Figura 1- 1: Mapa de localização e desenho amostral do experimento de restauração realizado no ano de 2015 no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. A área em restauração (polígono vermelho) representa todo o perímetro alvo das práticas de preparo do solo e semeadura direta (36,8ha). As parcelas experimentais somam 1,1ha e foram divididas por área, de acordo com a característica do solo (bem drenado, sazonalmente alagado e rochoso, representadas pelos polígonos roxo, amarelo e azul, respectivamente)..... 25

Figura 1-2: Delineamento amostral realizado para avaliação da cobertura do solo na área de restauração semeada em 2015 (36,8ha) no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. A) Esquema representando as parcelas (27) de amostragem. As linhas pontilhadas representam os transectos e pontos de amostragem do “*line point intercept*”. O quadrado externo indica os limites da parcela (20x20m). B) Indicação de posicionamento perpendicular da vara no transecto. C) Indicação do ponto de amostragem. Em cada ponto foi registrado o indivíduo mais alto de cada espécie que tocasse a vara. 27

Figura 1-3: Cobertura relativa (cobertura por total de pontos) das espécies de gramíneas exóticas invasoras (GEI) mais abundantes durante as estações chuvosas. As linhas pontilhadas horizontais indicam a cobertura média dessas espécies em pasto abandonado. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Tukey, $p < 0,05$). 29

Figura 1-4: Cobertura relativa (cobertura/total de pontos) das espécies de gramíneas exóticas invasoras mais abundantes na quarta estação chuvosa após semeadura, por aspecto de solo e por tratamento (grupo de espécies de cobertura). As linhas horizontais pontilhadas indicam a cobertura média dessas espécies em pasto abandonado. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Tukey, $p < 0,05$). Nenhuma letra foi apresentada para *U. decumbens* e *A. gayanus* porque as interações não foram significativas. 31

Figura 1-5: Cobertura relativa (cobertura/total de pontos) de arbustos e ervas e espécies espontâneas por aspecto do solo x tratamento (grupo funcional) x estação chuvosa. As linhas horizontais pontilhadas indicam a cobertura média dessas espécies em pasto abandonado. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Tukey, $p < 0,05$). 32

Capítulo 2

Figura 2- 1: Mapa de localização da área alvo das práticas de restauração no ano de 2016 (57,2ha) no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros e parcelas de monitoramento 46

Figura 2-2: Delineamento amostral realizado para avaliação da cobertura do solo na área de restauração semeada em 2016 (57,2ha) no Parque Nacional

Chapada dos Veadeiros. A) Esquema representando as parcelas (27) de amostragem. As linhas pontilhadas representam os transectos e pontos de amostragem do “*line point intercept*”. Os retângulos representam as sub-parcelas, de amostragem da vegetação arbórea. O quadrado hachurado no centro indica a sobreposição das sub-parcelas, descontada ao final de uma delas, acrescentando 0,5m (limites pontilhados). O quadrado externo indica os limites da parcela (20x20m). B) Indicação de posicionamento perpendicular da vara no transecto. C) Indicação do ponto de amostragem. Em cada ponto, o indivíduo mais alto de cada espécie que tocasse a vara foi registrado. D) Instalação da sub-parcela para avaliação da vegetação arbórea, considerando 0,5m a partir da trena que marca o transecto de amostragem. E) Mensuração da altura do indivíduo arbóreo. F) Identificação com lacre dos indivíduos mensurados..... 47

Figura 2-3: Cobertura relativa do solo (cobertura/total de pontos) por grupo funcional na área de restauração na primeira e terceira estação chuvosa após semeadura. Letras diferentes indicam diferença significativa (Tukey, $p < 0,05$) 49

Figura 2-4: Estrutura da área restaurada baseada nos indivíduos mais altos de cada ponto de amostragem (grupo funcional do último toque/total de pontos), na primeira e terceira estação chuvosa após semeadura. Letras diferentes indicam diferença significativa (Tukey, $p < 0,05$) 50

INTRODUÇÃO GERAL

A restauração de ecossistemas é uma prática cujo objetivo é contribuir para o restabelecimento dos processos ecológicos. Essa prática é essencial para a reabilitação de ecossistemas que foram degradados ou completamente convertidos em outro tipo de uso da terra (SER 2004). Um dos maiores fatores de degradação do ambiente é a alteração do uso do solo para atividades agrícolas, que afetam especialmente ecossistemas abertos (Henwood 2010).

Essas atividades comumente envolvem processo de revolvimento mecanizado do solo, que desfavorece a resiliência dos ecossistemas nativos de campos e savanas, pois danifica e remove suas raízes e, esgota o banco de sementes (Durigan et al. 1998; Sampaio et al. 2007; Cava et al. 2018). Essa vegetação é composta, notadamente, por espécies que investem em um complexo sistema subterrâneo para garantir a sobrevivência frente a eventos de fogo e ao longo período anual de seca (Castro and Kauffman 1998). Como a regeneração natural depende, principalmente, da rebrota de raízes (Souchie et al. 2017; Pilon et al. 2020), esse tipo de ecossistema acaba sendo pouco resiliente às atividades agrícolas de grande mecanização do solo (Durigan et al. 1998).

Somado a isso, a mudança da cobertura do solo está diretamente envolvida com a introdução de gramíneas exóticas invasoras (GEI), que de diversas formas afetam as dinâmicas do ecossistema (Vitousek et al., 2015). Gramíneas africanas como *Melinis minutiflora*, *Andropogon gayanus* e aquelas do gênero *Urochloa*, são ou foram amplamente utilizadas para a formação de pastagens (Parsons 1972; Foxcroft et al. 2010). Estas gramíneas são capazes de invadir áreas de vegetação natural mesmo que não perturbadas, processo esse acelerado com eventos de fogo (Hoffmann and Haridasan 2008; Zenni et al. 2019). A presença de GEI pode limitar o estabelecimento das espécies nativas e, quando em grande densidade, acabar as excluindo (ex. Pivello et al. 1999; Reinhardt Adams and Galatowitsch 2008; Brooks et al. 2010; Martins et al. 2017; Thomas et al. 2019). Consequentemente, a instauração de pastagem e a invasão biológica em remanescentes de vegetação são diretamente associadas à redução na distribuição das espécies nativas (Velazco et al. 2019). Dessa forma,

devido à baixa resiliência do ecossistema a esses fatores de degradação (revolvimento do solo e presença de GEI), a opção por métodos mais ativos de restauração pode ser necessária (ver Holl and Aide 2011).

Entre os ecossistemas mais ameaçados, o Cerrado, a savana brasileira, vem sendo extensivamente modificado e explorado (Myers et al., 2000; Klink and Moreira 2002), especialmente desde a década de 1970, com o incentivo governamental do Brasil para ocupação do centro do país pela agricultura (Ratter et al. 1997). Em 2017, a cobertura do solo por remanescentes de vegetação nativa do Cerrado ocupavam cerca de 55% da área original do bioma (Alencar et al. 2020; Mapbiomas, 2018) e apenas 2,7% dessa área está protegida em unidades de proteção integral (MMA, 2019). Cabe destacar ainda que a taxa de redução de áreas nativas segue uma média de 0,5% ao ano (Alencar et al. 2020). A destruição e degradação de habitats, a poluição, a introdução de espécies exóticas são as maiores ameaças consideradas para o Cerrado (Scariot and Felfili 2005). Essas alterações estão especialmente associadas a implementação de agricultura, pecuária e modificações da estrutura do ecossistema savânico em prol de estruturas florestais, o que envolve adensamento florestal (florestamento por meio de plantio de mudas) e inibição do fogo no sistema (Bond and Parr 2010; Veldman et al. 2015). Nesse cenário, a agropecuária engloba as principais atividades de conversão do uso do solo, ocupando cerca de 43% da área do bioma (Mapbiomas, 2018).

Em 2017, o Governo Federal lançou o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa, que prevê a restauração de 5 milhões de hectares até 2030, apenas no Cerrado. Essa grande demanda vem estimulando esforços de restauração, mesmo com embasamento científico limitado (Bond and Parr 2010; Durigan et al. 2010). Assim, técnicas convencionais de restauração voltadas, especialmente, a ecossistemas florestais são reproduzidas e apostam no plantio de mudas para sombreamento e controle das gramíneas exóticas (Rodrigues et al. 2009). Além da eficiência ser questionada a longo prazo (ver Suganuma et al. 2018), ainda há dois grandes problemas associados. O primeiro deles é que essa técnica é incompatível com a estrutura do ambiente savânico, cujo componente arbóreo não é dominante, levando ao insucesso de vários esforços de restauração (Suding 2011; Veldman et al. 2015; Sousa 2016). O segundo deles

é o elevado custo de implantação e monitoramento, que pode inviabilizar iniciativas em larga escala (Rodrigues et al. 2009; Raupp et al. 2020).

Em contrapartida, testes com semeadura direta começaram a ser implementados em restauração de florestas e apresentaram resultados satisfatórios (Engel and Parrotta 2001; Campos-Filho et al. 2013; Freitas et al. 2019; Rodrigues et al. 2019). Esse método é mais viável economicamente para projetos em grandes áreas (Schmidt et al. 2019a), por permitir a mecanização e por dispensar a produção de mudas, favorecendo o uso de uma maior variedade de espécies, de diversos grupos funcionais (Campos-Filho et al. 2013; Palma e Laurance 2015; Sampaio et al. 2019). Essas características viabilizam o uso do método em ecossistemas não florestais, especialmente por promover o estabelecimento de um estrato herbáceo-subarbusivo, compatível com o ecossistema de interesse (Pellizzaro et al. 2017). A técnica vem sendo reproduzida e testada em projetos de larga escala para restauração do Cerrado (Savana neotropical) em pastagens, promovendo reintrodução de espécies nativas (ex. Alves 2016; Pellizzaro et al. 2017; Cordeiro 2018; Coutinho et al. 2019; Sampaio et al. 2019).

O grande desafio, porém, é o controle das gramíneas exóticas. A erradicação inicial é recomendada em conclusão a vários experimentos de restauração via semeadura, tanto em floresta, quanto em savana (Reinhardt Adams and Galatowitsch 2008; Silva et al. 2015; Silva and Vieira 2017a; Freitas et al. 2019; Sampaio et al. 2019). Métodos não químicos são testados buscando maior efetividade nessa erradicação, principalmente, na restauração de ecossistemas sensíveis, como os associados a corpos hídricos ou dentro de unidades de conservação. Nesses locais, o uso do controle químico de plantas (herbicida) é restrito por lei.

Entre os métodos não químicos, o uso de queimas controladas é recomendado para reduzir a biomassa das GEI e facilitar a mecanização da área (Sampaio et al. 2019; Coutinho et al. 2019). O revolvimento do solo é recomendado para danificar, remover e desenraizar os indivíduos exóticos que compõem as pastagens, visando diminuir sua reprodução vegetativa (Kiehl et al. 2010; Durigan et al. 2013). O revolvimento feito por sucessivas gradagens resulta

em maior inibição do restabelecimento via rebrota das GEI (Cordeiro 2018). Ainda, a semeadura de diversos grupos funcionais é recomendada para uma melhor ocupação do solo (Brooks et al. 2010; Schneemann and McElhinny 2012), visto que a trajetória da comunidade é determinada pelos seus primeiros ocupantes (Coutinho et al 2019). A introdução de espécies de cobertura (ervas e arbustos de crescimento rápido) favorece o estabelecimento dos demais grupos funcionais e pode reduzir a ocupação das espécies exóticas, se o preparo do solo for mais intenso (Alves 2016; Pellizzaro et al. 2017; Sampaio et al. 2019). Entretanto, essas práticas ainda não resultaram em controle da colonização de GEI, mas mostraram que o maior preparo de solo (queima e sucessivas gradagens), a maior densidade de sementes e diversidade de grupos funcionais podem contribuir com o processo de restauração (Coutinho et al., 2019; Sampaio et al., 2019).

Nesse contexto, esforços de restauração de Cerrado vêm sendo empregados desde 2012 em cerca de 150 hectares de pastagem no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV), Goiás. Ações pioneiras de semeadura direta para esse ecossistema foram experimentadas, a fim de responder algumas perguntas (Sampaio et al. 2019) e, conseqüentemente, aprimorar a técnica nos cinco anos de atividade (2012 a 2016). Os resultados aqui apresentados são frutos do monitoramento das ações desenvolvidas no PNCV.

O objetivo do trabalho foi apresentar a trajetória da restauração ecológica de savanas por meio da semeadura direta em áreas dominadas por gramíneas exóticas. Em específico, buscou (i) analisar a trajetória de um experimento de restauração testando três grupos funcionais de espécies de cobertura (subarbusto, arbusto e gramíneas) em três aspectos de solo (rochoso, bem drenado e sazonalmente alagado), quatro anos após a semeadura direta e; (ii) apresentar os resultados de um experimento de restauração após três anos da semeadura direta, usando as melhores práticas desenvolvidas para áreas de Cerrado em pastagem até 2016. Para tal, esse trabalho foi dividido em dois capítulos, estruturados em forma de artigos científicos, cada um direcionado ao atendimento de um dos objetivos específicos elencados. Com os resultados apresentados esperamos contribuir com a construção do conhecimento de

restauração de savanas neotropicais por semeadura direta, evidenciando a importância da erradicação de gramíneas exóticas nas fases iniciais da restauração.

CAPÍTULO 1

Savanas nas primeiras fases da restauração não resistem a gramíneas exóticas invasoras

Resumo

A invasão biológica é uma das maiores ameaças à biodiversidade. Os ecossistemas abertos, como savanas e campos são particularmente prejudicados pela introdução de gramíneas exóticas invasoras (GEI), associadas à instauração de pastagens. GEI interferem na função, dinâmica, composição e estrutura do ecossistema, resultando em um estado alternativo estável que limita a regeneração natural. Assim, esforços para restauração em todo mundo devem considerar o controle de GEI. Aqui apresentamos os resultados das ações de restauração ativa em savana no Cerrado via semeadura direta, que envolveram queima controlada, sucessivas gradagens de solo e semeadura de espécies nativas de diferentes formas de vida para controle de GEI e estabelecimento de vegetação nativa. Nessa área, montamos um experimento para testar o efeito do aspecto do solo (rochoso, bem drenado e sazonalmente alagado) e de grupos funcionais de espécies de cobertura (gramíneas, subarbustos e arbustos) na cobertura de GEI e de espécies nativas. Após quatro estações chuvosas da semeadura, seis espécies de GEI foram encontradas na área restaurada. A composição e proporção de GEI foi alterada, mas a cobertura total não foi reduzida, alcançando mais de 90%. As GEI mais abundantes foram afetadas pelo aspecto do solo: *Urochloa decumbens* teve maior cobertura em solos sazonalmente alagados, *Andropogon gayanus* em solos rochosos e *Melinis minutiflora* em bem drenados. A cobertura de espécies semeadas decresceu, entre a primeira e terceira estação chuvosa, enquanto de espontâneas, aumentou. Nossos resultados indicam que o efetivo controle de GEI é essencial para restauração de savanas, visto que a reinvasão limita e reduz a cobertura nativa ao longo do tempo.

Savannas in early stages of restoration do not resist alien grass invasions

Abstract

Biological invasions are one of the main threats to biodiversity. Open ecosystems, such as savannas and grasslands, are particularly affected by the introduction of invasive alien grasses (IAGs), mainly used to pasture enhancement. IAGs affect function, dynamics, composition, and ecosystem structure, resulting in alternative stable states that prevent natural regeneration. Hence, worldwide restoration efforts must consider the IAG control. Here we present results from an active restoration by direct seeding in Cerrado savanna, which used prescribed fire, soil plowing, and introduction of native species from different life-forms to control IAGs and establish native vegetation. Within this restoration area, we performed an experiment to test the effect of soil type (rocky, well-drained, and waterlogged) and functional type of introduced species (shrub, forb, and grass) on coverage of IAGs and native species. After four rainy seasons, six species of IAGs was found in the restored area. Composition and proportion of IAGs were altered, but total coverage was not reduced, achieving more than 90%. Coverage of most abundant IAGs was affected by soil type: *Urochloa decumbens*' coverage was higher in waterlogged soils, *Andropogon gayanus* was higher in rocky soils, and *Melinis minutiflora* was higher in well-drained soils. Coverage of seeded species decreased from the first to the fourth rainy season, whereas spontaneous native species increased. Our results indicate that effective control of IAGs is essential to the restoration of savannas since their reinvasion limits native coverage over time.

1 INTRODUÇÃO

Espécies invasoras são uma das principais causas de extinção da biodiversidade mundial (Simberloff et al., 2013; Hejda et al., 2009; Linders et al., 2019). Nas savanas e campos, as gramíneas exóticas invasoras (GEI) são particularmente perigosas para as espécies nativas e restauração do ecossistema. Elas são introduzidas no ecossistema não intencionalmente (Zenni e Ziller 2011; Mack 1981) ou intencionalmente, especialmente para melhoria de pastagens (Parsons 1972; Foxcroft et al. 2010), visto que são mais bem adaptadas à desfolhação que as gramíneas nativas (Hodgkinson et al. 1989). Por isso, as GEI causam impactos ecológicos, econômicos e sociais (Pyšek and Richardson 2010). Elas frequentemente competem com as plantas nativas (Bakker & Wilson, 2001), resultam em pressão para extinção dessas espécies (Gilbert & Levine, 2013; Gooden & French, 2014) e impedem a regeneração natural (Holl 1999; Hoffmann and Haridasan 2008; Damasceno et al. 2018). Tanto o funcionamento quanto os serviços ecossistêmicos podem ser significativamente impactados (Asner & Beatty, 1996). Por isso, o controle de GEI é frequentemente necessário em restauração de savanas e, comumente, representa uma parte significativa do esforço de restauração (Brooks et al. 2010; Pilon et al. 2018; Sampaio et al. 2019).

As GEI podem levar o ecossistema a um estado alternativo de estabilidade, que pode moldar a trajetória da comunidade por alterar composição e estrutura (Cava et al. 2018), o que acaba afetando a resiliência do meio. Diferentes mecanismos podem favorecer as GEI em relação as espécies nativas, tornando-as melhores competidoras e capazes de explorar melhor os recursos. Ainda, costumam ter características ecofisiológicas que lhes dão superioridade competitiva (eg. Ens et al., 2015; Bakker & Wilson, 2001; Baruch 1996). Nos campos norte-americanos, as elevadas taxas de crescimento das GEI permitem com que elas se antecipem ao aproveitamento dos recursos, superando as nativas por meio do efeito de prioridade (Dickson et al. 2012; Goodale & Wilsey 2018). A plasticidade fenotípica também é comum entre as espécies invasoras (Davidson et al. 2011) e pode ser um fator importante para competição entre gramíneas (Fort et al. 2014). Além disso, algumas gramíneas invasoras podem se estabelecer em condições de solo desfavoráveis, como acidez, baixa

disponibilidade de nutrientes, ou até mesmo em áreas alagadas ou de restrição de água (ex. Flores et al. 2005; Ens et al. 2015; Duarte et al. 2019; Saraiva et al., 1993). As GEI podem se adaptar melhor ou até mesmo se favorecer em distúrbios, como fogo e pastoreio. Em várias partes do mundo é reportado que as GEI podem apresentar uma resposta positiva ao fogo, criando um ciclo grama-fogo (D'Antonio & Vitousek 1992), que altera o regime de fogo, aumentando a frequência e intensidade (ex. Setterfield et al. 2010; Gorgone-Barbosa et al. 2014; Rossi et al. 2014), que por sua vez, pode ajudar sua dispersão (Brooks et al. 2010; Setterfield et al. 2010).

Controlar as espécies invasoras pode ser um desafio depois que elas já estiverem se estabelecido no novo ecossistema. Para atingir esse ponto e ser considerada invasora, as espécies devem passar por alguns filtros. Blackburn et al. (2011) definiram etapas: a primeira delas é que a espécie deve superar a barreira geográfica, sendo transportada via homem para fora de seu alcance natural. Com isso, ela deve ser introduzida e cultivada no novo ambiente. Então, deve ser capaz de se estabelecer em áreas nativas, sobrevivendo e se reproduzindo fora cultivo. Por fim, deve conseguir dispersar e estabelecer novas populações com a distâncias significativas do ponto de introdução original. Diferentes ações podem ser tomadas em cada uma das etapas mencionadas para impedir ou controlar a invasão. Por meio da avaliação de risco, é possível identificar espécies potencialmente invasoras e prevenir sua introdução (Pyšek and Richardson 2010); se ela for introduzida, detecção precoce e resposta rápida podem prevenir propagação (Westbrooks, 2004); caso a espécie invasora seja capaz de se estabilizar e propagar, então a erradicação, seguida de mitigação e restauração são necessárias (Pyšek and Richardson).

Em campos e savanas as GEI, muitas vezes, já ultrapassaram várias das etapas de invasão (Pivello et al. 1999; Zenni and Ziller 2011; Rossi et al., 2014; Barger et al. 2003). Sua importância econômica para melhoramento de pastagens impede sua erradicação, mas o controle e restauração em áreas invadidas têm sido amplamente implementados, com diferentes graus de sucesso (Buisson et al., 2019). A remoção do *topsoil* e aplicação de herbicida reduziu de forma satisfatória a cobertura da gramínea africana *Urochloa decumbens*, em área de savana subtropical (Thomas et al. 2019a). O herbicida,

roçada e competição com nativas reduziram, mas não eliminaram, a gramínea exótica *Agropyron cristatum* em pradarias em restauração no Canadá (Wilson and Pärtel 2003). Espécies nativas plantadas reduziram a cobertura da GEI *Megathyrsus maximus*, em planícies em restauração no Hawaii (Ammond et al. 2012). Ainda, o plantio de uma maior diversidade funcional, com espécies de cobertura de rápido crescimento, pode favorecer o desenvolvimento de espécies nativas perenes, por aumentar a cobertura nativa nas fases iniciais da restauração (Coutinho et al. 2019). Com isso, uma comunidade local rica em gramíneas nativas, pode tornar essa área menos propensa à cobertura exótica (Seabloom et al. 2013), indicando que o favorecimento da cobertura nativa pode ser um jeito de evitar o aumento da abundância de GEI.

Na savana brasileira (Cerrado), as GEI podem causar diversos impactos, similares aos mencionados anteriormente, e são de difícil controle. Até 2018, 30,8% do bioma foi convertido em pastagens plantadas com gramíneas africanas (Mapbiomas 2018). Essas espécies são capazes de se propagar fora da área de cultivo e estão presentes em quase todas as áreas protegidas no país (Dechoum et al. 2018), ameaçando as espécies nativas e causando outros impactos ao ecossistema. Além disso, nenhuma técnica que promova a erradicação (ex. Kimball et al. 2015; Thomas et al. 2019a) e que seja viável financeiramente foi desenvolvida para impedir a ocorrência de GEI em larga escala e em áreas indesejadas.

Projetos em larga escala estão sendo conduzidos para controle de espécies invasoras e restauração de vegetações abertas do Cerrado desde 2012 (Sampaio et al. 2019), buscando técnicas eficientes e viáveis economicamente. Nós estabelecemos parcelas experimentais nessa área para avaliar se restauração ativa é eficaz para prevenir a (re)invasão por gramíneas exóticas e promover o estabelecimento de uma cobertura nativa em savana tropical. Esperamos que o preparo do solo e semeadura de diferentes grupos funcionais de espécies de cobertura (gramíneas, subarbustos e arbustos) sejam capazes de prevenir gramíneas invasoras. Ainda, acreditamos que os melhores resultados de cobertura de espécies nativas estarão associados ao estabelecimento do grupo de gramíneas, que são dominantes em solos rochosos, de menor fertilidade em áreas em restauração (Sampaio et al., 2019).

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A área de estudo foi convertida em pastagem, entre 1984 e 1985, dentro de área protegida, no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV) (14°6'40"S 47°38'20"W, 1240m de elevação). Nessa ocasião foram realizadas ações de revolvimento de solo, fertilização e calagem, e inseridas as espécies que atualmente dominam a área, como *Urochloa decumbens*, *U. humidicola*, *U. brizantha*, *Melinis minutiflora*, *Hyparrhenia sp.* e *Andropogon gayanus* (Sampaio et al. 2019), todas gramíneas exóticas invasoras (GEI), comumente usadas para alimentação de gado. Anteriormente, a vegetação era caracterizada como um campo sujo (*open savanna*), vegetação herbácea, com componente lenhoso esparso (Ribeiro e Walter 2008). O plintossolo é dominante na área (IBGE, 2018), com aspecto variando entre rochoso a alagado. A região possui precipitação anual média de 1500mm, sendo a maior parte (90%) concentrada em seis meses do ano (outubro a abril) (Silva et al 2008; INMET, 2020).

Entre 2012 e 2019 foram realizados esforços de restauração dessa área, somando 150ha, para substituição das espécies exóticas por nativas. Nosso estudo é direcionado à avaliação dos resultados do experimento realizado em 2015.

2.2 Práticas da semeadura direta e experimentação

Para combate às gramíneas exóticas invasoras, a área foi submetida a semeadura direta em 36,8 hectares. Para redução das GEI e respectiva biomassa aérea foi feita a queima controlada no final da estação chuvosa (maio de 2015). Para intensificar o controle, durante a estação seca, o solo foi arado seis vezes, buscando quebrar o sistema radicular e abafar as sementes. Na estação chuvosa subsequente (novembro de 2015) foi feita a semeadura em área total. Na área de instalação do experimento (área amostrada de 1,1ha), a semeadura foi feita de forma manual, para controle da densidade de sementes.

A área experimental foi dividida em três partes, considerando as características do solo: bem drenado, sazonalmente alagado e rochoso (Figura

1- 1). Os solos bem drenado e rochoso possuem baixos teores de argila, favorecendo a drenagem de água e diferem entre si, devido à camada superficial pedregosa do solo rochoso, ausente no bem drenado (Sampaio et al., 2019). O solo sazonalmente alagado se caracteriza por elevado teor de argila, que promove a retenção de água e, maior teor de matéria orgânica (Sampaio et al., 2019). Em geral, os solos são semelhantes quanto a acidez (pH ~5) e os solos rochosos diferem quanto ao baixo nível de bases em solos rochosos (11%) (Tabela 1-1). Cabe ainda destacar a maior CTC em solos bem drenados (Tabela 1-1), que favorece a disponibilidade de nutrientes.

Tabela 1-1: Análise de solo da área semeada considerando a divisão de características de solo em bem-drenado, sazonalmente alagado e rochoso. P: fósforo, CTC: capacidade de troca catiônica, V: saturação de bases, m: saturação de alumínio, MO: matéria orgânica, C org: carbono orgânico.

Parâmetros	Aspecto de solo		
	Bem drenado	Sazonalmente alagado	Rochoso
Argila (g/kg)	250	375	250
Areia (g/Kg)	625	450	575
Silte (gKg)	125	175	400
pHH ₂ O	5	5	4,7
P (mg/dm ³)	1,6	1,7	1,5
CTC (cmolc/dm ³)	13,5	2,9	1,6
V (%)	22	22	11
m (%)	9	3	6
C org (g/kg)	11,9	16,8	14,5
MO (g/kg)	20,5	28,9	24,9

Em cada aspecto de solo foram testados três tratamentos, cada um considerando uma diferente forma de vida para cobertura do solo (Gramíneas, Subarbusto e Arbusto), compostos por espécies com alta taxa de estabelecimento (seis gramíneas nativas [Poaceae], *Stylosanthes* spp. [Fabaceae] e *Lepidaploa aurea* [Asteraceae]; Pellizzaro et al. 2017; Tabela 1- 2) e utilizando alta densidade de semeadura (953, 822, 738 sementes m⁻², respectivamente; Sampaio et al. 2019). Além das espécies do grupo de cobertura foram semeadas em conjunto aos tratamentos o mesmo grupo de diversidade, composto por 12 espécies nativas, sendo três arbustivas e nove arbóreas (Tabela 1- 2).

Em síntese, a área foi dividida por aspecto do solo (bem-drenado, sazonalmente alagado e rochoso), onde foram distribuídas as parcelas semeadas para monitoramento (20x20m; Figura 1- 1). Em cada aspecto de solo foi testada a semeadura de cada um dos três tipos de grupo de cobertura (gramíneas, subarbusto e arbusto) e do mesmo conjunto de espécies do grupo de diversidade. Cada combinação solo-tratamento teve três repetições, somando 27 parcelas (3 solos x 3 tratamentos x 3 repetições) e 1,1ha de área monitorada (Figura 1- 1).

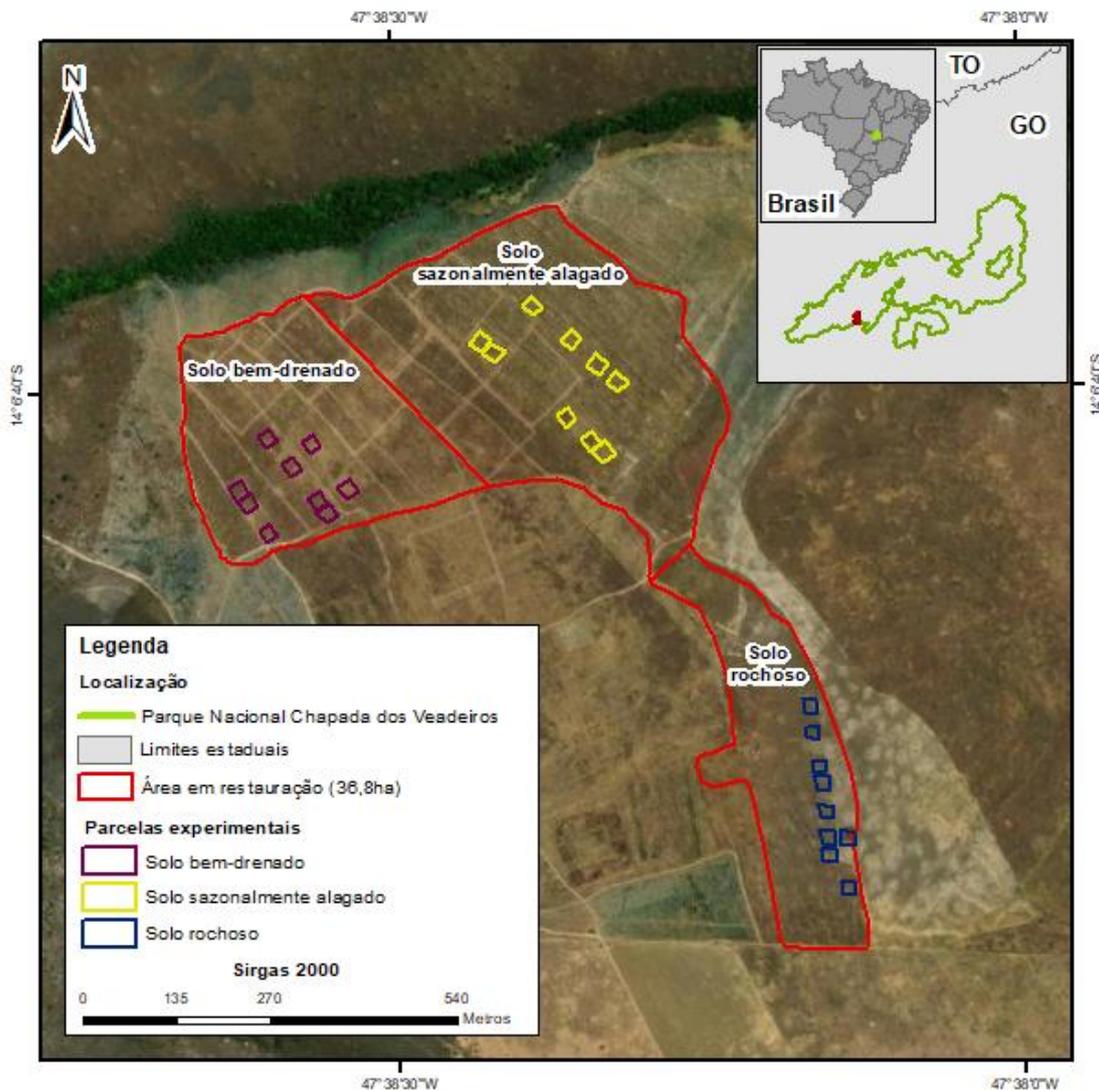


Figura 1- 1: Mapa de localização e desenho amostral do experimento de restauração realizado no ano de 2015 no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. A área em restauração (polígono vermelho) representa todo o perímetro alvo das práticas de preparo do solo e semeadura direta (36,8ha). As parcelas experimentais somam 1,1ha e foram divididas por área, de acordo com a característica do solo (bem drenado, sazonalmente alagado e rochoso, representadas pelos polígonos roxo, amarelo e azul, respectivamente).

Tabela 1- 2: Espécies semeadas em área experimental (1,1ha) de restauração no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros.

Grupo de espécies	Espécie	Nome comum	Família	Forma de vida	Densidade semeada (semente.m ⁻²)	
Tratamento de cobertura						
Gramíneas	<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	Capim-andropogon-nativo	Poaceae	Erva	953	
	<i>Aristida gibbosa</i> (Ness) Kunth.	Capim-aristida	Poaceae	Erva		
	<i>Aristida riparia</i> Trin.	Capim-rabo-de-burro	Poaceae	Erva		
	<i>Aristida</i> sp. L.	Capim-carrapato	Poaceae	Erva		
	<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Ness) Connert	Capim-brinco-de-princesa	Poaceae	Erva		
	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Capim-roxo	Poaceae	Erva		
Subarbusto	<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel. +	Estilosantes	Fabaceae	Subarbusto	822	
	<i>Stylosanthes macrocephala</i> M. B Ferreira & Sousa	Estilosantes	Fabaceae	Subarbusto		
Arbusto	<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. Ex DC.) H.Rob	Amargoso	Asteraceae	Arbusto	738	
Grupo de diversidade						
Diversidade	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	Assa-peixe	Asteraceae	Arbusto	1	
	<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	Mimosa	Fabaceae	Arbusto		
	<i>Anacardium humile</i> St. Hill	Caju-do-cerrado	Anacardiaceae	Arbusto		0,25
	<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less	Candieiro	Asteraceae	Árvore		125
	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Pau-santo	Calophyllaceae	Árvore		1
	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Mirindiba	Combretaceae	Árvore		1
	<i>Terminalia argentea</i> Mart.	Capitão-do-mato	Combretaceae	Árvore		1
	<i>Terminalia fagifolia</i> Mart.	Mussambé	Combretaceae	Árvore		1
	<i>Machaerium opacum</i> Vogel	Jacarandá-cascudo	Fabaceae	Árvore		1
	<i>Tachigali paniculata</i> Aubl.	Carvoeiro	Fabaceae	Árvore		1
	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Barbatimão	Fabaceae	Árvore		1
	<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hill.	Lobeira	Solanaceae	Árvore		1

2.3 Cobertura do solo e vegetação

As parcelas foram amostradas em três momentos: final da primeira e segunda estação chuvosa após semeadura (abril de 2016 e de 2017; Sampaio et al. 2019) e, durante a terceira (janeiro de 2019). O monitoramento da vegetação foi realizado usando o método “*line-point intercept*” (Herrick et al. 2009; Figura 1-2), recomendado para áreas de savana em restauração (Pellizzaro et al. 2017; Coutinho et al. 2019; Sampaio et al. 2019; Sousa & Vieira, 2017). Nelas foram estabelecidos dois transectos diagonais, perpendiculares um ao outro, de 20m de comprimento cada (Figura 1-2).

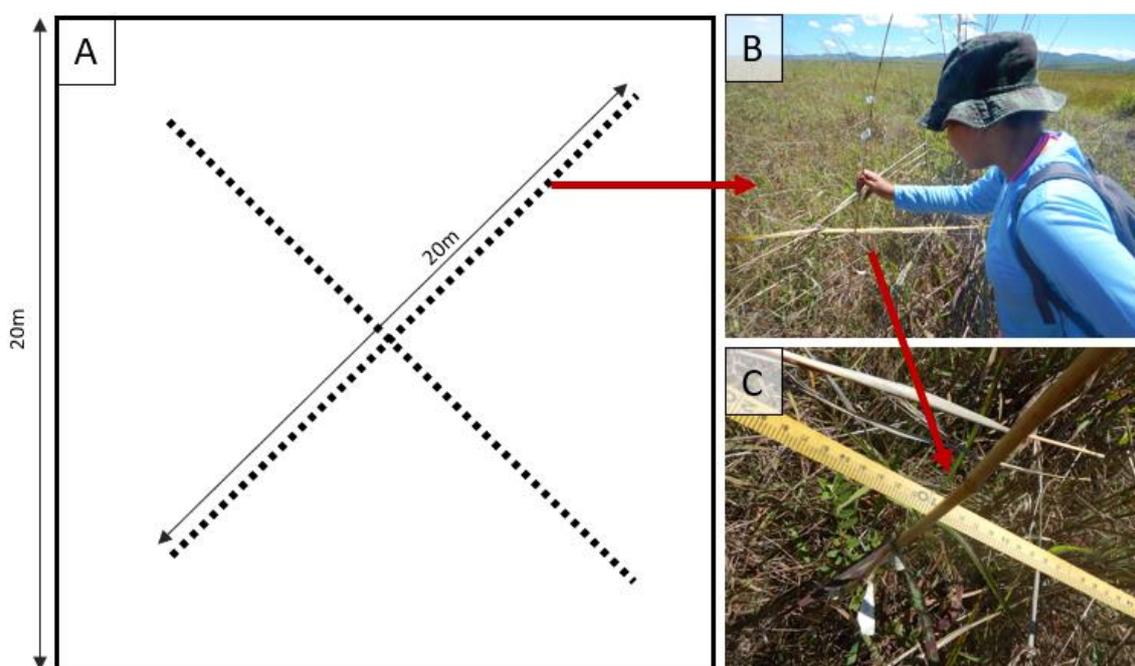


Figura 1-2: Delineamento amostral realizado para avaliação da cobertura do solo na área de restauração semeada em 2015 (36,8ha) no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. A) Esquema representando as parcelas (27) de amostragem. As linhas pontilhadas representam os transectos e pontos de amostragem do “*line point intercept*”. O quadrado externo indica os limites da parcela (20x20m). B) Indicação de posicionamento perpendicular da vara no transecto. C) Indicação do ponto de amostragem. Em cada ponto foi registrado o indivíduo mais alto de cada espécie que tocasse a vara.

Nestes transectos foram alocados pontos de amostragem, com distância regular de 20cm, totalizando 200 pontos por parcela (Sampaio et al., 2019). No terceiro monitoramento (2019), a distância foi alterada para 10cm, totalizando 400 pontos. O aumento do esforço amostral foi empregado visando ampliar o poder de detecção de indivíduos arbóreos, que ocorrem em menores densidades. A amostragem da área controle (pasto abandonado) foi realizada previamente as atividades de restauração, em 2014. Para tal, foram amostradas

três parcelas (20x20m), com um transecto diagonal e, pontos de amostragem a cada 10cm, totalizando 200. Em todos os casos, em cada ponto de amostragem, posicionamos uma vara perpendicularmente ao solo e registramos todas as espécies que a tocavam, em toda sua projeção (Figura 1-2).

2.4 Análise de dados

A cobertura de exóticas é a principal variável para determinar se a restauração foi efetiva para seu controle. Para tal, as respostas das GEI para os diferentes fatores experimentais (solo e grupo de cobertura) foram analisadas por espécie exótica. Não foi possível avaliar o resultado dos efeitos desses fatores em *Urochloa brizantha* e *Urochloa humidicola* porque essas espécies ocorreram em um número limitado de parcelas. Para as demais espécies (*Urochloa decumbens*, *Melinis minutiflora*, *Andropogon gayanus* e *Hyparrhenia* sp.), transformamos o dado em proporção e ajustamos um modelo linear, função GLM, usando distribuição quase-binomial, uma vez que a variável dependente apresentou superdispersão. Para avaliar a variação de GEI ao longo do tempo, avaliamos o efeito do número de estações chuvosas na cobertura relativa de GEI. Para avaliação da influência do aspecto de solo e do grupo funcional de cobertura (tratamento), avaliamos o efeito desses fatores na cobertura depois de quatro estações chuvosas.

Quanto à avaliação da resposta das nativas ao tratamento e aspecto de solo, classificamos as espécies em três categorias: subarbustos, arbustos e ervas [1]; espontâneas [2] e, árvores [3]. A primeira categoria é composta por espécies de cobertura e componentes do estrato herbáceo-subarbusivo (maior recobrimento natural), a segunda pelas espécies nativas que não foram semeadas (herbáceas) e, a terceira, por árvores, cuja forma de vida é de crescimento mais lento e direcionado. Realizamos análises separadas para cada categoria. Transformamos o dado em proporção e ajustamos um modelo linear, função GLM, com distribuição binomial para verificar o efeito do aspecto de solo e tratamento na cobertura após quatro estações chuvosas. Todas as análises foram realizadas no ambiente estatístico R v4.0.1 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT).

3 Resultados

Após quatro estações chuvosas das ações de restauração, a cobertura do solo foi dominada por *U. decumbens*, *A. gayanus* e *M. minutiflora*, todas exóticas, que corresponderam a mais de 90% da cobertura total. A cobertura de *U. decumbens* já era elevada desde a primeira estação chuvosa e não se alterou ao longo tempo (Figura 1-3). As outras espécies dominantes de GEI aumentaram significativamente ao longo das quatro estações chuvosas após semeadura, especialmente *A. gayanus*, que atingiu quase 100% da cobertura em algumas parcelas (Figura 1-3). A média de cobertura de *A. gayanus* e *M. minutiflora* excederam a média relativa encontrada para a espécie em pastagem abandonada (36.11 vs. 22.33% para *A. gayanus* e 26.47 vs. 6.33% para *M. minutiflora*, Figura 1-3), quatro estações chuvosas após a semeadura direta. Por outro lado, a cobertura de *U. decumbens* e *Hyparrhenia* sp. foi menor que a média relativa encontrada para a mesma pastagem (91.83 vs. 37.5% para *U. decumbens* e 44.33 vs. 5.4% para *Hyparrhenia*, Figura 1-3). A GEI *U. humidicola* ocorreu apenas em solos rochosos, em uma parcela cujo tratamento era Subarbusto e em outra, Gramíneas, mas em ambas atingiu alta cobertura (Tabela 1-3). Por outro lado, *U. brizantha* ocorreu apenas em quatro parcelas e com cobertura muito baixa (Tabela 1-3).

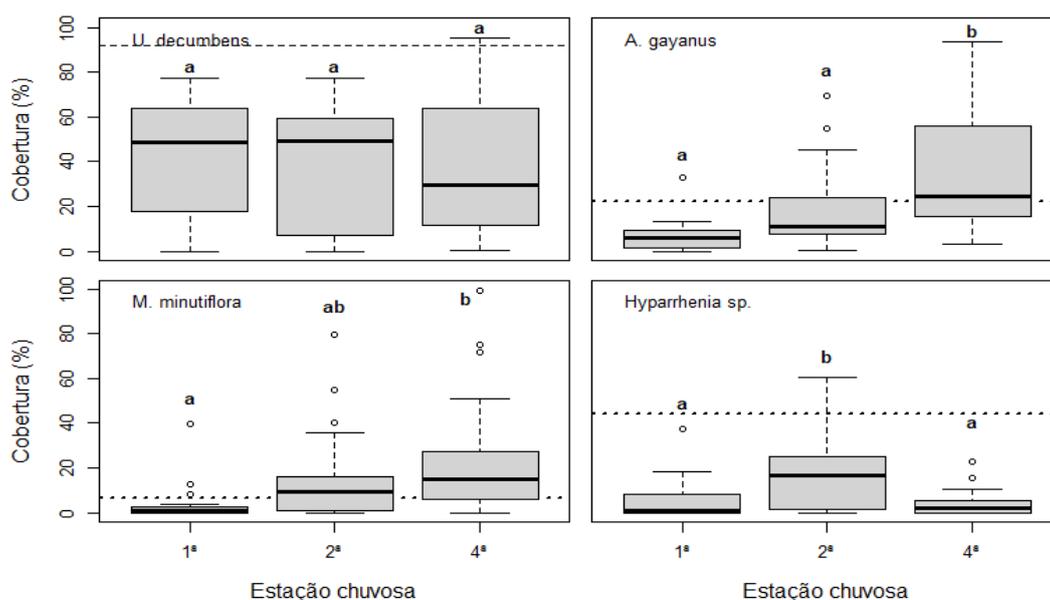


Figura 1-3: Cobertura relativa (cobertura por total de pontos) das espécies de gramíneas exóticas invasoras (GEI) mais abundantes durante as estações chuvosas. As linhas pontilhadas horizontais indicam a cobertura média dessas espécies em pasto abandonado. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Tukey, $p < 0,05$).

Tabela 1-3: Cobertura relativa de *Urochloa humidicola* e *Urochloa brizantha* nas parcelas onde foram amostradas, aspecto do solo de ocorrência e grupo funcional (tratamento) correspondente.

Espécie	Aspecto do solo	Grupo de tratamento	Cobertura (%)
<i>U. humidicola</i>	Rochoso	Subarbusto	75.75
	Rochoso	Gramíneas	25.00
	Bem-drenado	Arbusto	0.50
<i>U. brizantha</i>	Sazonalmente alagado	Arbusto	2.50
	Sazonalmente alagado	Subarbusto	10.75
	Sazonalmente alagado	Subarbusto	1.00

O aspecto do solo e tratamento afetaram de forma diferente as GEI mais comuns (Figura 1-4). O aspecto do solo influenciou significativamente *U. decumbens* depois de quatro estações chuvosas (ANOVA, $F = 14.13$, $p < 0.01$), que alcançou maior cobertura em solo sazonalmente alagado em comparação com bem-drenado (67.1 vs. 22%, Tukey, $z = 2.8$, $p < 0.01$). A cobertura de *A. gayanus* também foi significativamente influenciada pelo aspecto do solo (ANOVA, $F(2,23) = 12.08$, $p < 0.01$), após quatro estações chuvosas. A espécie atingiu a maior cobertura relativa em solos rochosos (média = 63.92%), quando comparado com bem-drenado (media = 20.75%, Tukey, $z = -3.94$, $p < 0.01$) e solo sazonalmente alagado (media = 21.97%, Tukey, $z = -3.97$, $p < 0.01$). Houve interação significativa entre o aspecto do solo e tratamento para *M. minutiflora* (ANOVA, $F(2,21) = 3.27$, $p = 0.037$). A cobertura relativa foi maior em solos bem-drenados, nos tratamentos usando Arbusto e Subarbusto como espécies de cobertura. Contudo, não houve efeito significativo do aspecto do solo quando o tratamento era com Gramíneas (Figura 1-4). O aspecto do solo influenciou significativamente *Hyparrhenia* sp. (ANOVA, $F(2,23) = 3.93$, $p = 0.034$), que apresentou maior cobertura em solo sazonalmente alagado que em solo rochoso (Tukey, $z = 2.162$, $p = 0.03$).

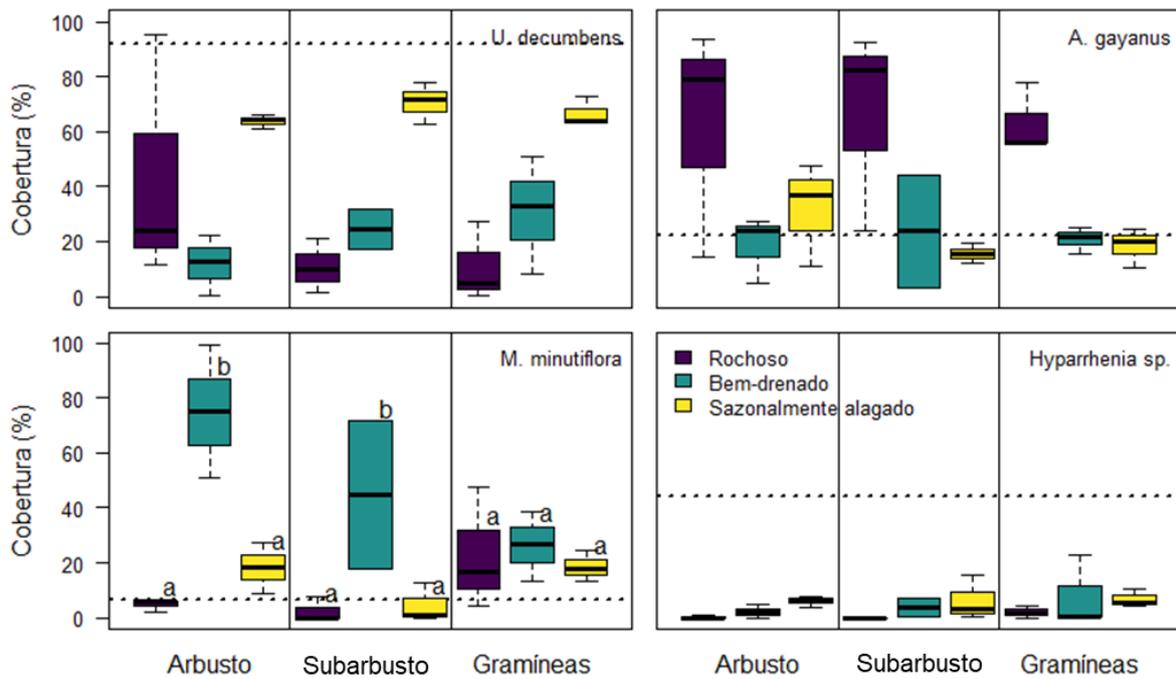


Figura 1-4: Cobertura relativa (cobertura/total de pontos) das espécies de gramíneas exóticas invasoras mais abundantes na quarta estação chuvosa após semeadura, por aspecto de solo e por tratamento (grupo de espécies de cobertura). As linhas horizontais pontilhadas indicam a cobertura média dessas espécies em pasto abandonado. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Tukey, $p < 0,05$). Nenhuma letra foi apresentada para *U. decumbens* e *A. gayanus* porque as interações não foram significativas.

Para as espécies nativas, a cobertura do grupo de ervas, subarbustos e arbustos decresceu após quatro estações chuvosas e foi afetada pela interação entre aspecto do solo e tratamento (Tukey, $p < 0,05$, Figura 1-5). Não encontramos diferenças significativas entre o aspecto do solo nos tratamentos de Arbusto e Subarbusto, mas no tratamento com Gramíneas, a cobertura de herbáceas e arbustivas foi maior em solos bem-drenados. As espécies espontâneas foram capazes de colonizar e até substituir as espécies semeadas em algumas combinações de aspecto do solo e tratamento. Nas combinações de solo sazonalmente alagado associado ao uso de Arbusto, de solo bem drenado à Subarbustos, de solo sazonalmente alagado a Subarbusto e, de sazonalmente alagado a Gramíneas nativas, as espontâneas atingiram maior cobertura que as espécies semeadas, após quatro estações chuvosas (Figura 1-5). A cobertura também foi afetada pela interação entre aspecto do solo e tratamento, sendo menor em solos rochosos com tratamentos com Subarbusto e Arbusto e, não teve diferença significativa no tratamento usando Gramíneas nativas. A cobertura máxima de árvores amostrada durante a quarta estação chuvosa, foi de 2,75%.

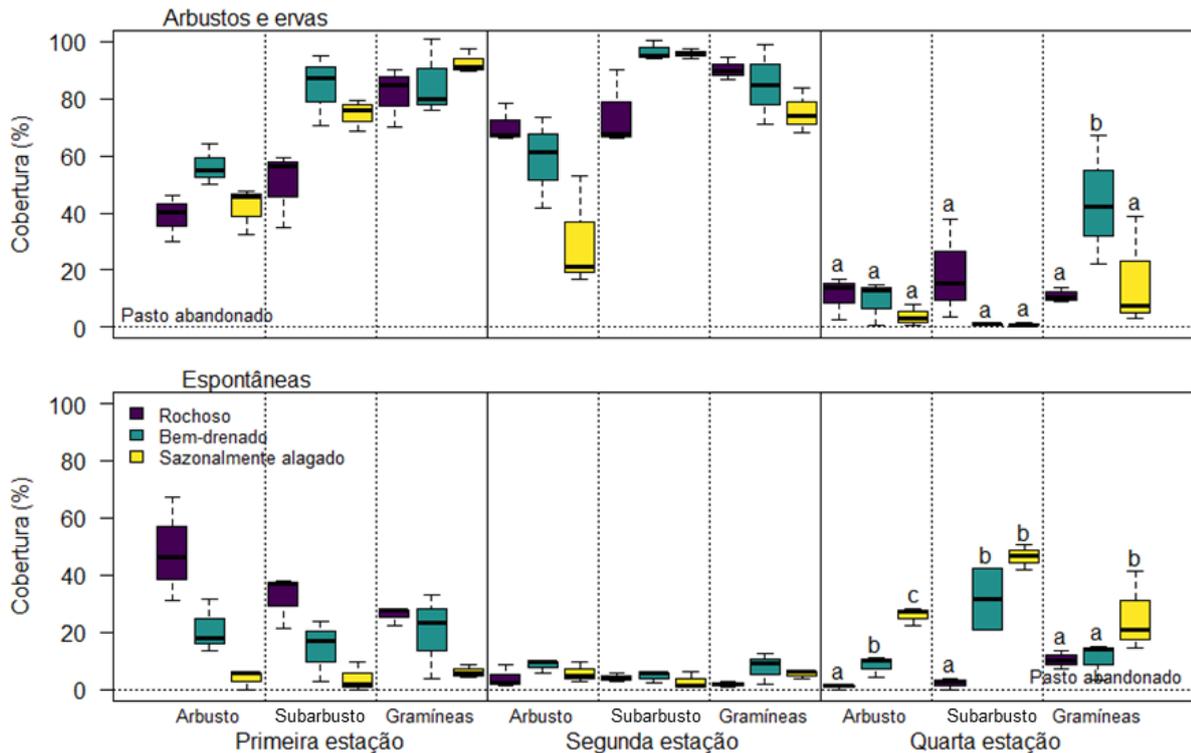


Figura 1-5: Cobertura relativa (cobertura/total de pontos) de arbustos e ervas e espécies espontâneas por aspecto do solo x tratamento (grupo funcional) x estação chuvosa. As linhas horizontais pontilhadas indicam a cobertura média dessas espécies em pasto abandonado. Letras diferentes indicam diferenças significativas (Tukey, $p < 0,05$).

4 Discussão

Nossos resultados mostraram que o método usado para controle de espécies invasoras (fogo prescrito, gradagem sucessiva do solo e competição com espécies nativas) na área de restauração não foi suficiente para eliminar as GEI quatro estações chuvosas após a semeadura direta de espécies nativas. Nas duas primeiras estações chuvosas após o preparo do solo e a semeadura, a cobertura de cinco das seis GEI que ocorriam na área foi reduzida. No entanto, após quatro estações chuvosas estas espécies dominavam as áreas semeadas. A dominância de cada espécie de GEI foi associada ao aspecto do solo. Na nossa área de estudo, o solo sazonalmente alagado favoreceu a dominância de *U. decumbens*, o solo rochoso, favoreceu *A. gayanus* e o bem-drenado, contribuiu para a elevada cobertura de *M. minutiflora* em dois dos três tratamentos de grupos funcionais. Simultaneamente, a cobertura de espécies semeadas reduziu significativamente após o quarto período chuvoso. Por outro lado, as espécies espontâneas reduziram a cobertura no solo rochoso, mas

aumentaram no sazonalmente alagado, substituindo as semeadas em alguns casos.

O desenvolvimento das GEI variou entre as espécies, mas suas características também são bastante diferentes. As GEI mais abundantes nas áreas de restauração foram *U. decumbens* e *A. gayanus*. O banco de sementes de *U. decumbens* pode chegar a 8.600 sementes.m⁻² em pastagens abandonadas (Pancera Júnior 2011) e, emergência pode chegar a 74% (Dantas-Junior et al. 2018). O banco de sementes da área de restauração foi amostrado anteriormente à semeadura e apresentou uma densidade de até 874 sementes.m⁻² a 2cm de profundidade (Tinoco 2017). Essa espécie foi a mais abundante no pasto abandonado amostrado, dominando a área tanto no primeiro quanto no segundo período chuvoso. A grande densidade de indivíduos pode causar uma pressão de competição, especialmente por *U. decumbens* possuir propriedade alelopáticas que podem inibir a germinação de outras espécies (Souza et al., 2006). Entre elas, *M. minutiflora* (Barbosa et al. 2008), que apresentou baixa cobertura no pasto abandonado e na primeira estação chuvosa após a semeadura. A cobertura de *A. gayanus* também foi baixa na primeira estação chuvosa. *Andropogon gayanus* tem alta habilidade de dispersão e pode produzir uma média de 604 ± 81 sementes por inflorescência (Musso et al. 2019) e chegar a 77.000 sementes.m⁻² (Flores et al. 2005), mesmo com baixas taxas de germinação (Musso et al. 2019). Então, a propagação por dispersão (do pasto adjacente ou por reprodução local) é, provavelmente, a principal causa de *A. gayanus* aumentar sua cobertura, ao invés da germinação do banco de sementes. No entanto, *M. minutiflora* é capaz de produzir uma grande quantidade de sementes (até 81.500 sementes.m⁻²) que se mantém viáveis no banco de sementes do solo e, com grande taxa de germinação (Martins et al. 2009; Aires et al. 2014), o que pode ser a principal causa da reinvasão por essa espécie.

A resposta das espécies de GEI foram influenciadas pelo aspecto do solo. Entretanto, de acordo com a análise de solo não houve diferença expressiva entre os parâmetros avaliados, com exceção da saturação por base (macronutrientes), que foi menor em solo rochoso. Barger et al (2003) sugere que a limitação por potássio (K) pode aumentar o estresse hídrico e mortalidade

de *M. minutiflora* e, que o rompimento do solo beneficiaria essa espécie, visto que permite maior profundidade das raízes. Essa associação pode explicar o porquê o desempenho da espécie foi menor em solos em solos rochosos que apresentam menor teor de K e onde a proliferação das raízes pode ser limitada. Por outro lado, a cobertura de *A. gayanus* foi maior em solos rochosos. Essa espécie pode se estabelecer com sucesso em uma grande variedade de ambientes, mas apresenta baixa taxa de sobrevivência em ambientes mais úmidos (Duarte et al., 2019), associados a encharcamento (Flores et al. 2005). Por fim, *U. decumbens* é tolerante a solos alagados (Duarte et al., 2019), o que explica seu alto desenvolvimento em na área cujo solo é sazonalmente alagado. Isso também é possível que as diferenças no desempenho das GEI se devam a sua distribuição espacial na área de restauração. As GEI não foram homogeneamente distribuídas na pastagem abandonada, então, é possível que cada espécie já fosse mais abundante na área correspondente a cada aspecto de solo.

A redução de GEI permitiu mitigar seus impactos sobre a biodiversidade da área de restauração. Anteriormente, nenhuma espécie nativa foi encontrada na pastagem abandonada, mas depois da restauração, mais de 20 foram amostradas. As espécies usadas para os tratamentos de Arbusto e Subarbusto se desenvolvem rápido (Coutinho et al. 2019) e, por isso, foram introduzidas com intuito de prevenir processos erosivos e a invasão por GEI. Com isso, elas também podem contribuir para a sucessão, favorecendo o desenvolvimento de espécies perenes nativas, que possuem desenvolvimento mais lento e que vão substituí-las (Coutinho et al. 2019).

A cobertura das espécies semeadas decresceu significativamente, mas as espontâneas foram capazes de colonizar, parcialmente, o espaço restante. Esse efeito foi claro nas áreas de solo bem-drenado e sazonalmente alagado associados ao tratamento Subarbusto. As espontâneas também apresentaram melhor desenvolvimento que as semeadas em solo sazonalmente alagado, associado ao tratamento Arbusto e Gramíneas. Entretanto, essa cobertura ainda foi muito menor se comparada a de GEI, indicando que o último grupo possui maior capacidade de ocupação do solo. A cobertura de arbóreas foi de apenas 2,75% na quarta estação chuvosa. As espécies de árvores do Cerrado investem

mais no desenvolvimento de suas raízes que em estruturas acima do solo (Castro and Kauffman 1998) e, por isso, a baixa cobertura já era esperada.

Nossos resultados ilustram como o controle de GEI pode ser um desafio para savanas. Martins et al. (2017) tentaram controlar *M. minutiflora* com fogo e aplicação de herbicida, mas isso só foi possível com constante remoção manual dos indivíduos após essas ações, em um experimento de 10 anos. A remoção manual pode ser efetiva, mas não é factível em grandes áreas dominadas por GEI. Esse é um cenário frequente em restauração, em que as melhores alternativas para reestabelecimento de cobertura nativa são, comumente, as menos viáveis em larga escala (Kimball et al. 2015). Thomas et al. (2019a) mostraram que a remoção dos primeiros 5cm de *topsoil* e aplicação de herbicida podem reduzir significativamente a cobertura de *U. decumbens*, em experimento de dois anos. A remoção de *topsoil* pode ser efetivo contra *U. decumbens*, mas a espécie pode germinar até 9cm de profundidade (Ikeda et al. 2013). Contudo, pode ser ainda mais efetivo contra *M. minutiflora*, que apresenta taxa de emergência reduzida quando abaixo de 4cm (Martins et al. 2009). Entretanto, a remoção da camada superficial de solo também pode evitar a re-colonização por espécies nativas, especialmente nas savanas, onde o banco de raízes é importante para reprodução (Hartnett et al., 2006; Ferreira et al., 2015). Além disso, a remoção de *topsoil* envolve a destinação desse material, que pode ser um problema, a depender da localização da área em restauração.

Por outro lado, a gradagem sucessiva do solo ao invés da retirada da camada superficial, pode apresentar bons resultados quando associado a outras estratégias. No experimento apresentado no Capítulo 2, apesar de mesma intensidade realizada na nossa área de estudo (fogo prescrito seguido de seis gradagens de solo), a densidade de semeadura foi muito maior (valores aproximados de 7.700 vs. 900 sementes.m⁻²). Essa combinação resultou em cobertura nativa superior a 65%, enquanto de GEI era de cerca de 30%, na terceira estação chuvosa após semeadura. No experimento de Andrade (2019), a gradagem sucessiva do solo (revolvido nove vezes) combinado com herbicida, reduziu a cobertura de GEI em cerca de 85% após dois anos da aplicação.

O controle das GEI é crucial para conservação e restauração da biodiversidade em savanas. A introdução intencional dessas espécies para o aprimoramento de pastagens favorece com que elas alcancem os estágios finais de invasão. Apesar de evidências experimentais de que elas podem ser efetivamente controladas, aqui mostramos que a erradicação de GEI em grande escala com métodos alternativos de restauração pode ser um desafio. O fogo prescrito, gradagem sucessiva de solo e competição com espécies nativas não foram suficientes para eliminação das GEI. Novos estudos devem ser realizados buscando conciliar esses métodos com outras alternativas, como a alta densidade de semeadura e aplicação de herbicida. Assim, espera-se chegar a uma solução economicamente viável de eliminar as GEI em grandes áreas.

CAPÍTULO 2

Intenso preparo de solo e alta densidade de sementeira para restaurar savanas neotropicais: ajuda, mas as gramíneas africanas continuam sendo o obstáculo¹

Resumo

A conversão da vegetação nativa afeta campos e savanas em maior proporção que florestas. Devido ao revolvimento do solo, fertilização, calagem e introdução de gramíneas exóticas invasoras (GEI), a regeneração natural desses ecossistemas por meio da rebrota é prejudicada. A demanda por restauração nesses ambientes no Brasil tem crescido devido a requisição legal e acordos internacionais. Entretanto, o conhecimento de como se restaurar savanas neotropicais ainda é limitado. Atualmente, a sementeira direta é a técnica mais recomendada para substituir GEI por vegetação nativa visto o relativo baixo custo, aplicabilidade em grande escala e possibilidade de introduzir plantas de diferentes formas de vida nas áreas de restauração. Aqui apresentamos a cobertura da vegetação nas áreas em restauração via sementeira direta no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. Foram 57,2 hectares semeados com 76 espécies nativas de árvores, arbustos, subarbustos e gramíneas a uma densidade de 7.700 sementes. m⁻². A área era dominada por GEI e foi queimada para facilitar a preparação do solo; o solo foi revolvido seis vezes durante a estação seca e antes da sementeira, em novembro de 2016. Após três anos, a cobertura do solo era majoritariamente nativa, com ervas e arbustos representando mais que 60% do total e, árvores cerca de 1%. Nós amostramos 45 espécies nativas, entre semeadas e espontâneas. Apesar dos esforços, as GEI persistiram e podem dominar essas áreas se nenhum controle ou manejo for realizado. Esses resultados reforçam como a erradicação previa das GEI é importante para os propósitos da restauração.

¹ Este capítulo foi submetido em inglês para publicação na revista Brazilian Journal of Botany, conforme regulamento do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília.

Intense soil plowing and high seeding density to restore Neotropical savanna: it helps, but African grasses remain a bottleneck

Abstract

The conversion of native vegetation affects grassland and savannas in a higher proportion than forests. Due to soil plowing, fertilizer, liming, and introduction of invasive alien grasses (IAG), the natural regeneration of these ecosystems through resprouting is impaired. The demand for restoration of these ecosystems in Brazil has been increasing due to legal requirements and international agreements. Nevertheless, the knowledge on how to restore Neotropical savannas is still limited. Currently, direct seeding is the most recommended technique to replace IAG by native vegetation due to the relatively low cost, applicability at large scales and possibility to introduce plants of different life forms into restoration areas. Here we report the vegetation cover in areas under restoration through direct seeding in the Chapada dos Veadeiros National Park. There, 57.2 hectares were seeded with 76 native species of trees, shrubs, forbs and grasses at a density of 7,700 seed.m⁻². The area was dominated by IAG and it was burnt to facilitate soil preparation; soil was plowed six times during the dry season before the sowing in November 2016. After three years, the soil coverage was mostly native, with herbs and shrubs representing more than 60% of the total and trees representing approximately 1%. We sampled 45 different native species, both seeded and spontaneous. Despite the efforts, the IAG persist, and may dominate these areas if no control or management is performed. These results highlight how important the preceded eradication of IAG is for restoration purposes.

1 INTRODUÇÃO

Campos e savanas possuem uma grande biodiversidade e provêm importantes serviços ecossistêmicos para o mundo, mas vêm sendo amplamente convertidos em agricultura de larga escala (Foxcroft et al. 2010). Embora a maior parte dos esforços de conservação e restauração de ecossistemas tropicais estejam concentrados nas florestas, há uma grande demanda por restauração de campos e savanas (Bond and Parr 2010). Como a ecologia entre esses sistemas é muito distinta, aplicar técnicas de restauração de floresta em áreas naturalmente campestres ou savânicas leva à criação inapropriada de ecossistemas alternativos, como o florestamento, e/ou insucesso na restauração (Schmidt et al. 2019b).

Os campos e savanas são caracterizados por um estrato contínuo de gramíneas e outras herbáceas, no qual árvores ocorrem em diferentes densidades (Ribeiro and Walter 2008). Como pirofíticos, esses ecossistemas são caracterizados por restrição nutricional e hídrica, onde as plantas persistem, principalmente, por meio da rebrota ou reprodução vegetativa (Souchie et al. 2017). Em consequência, a maioria das espécies arbóreas desses locais apresentam baixa taxa de crescimento aéreo e baixa taxa de produção de sementes viáveis (Castro and Kauffman 1998). Essas espécies, em geral, não dispersam a longas distâncias e nem geram um banco de sementes permanente (Salazar et al. 2012). Devido a essas características, após a conversão da cobertura nativa em agricultura de larga escala, a regeneração natural é dificultada, pois as raízes e banco de sementes são esgotados por essa atividade (Sampaio et al. 2007; Cava et al. 2018). É comum que a agricultura industrial e pastagens alterem as condições do solo pela aragem, calagem ou fertilização, introduzindo e favorecendo gramíneas exóticas invasoras (GEI) de metabolismo C4.

Essas gramíneas são melhores competidoras que as espécies nativas e podem alterar a composição e função do ecossistema, competindo e/ou impedindo a reintrodução das espécies nativas (Brooks et al. 2010; Reinhardt Adams and Galatowitsch 2008). Uma estratégia comum para controle das gramíneas invasoras C4 é por meio do sombreamento, feito pela introdução de

mudas de espécies arbóreas de rápido crescimento (Rodrigues et al. 2009). Embora essa estratégia seja usualmente replicada para savanas e campos (Veldman et al. 2015), ela é incompatível ecologicamente com ecossistemas abertos e acaba resultando em altas taxas de falha na restauração (Suding 2011; Veldman et al. 2015; Sousa 2016). Outras técnicas de sombreamento, capina manual, mecanizada ou química, controle por fogo, têm sido testadas separadamente e em associação para buscar a redução da cobertura de GEI nas áreas alvo de restauração (Campos-Filho et al. 2013; Silva and Vieira 2017b; Andrade 2019; Coutinho et al. 2019; Sampaio et al. 2019).

Restabelecer um estrato herbáceo-subarbustivo por plantio de mudas é inviável tanto logisticamente, quanto financeiramente, visto que mais de 40.000 mudas por hectare podem ser necessárias (Pellizzaro et al. 2017; Pilon et al. 2018). Por esse motivo, a semeadura direta tem sido uma alternativa aplicada com sucesso para restauração de savanas temperadas (e.g. Déri et al. 2011; Kimball et al. 2015; Barr et al. 2017). Ainda assim, o conhecimento sobre restauração de ecossistemas campestres e savânicos na região neotropical ainda é considerado incipiente (Bond and Parr 2010; Silveira et al. 2020). Devido a legislação nacional e acordos internacionais há uma demanda por restauração de cerca de 5 milhões de hectares em savana neotropical no Brasil central (Cerrado) (MMA, 2017 – Decreto Federal 8.972/2017). Isso leva aos profissionais implementarem numerosos esforços de restauração em larga escala mesmo quando e onde a informação científica é limitada (Bond and Parr 2010; Durigan et al. 2010). Nesse contexto, como em vários outros referentes a restauração ecológica, a ciência e prática precisam colaborar e trocar mais informações (Durigan et al. 2010; Hallett et al. 2013).

A maior iniciativa brasileira de semeadura direta é implementada nas cabeceiras do rio Xingu, onde mais de 5.000 ha de florestas ripárias vêm sendo semeados, desde 2006 (Campos-Filho et al. 2013; Durigan et al. 2013; Freitas et al. 2019; Schmidt et al. 2019a). As taxas de sucesso dessa iniciativa foram consideravelmente altas e a estratégia é aplicável em outras áreas, podendo contribuir para aumento dos esforços de restauração (Freitas et al. 2019; Rodrigues et al. 2019).

Inspirados na experiência do Xingu, integramos uma rede de gestores ambientais, proprietários de terras e comunidades locais para promover a restauração através da semeadura direta na Chapada dos Veadeiros (Goiás, Brasil) (Schmidt et al. 2019a). Iniciamos esforços de restauração em larga escala (> 3 ha) baseados nos melhores conhecimentos científicos e locais disponíveis e, em experiências de tentativa e erro. De 2012 a 2016, aproximadamente, 150 ha foram semeados no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros (PNCV), com objetivo de responder diferentes perguntas, envolvendo densidade de semeadura, grupos de plantas usadas, tipos de solo e intensidade de preparo (Sampaio et al. 2019). Aqui nós apresentamos a cobertura vegetal três anos após a semeadura de 57,2 ha usando técnicas de restauração e práticas de semeadura direta desenvolvidas depois de quatro tentativas prévias de experimentação no PNCV.

2 MÉTODOS

2.1 Área de estudo

Realizamos a semeadura em pastagens abandonadas dentro do PNCV (14°07'03"S 47°38'30"W, 1,240 m elevação). A precipitação média local é de, aproximadamente, 1.500mm, sendo 90% concentrada na estação chuvosa, entre outubro e abril (Silva et al 2008; INMET, 2020). A área alvo era originalmente uma savana aberta (campo sujo), com estrato herbáceo contínuo e árvores espaçadas. O solo na área de estudo é raso e de textura argilosa, ocorrendo em dois contextos principais, um sazonalmente alagado e outro não. A porção não alagada se destaca pela pedregosidade acentuada. São plintossolo (IBGE, 2018) que foram arados, fertilizados e calados a cerca de 35 anos atrás, quando convertidos em pastagem. Antes dos esforços de restauração, a área era dominada por gramíneas C4 Africanas, destacando *Urochloa decumbens*, *U. humidicola* e *Andropogon gayanus* e, com menos frequência, *Hyparrhenia rufa*, *Urochloa brizantha*, *Melinis minutiflora*.

2.2 Práticas da semeadura direta

As sementes para restauração foram adquiridas na Rede de Sementes do Cerrado e coletadas por uma associação local de coletores de sementes

(Cerrado de Pé, www.cerradodepe.org.br), na região da Chapada dos Veadeiros. A coleta ocorreu no período de frutificação de cada espécie, entre 2015 e 2016. As sementes foram processadas e armazenadas em sacos de polipropileno à temperatura ambiente até a semeadura, em novembro de 2016.

Devido a restrições ambientais, nenhum herbicida pôde ser usado para controle das gramíneas exóticas invasoras (GEI). Com isso e baseado nos experimentos anteriores na mesma região (Alves 2016; Pellizzaro et al. 2017; Cordeiro 2018; Coutinho et al. 2019; Sampaio et al. 2019), a área foi alvo de queima controlada no final da estação chuvosa (maio/2016) para reduzir a biomassa aérea de GEI e matar as sementes recém dispersadas e brotos. Na sequência, durante a estação seca e no início da chuvosa (maio, agosto, novembro), o solo foi arado seis vezes, com objetivo de (i) matar indivíduos adultos de GEI e (ii) expor o banco de sementes e estimular a germinação antes de um arado subsequente, matando as mudas.

A semeadura direta foi feita em área total (57,2 ha) após a última aragem (novembro/2016). As sementes foram lançadas mecanicamente usando uma calcareadeira (implemento agrícola). Semeamos 76 espécies nativas (17 herbáceas, três trepadeiras, seis subarbustivas, seis arbustivas e 44 arbóreas; Tabela 2-1), em densidade média de 7.700 sementes.m⁻². As sementes de espécies arbóreas compuseram cerca de 15% do total semeado e, as espécies não arbóreas, 85%.

Tabela 2-1: Espécies semeadas em área de restauração (57,2ha) no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros via semeadura direta.

Forma de vida	Família	Espécie	Nome comum	Quantidade semeada (kg/ha)	Sementes/kg
Erva	Poaceae	<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	Capim andropogon	13,257	909.091 ¹
Erva	Poaceae	<i>Aristida gibbosa</i> (Nees) Kunth	Capim rabo-de-burro	1,31	5181.347 ⁸
Erva	Poaceae	<i>Aristida riparia</i> (Ness) Kunth	Capim aristida	8,796	833.333 ¹
Erva	Poaceae	<i>Aristida</i> sp.	Capim carrapato	-	666.667 ¹
Erva	Poaceae	<i>Axonopus aureus</i> P. Beauv.	Capim pé-de-galinha	3,717	1.666.667 ¹
Erva	Poaceae	<i>Echinolaena inflexa</i> (Poir.) Chase	Capim flexinha	1,416	454.545 ¹
Erva	Poaceae	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Ness) Stapf.	Capim jaragua	1,292	-
Erva	Poaceae	<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Capim brinco-de- princesa	12,142	212.766 ¹
Erva	Poaceae	<i>Panicum</i> sp.	Roxinho	0,832	-
Erva	Poaceae	<i>Paspalum stellatum</i> Humb. & Bonpl. ex Flüggé	Orelha-de-coelho	0,071	1972.387 ⁸
Erva	Poaceae	<i>Schyzachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Capim roxo	8,619	526.316 ¹
Erva	Poaceae	<i>Trachypogon spicatus</i> (L. F.) Kuntze.	Capim fiapo	1,735	416.667 ¹
Erva	Poaceae	Indeterminada	Capim espada	1,469	-
Erva	Poaceae	Indeterminada	Pelo-de-urso	-	-
Erva	Fabaceae	<i>Crotalaria</i> sp.	Anduzinho	1,571	-
Subarbusto	Asteraceae	<i>Achyrocline alata</i> (Kunth) DC.	Macela	0,283	2000000 ¹
Subarbusto	Asteraceae	<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. Ex DC.) H. Rob	Amargoso	18,064	1.250.000 ¹
Subarbusto	Boraginaceae	<i>Cordia superba</i> Cham.	Cordia	-	-
Subarbusto	Euriocaulaceae	<i>Paepalanthus</i> sp.	Chuveirinho	0,212	-
Subarbusto	Fabaceae	<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel	Estilosante embrapa		370.370 ¹
Subarbusto	Fabaceae	<i>Stylosanthes macrocephala</i> M. B Ferreira & Sousa	Estilosante local	-	-
Trepadeira	Bignoniaceae	<i>Fridericia</i> sp.	Cipó quebrador	0,106	-
Trepadeira	Sapindaceae	<i>Serjania</i> sp.	Cipó timbó	0,009	-
Trepadeira	Indeterminada	Indeterminada	Cipo 7 capas	0,035	-
Arbusto	Arecaceae	<i>Syagrus flexuosa</i> (Mart.) Becc.	Coquinho babão	4,885	

Forma de vida	Família	Espécie	Nome comum	Quantidade semeada (kg/ha)	Sementes/kg
Arbusto	Asteraceae	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Spreng.) A.J. Vega & Dematt	Assa peixe	3,08	3.000.000 ²
Arbusto	Bignoniaceae	<i>Jacaranda ulei</i> Bureau & K. Schum.	Carobinha	0,283	37.037 ³
Arbusto	Cleomaceae	<i>Cleome spinosa</i> Jacq.	Mussambê	8,389	0
Arbusto	Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.	Mimosa rasteira	0,088	-
Arbusto	Fabaceae	<i>Senna rugosa</i> (G. Don) H.S. Irwin & Barneby	Amarelinho	1,095	
Arbusto	Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i> St. Hill.	Caju	17,327	419 ¹
Árvore	Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott. ex Spreng.	Gonsalo	0,442	35.500 ⁴
Árvore	Anacardiaceae	<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	Aroeira	-	65.000 ⁴
Árvore	Apocynaceae	<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	Peroba-do-cerrado	0,035	2.100 ⁵
Árvore	Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Mangaba	-	9.500 ⁵
Árvore	Asteraceae	<i>Eremanthus glomerulatus</i> Less.	Candieiro	10,832	250.000 ¹
Árvore	Asteraceae	<i>Eremanthus uniflorus</i> MacLeish & H.Schumach.	Candeeiro estrada	3,363	
Árvore	Bignoniaceae	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso). Benth. & Hook. f ex S. Moore	Ipê caraíba	0,496	6.700 ⁵
Árvore	Bignoniaceae	<i>Zeyheria montana</i> M.	Bolsa de pastor	0,004	18.500 ⁵
Árvore	Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Camb.	Pequi	-	173 ⁵
Árvore	Clusiaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc	Pau santo	0,071	7.600 ⁵
Árvore	Dilleniaceae	<i>Curatella americana</i> L.	Lixeira	-	57.800 ⁵
Árvore	Euphorbiaceae	<i>Cnidoscolus quercifolius</i> Pohl	Favela	1,487	3.000 ⁶
Árvore	Fabaceae	<i>Amburana cearensis</i> (Freire Allemão)	Emburana	0,496	1.650 ⁴
Árvore	Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Angico	0,088	15.600 ⁴
Árvore	Fabaceae	<i>Bauhinia variegata</i> L.	Pata de vaca	7,571	
Árvore	Fabaceae	<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	Sucupira preta	0,124	40.000 ⁵
Árvore	Fabaceae	<i>Chamaecrista orbiculata</i> H. S. Irwin & Barneby	Moeda	0,106	
Árvore	Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Pau óleo-copaiba	4,124	3.000 ⁵
Árvore	Fabaceae	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Jacarandá-do-cerrado	0,124	10.700 ⁵
Árvore	Fabaceae	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Faveira	-	4.500 ⁵

Forma de vida	Família	Espécie	Nome comum	Quantidade semeada (kg/ha)	Sementes/kg
Árvore	Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i> Vogel.	Baru	-	1.190 ⁵
Árvore	Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong.	Tamboril-do-cerrado	0,265	3.600 ⁴
Árvore	Fabaceae	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Marth) J. F. Macbr.	Tamboril-da-mata	1,575	1.800 ⁵
Árvore	Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Jatobá-mata	1,982	300 ⁷
Árvore	Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart.	Jatobá-cerrado	0,566	320 ⁵
Árvore	Fabaceae	<i>Mimosa clausenii</i> Barneby	Mimosa	0,088	31.646 ¹
Árvore	Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.	Mimosa	1,115	107.527 ¹
Árvore	Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	Jacaré	0,018	18.000 ⁴
Árvore	Fabaceae	<i>Pterodon emarginatus</i> Vogel	Sucupira	0,027	570 ⁵
Árvore	Fabaceae	<i>Senna alata</i> (L.) Irw. Et. Barn.	Fedegosao	2,92	18.182 ¹
Árvore	Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	Barbatimão	-	13.100 ⁵
Árvore	Fabaceae	<i>Tachigali aurea</i> Tul.	Tatarena	0,354	11.200 ⁵
Árvore	Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	Carvoeiro	17,968	454.545 ¹
Árvore	Fabaceae	<i>Vatairea macrocarpa</i> (benth.) Ducke	Amargoso arvore	9,876	700 ⁵
Árvore	Lythraceae	<i>Lafoensia pacari</i> Saint-Hillaire	Pacari	0,177	64.000 ⁵
Árvore	Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutamba	-	164.000 ⁴
Árvore	Malvaceae	<i>Sterculia striata</i> A. St. Hill & Naudin	Chicha	0,062	400 ⁴
Árvore	Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg.	Maria preta	2,743	64.257 ⁵
Árvore	Papilionideae	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler	Mirindiba	5,664	884 ¹
Árvore	Sapindaceae	<i>Dilodendron bipinnatum</i> Radlk.	Mamoninha	0,018	2.240 ⁴
Árvore	Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	Tingui	6,177	548 ¹
Árvore	Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hil.	Lobeira	0,389	27.800 ⁵
Árvore	Vochysiaceae	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	Pau terra	-	11.000 ⁵
Indeterminada	Indeterminada	Indeterminada	Casadinho	0,142	-
Indeterminada	Indeterminada	Indeterminada	Palinha	1,363	-

¹Pellizzaro et al. 2017; ²Sampaio et al. 2019; ³ Salomão et al. 2003; ⁴Lorenzi, 2016; ⁵Silva Júnior, 2012; ⁶Lorenzi, 2014; ⁷Silva Júnior & Pereira, 2009; ⁸Carmona et al., 1999

2.3 Cobertura do solo e vegetação

Amostramos a cobertura do solo com 10 parcelas (20x20 m), distribuídas aleatoriamente nas áreas alvo do experimento de restauração (Figura 2- 1). As medições ocorreram em duas ocasiões, depois da primeira estação chuvosa (Maio/2017) e durante a terceira (janeiro-fevereiro/2019) após a semeadura.

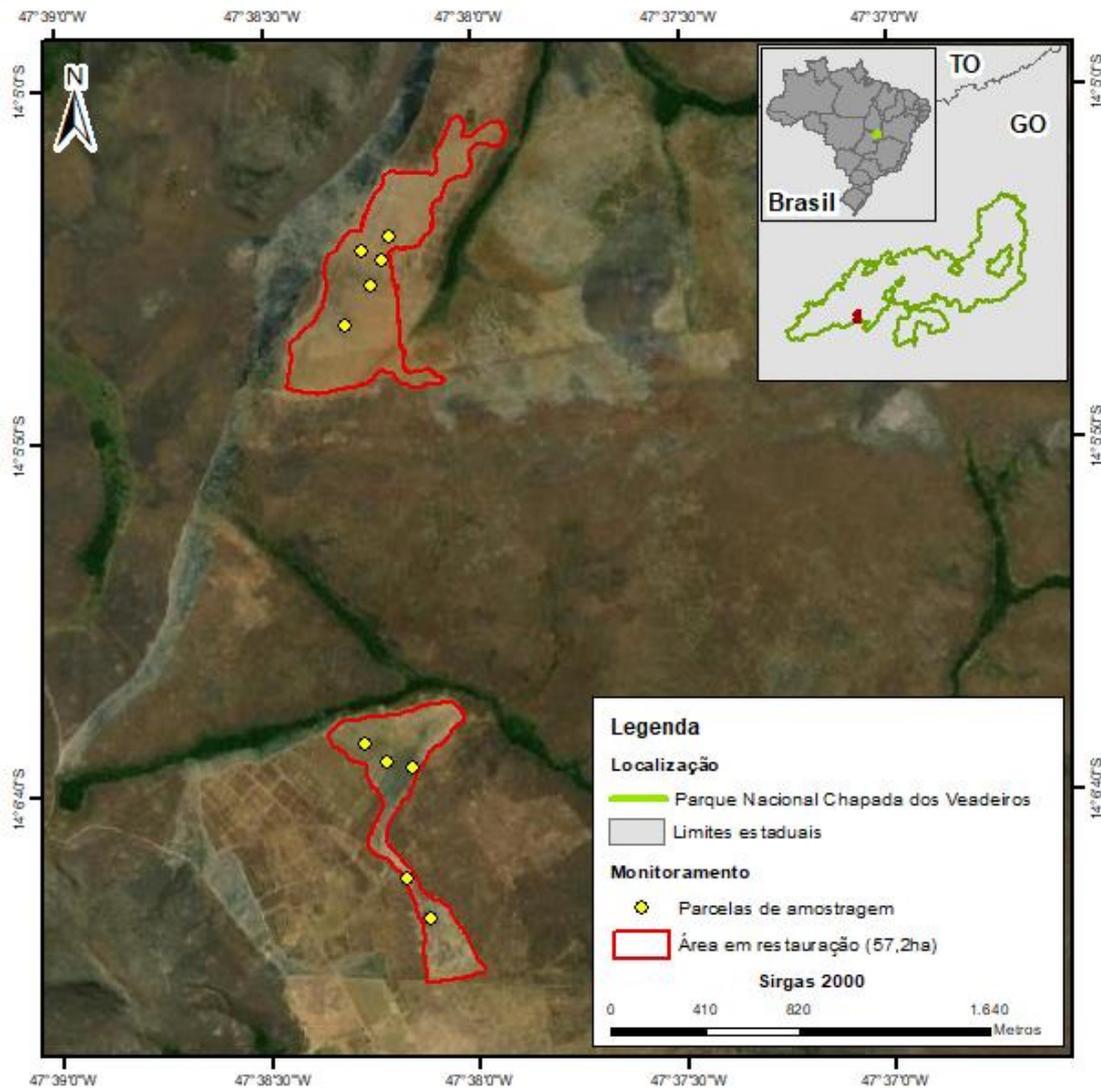


Figura 2- 1: Mapa de localização da área alvo das práticas de restauração no ano de 2016 (57,2ha) no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros e parcelas de monitoramento

Em cada parcela estabelecemos dois transectos perpendiculares, nos quais usamos o método de interceptação por pontos (*line-point intercept*). A vegetação foi amostrada a cada 10 cm, totalizando 400 pontos de amostragem por parcela, conforme os experimentos anteriores na mesma área (Figura 2-1; Sampaio et al. 2019). Em cada ponto de amostragem, alocamos uma vara

perpendicularmente ao solo e registramos a cobertura do solo (solo exposto, palha ou serrapilheira, se existentes), bem como todas as plantas vivas que tocavam a vara. Também registramos a altura e identificamos a espécie mais alta em cada ponto de amostragem. Adicionalmente, instalamos uma subparcela (20 x 0,5 m) ao longo de cada transecto, nas quais identificamos, marcamos e medimos a altura de todas as arbóreas (Figura 2-2). Identificamos todas as plantas amostradas a nível de espécie, quando possível, e agrupamos em grupos (herbáceas/subarbustos; árvores; gramíneas exóticas invasoras e não-semeadas) para realizar as análises. Os grupos consideraram forma de vida e estrato da comunidade que ocupam e, origem da espécie e de ingresso na área de restauração (semeada ou não).

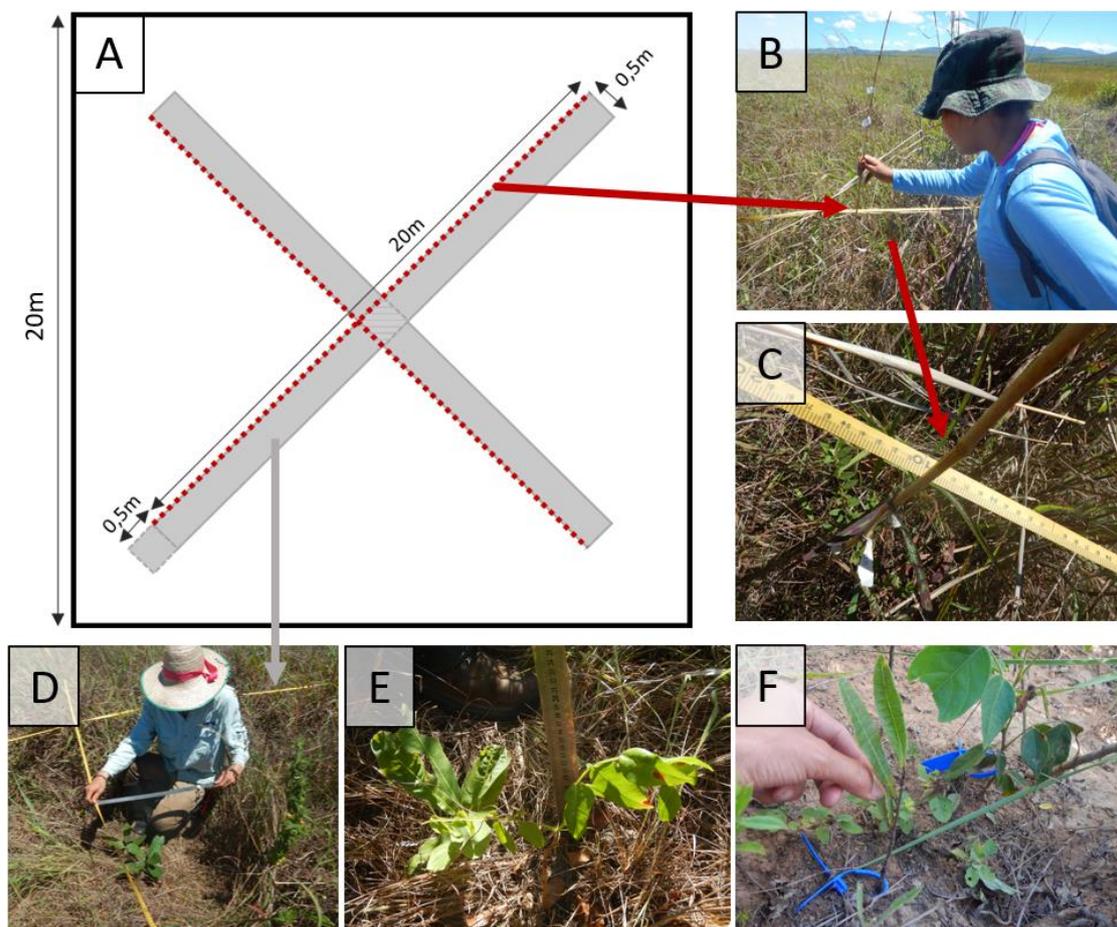


Figura 2-2: Delineamento amostral realizado para avaliação da cobertura do solo na área de restauração semeada em 2016 (57,2ha) no Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. A) Esquema representando as parcelas (27) de amostragem. As linhas pontilhadas representam os transectos e pontos de amostragem do "line point intercept". Os retângulos representam as sub-parcelas, de amostragem da vegetação arbórea. O quadrado hachurado no centro indica a sobreposição das sub-parcelas, descontada ao final de uma delas, acrescentando 0,5m (limites pontilhados). O quadrado externo indica os limites da parcela (20x20m). B) Indicação de posicionamento perpendicular da vara no transecto. C) Indicação do ponto de amostragem. Em

cada ponto, o indivíduo mais alto de cada espécie que tocasse a vara foi registrado. D) Instalação da sub-parcela para avaliação da vegetação arbórea, considerando 0,5m a partir da trena que marca o transecto de amostragem. E) Mensuração da altura do indivíduo arbóreo. F) Identificação com lacre dos indivíduos mensurados.

2.4 Análise de dados

Comparamos a cobertura do solo entre a primeira e terceira estação chuvosa considerando os diferentes grupos funcionais, incluindo a classe “sem plantas”, que contemplou solo exposto, palha de exóticas e serrapilheira. Nós transformamos os dados em proporção e ajustamos um modelo linear generalizado (GLM) e o teste de Tukey (função TukeyHSD) para verificar diferenças entre as médias de cobertura de cada grupo. Consideramos a espécie e altura da planta mais alta por ponto de amostragem para descrever e comparar a estrutura da vegetação ao longo dos anos. Para essa análise, também transformamos os dados em proporção e usamos um modelo linear generalizado (GLM) e o teste de Tukey (função TukeyHSD) para verificar diferenças entre as médias dos indivíduos mais altos de cada grupo e a estação chuvosa de medição. Essas análises foram feitas no R v4.0.0 (R Core Team 2020).

Caracterizamos o estabelecimento, sobrevivência e taxa de crescimento das arbóreas considerando os dados das sub-parcelas (20x0,5m). O estabelecimento desse grupo foi extrapolado considerando os dados de total de sementes semeadas em relação a densidade individual amostrada por espécie na terceira estação chuvosa.

3 RESULTADOS

Encontramos uma cobertura predominantemente nativa (>65%) tanto na primeira, quanto na terceira estação chuvosa após a semeadura, sem diferença significativa entre os anos (Figura 2-3). As herbáceas e subarbustos representaram a maior diversidade entre as espécies amostradas, seguida pelas gramíneas exóticas invasoras (GEI). Não houve diferença significativa entre a cobertura relativa de ervas e subarbustos entre as amostragens. Por outro lado, para GEI a cobertura aumentou significativamente, resultando em um decréscimo da proporção de solo exposto, palha e serrapilheira (sem plantas,

Figura 2-3). Encontramos o mesmo aumento de GEI, decréscimo em área sem cobertura viva (sem plantas) e estabilidade na cobertura de ervas e subarbustos quando considerada a altura da maior planta nas áreas amostradas (Figura 2-4). Árvores representaram menos de 1% das maiores plantas identificadas (Figura 2-4).

Apesar da cobertura relativa de nativas não ter sofrido alteração, a riqueza aumentou em 1,8 vezes entre a primeira e terceira estação chuvosa após a semeadura, totalizando 45 espécies nativas amostradas, entre semeadas e espontâneas (Tabela 2-2 e Tabela 2-3). Das 76 espécies semeadas, 33 se estabeleceram em condições de campo após três estações chuvosas, sendo que ervas e arbustos, em proporção, apresentaram maior riqueza estabelecida. Nesse grupo, os subarbustos *Stylosanthes macrocephala* e *Lepidaploa aurea*, apareceram em mais de 25% dos pontos de amostragem (Tabela 2-2). Para as gramas nativas, *Schizachyrium sanguineum* e *Aristida* sp. tiveram frequência maior (>15%) que as demais espécies. As GEI também apresentaram alta ocorrência, *Urochloa decumbens* apareceu em, aproximadamente, 40% e, *Melinis minutiflora*, em cerca de 11% dos pontos de amostragem (Tabela 2-2).

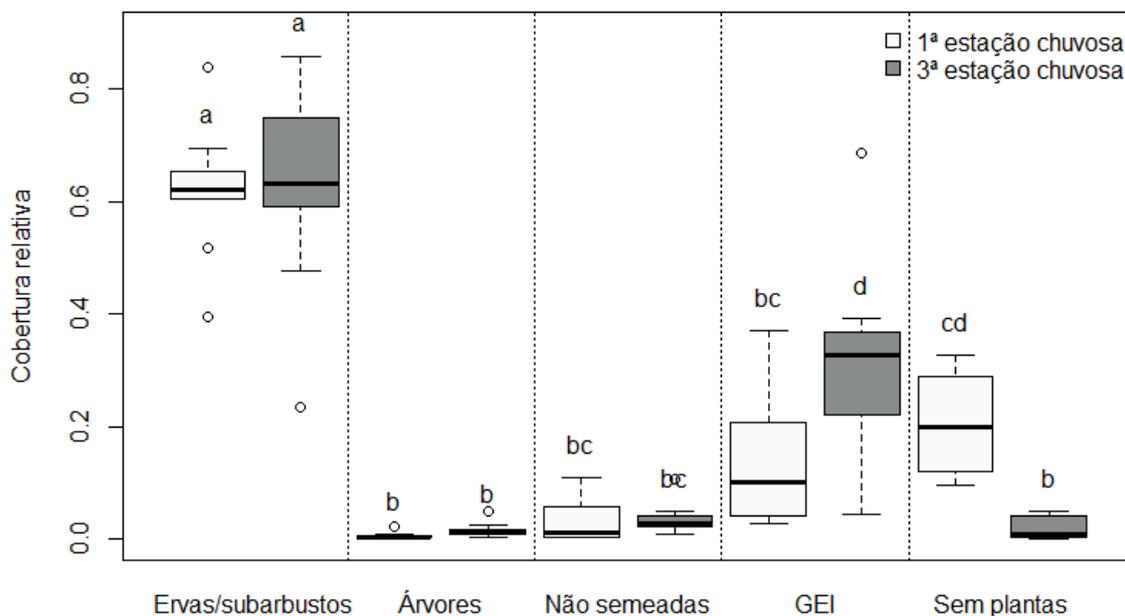


Figura 2-3: Cobertura relativa do solo (cobertura/total de pontos) por grupo funcional na área de restauração na primeira e terceira estação chuvosa após semeadura. Letras diferentes indicam diferença significativa (Tukey, $p < 0,05$)

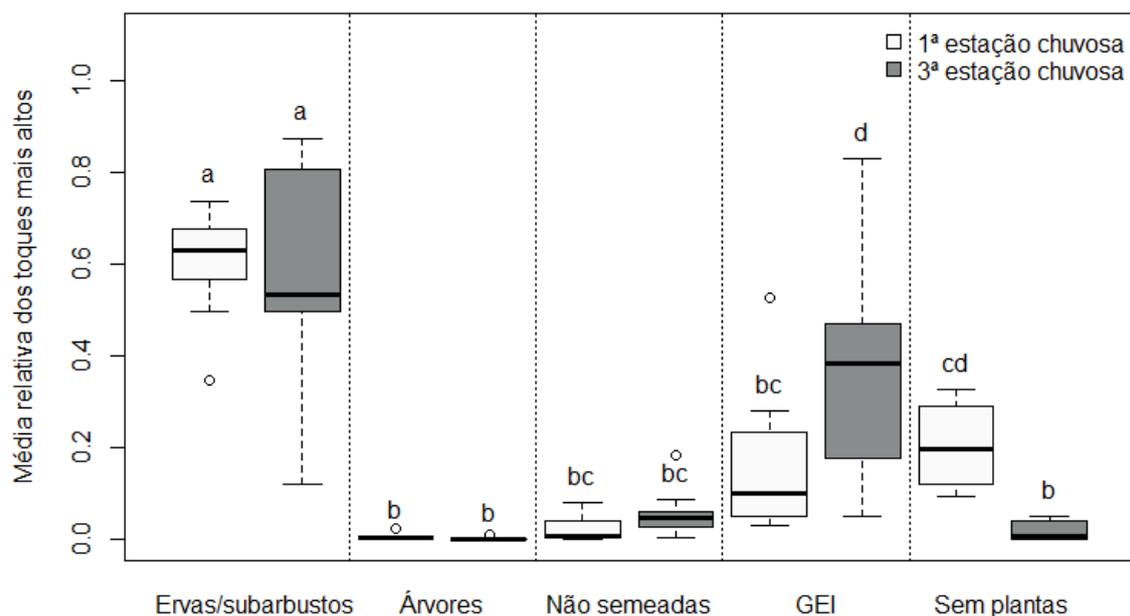


Figura 2-4: Estrutura da área restaurada baseada nos indivíduos mais altos de cada ponto de amostragem (grupo funcional do último toque/total de pontos), na primeira e terceira estação chuvosa após semeadura. Letras diferentes indicam diferença significativa (Tukey, $p < 0,05$)

Tabela 2-2: Espécies de ervas, arbustos, subarbustos e gramíneas exóticas invasoras (GEI) amostradas na primeira e terceira estação chuvosa (1ª e 3ª chuvosas) após semeadura direta e suas respectivas origem na comunidade (semeada, espontânea ou exótica), grupo funcional e frequência (ocorrência relativa de cada espécie por ponto de amostragem – total 4.000 pontos).

Família	Espécies	Origem	Grupo funcional	Frequência	
				1ª chuvosa	3ª chuvosa
Poaceae	<i>Andropogon gayanus</i>	Exótica	GEI	-	8.6%
Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i>	Exótica	GEI	1.9%	10.7%
Poaceae	<i>Urochloa brizantha</i>	Exótica	GEI	-	0.9%
Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i>	Exótica	GEI	25.1%	39.6%
Poaceae	<i>Urochloa humidicola</i>	Exótica	GEI	-	7.4%
Poaceae	<i>Andropogon fastigiatus</i>	Semeada	Erva	21.5%	-
Poaceae	<i>Aristida cf. gibbosa</i>	Semeada	Erva	-	0.03%
Poaceae	<i>Aristida riparia</i>	Semeada	Erva	-	6.8%
Poaceae	<i>Aristida sp.</i>	Semeada	Erva	7.4%	15.7%
Poaceae	<i>Axonopus aureus</i>	Semeada	Erva	-	9.7%
Poaceae	<i>Echinoalaena inflexa</i>	Semeada	Erva	0.3%	0.8%
Poaceae	<i>Loudetiopsis chrysothix</i>	Semeada	Erva	1.2%	8.4%
Poaceae	<i>Schizachyrium sanguineum</i>	Semeada	Erva	1.2%	17.1%
Poaceae	<i>Trachypogon sp.</i>	Semeada	Erva	-	0.03%
Poaceae	<i>Trachypogon spicatus</i>	Semeada	Erva	0.9%	1.6%
Poaceae	<i>Ichnanthus sp. cf</i>	Espontânea	Erva	-	0.5%
Poaceae	<i>Panicum peladoense</i>	Espontânea	Erva	-	0.4%
Poaceae	<i>Panicum trichanthum</i>	Espontânea	Erva	-	0.4%
Cyperaceae	<i>Rhinosphora rugosa</i>	Espontânea	Erva	-	0.4%

Família	Espécies	Origem	Grupo funcional	Frequência	
				1ª chuvosa	3ª chuvosa
Fabaceae	<i>Crotalaria</i> sp.	Semeada	Erva	-	0.2%
Fabaceae	<i>Stylosanthes capitata</i>	Semeada	Subarbusto	-	2.4%
Fabaceae	<i>Stylosanthes macrocephala</i>	Semeada	Subarbusto	35%	35.1%
Asteraceae	<i>Lepidaploa aurea</i>	Semeada	Subarbusto	39%	28.1%
Fabaceae	<i>Aeschynomene</i> sp.	Espontânea	Subarbusto	-	0.18%
Asteraceae	<i>Vernonanthura polyanthes</i>	Semeada	Arbusto	-	3.83%
Bignoniaceae	<i>Jacaranda ulei</i>	Semeada	Arbusto	5%	10%
Ebenaceae	<i>Diospyros</i> cf.	Espontânea	Arbusto	-	5%

Entre as 44 espécies de árvores semeadas, 15 (34%) se estabeleceram em campo durante a terceira estação chuvosa. Seis dessas espécies tiveram a taxa de estabelecimento igual ou menor que 2%, enquanto *Anacardium humile*, *Magonia pubescens*, *Mimosa clausenii*, *Aspidosperma tomentosum* e *Hymenaea courbaril*, apresentaram mais que 10% de taxa de sucesso no estabelecimento (Tabela 2-3).

Tabela 2-3: Dinâmica das árvores amostradas entre a primeira e terceira estação chuvosa após a semeadura direta. Para cada espécie é apresentado a abundância amostrada (N), frequência (ocorrência por espécie nas sub-parcelas; 20), média da altura, mortalidade e estabelecimento do total de sementes semeadas em relação a densidade amostrada por indivíduo na terceira estação chuvosa. Informações ordenadas pela frequência na última amostragem.

Família	Espécie	1ª estação chuvosa			3ª estação chuvosa			Mortalidade	Estabelecimento
		N	Frequência	Altura (cm)	N	Frequência	Altura (cm)		
Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i>				70	95%	24.7 ±12.7		0.05%
Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i>	13	25%	4.8 ±3.0	33	70%	15.9 ±6.5	15%	22.7%
Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i>	13	40%	4.6 ±1.8	24	70%	13.3 ±3.8	23%	40.5%
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i>	26	30%	4.0 ±2.0	21	55%	32.4 ±35.0	65%	9.7%
Connaraceae	<i>Connarus suberosus</i>	10	20%	5.8 ±2.0	20	50%	18.6 ±7.0	30%	Espontânea
Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i>	1	5%	6	8	30%	10.8 ±2.9	0%	8,00%
Fabaceae	<i>Senna alata</i>	16	20%	3.2 ±1.8	11	30%	26.5 ±10.7	63%	0.1%
Fabaceae	<i>Mimosa clausenii</i>	7	15%	1.3 ±0.4	10	20%	4.0 ±2.3	29%	13.2%
Asteraceae	<i>Eremanthus glomerulatus</i>				3	10%	14.0 ±6.2		0.003%
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i>				3	10%	12.7 ±3.1		1.2%
Fabaceae	<i>Dimorphandra mollis</i>				2	10%	37.0 ±18.4		Não informado
Fabaceae	<i>Stryphnodendron adstringens</i>				2	10%	18.0 ±9.9		Não informado
Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.1				18	10%	30.4 ±23.5		-
Fabaceae	<i>Bauhinia</i> sp.				3	10%	29.7 ±6.8		-
Fabaceae	<i>Senna</i> sp.				2	10%	19.0 ±4.2		-
Apocynaceae	<i>Aspidosperma tomentosum</i>				1	5%	4		84.7%
Bignoniaceae	<i>Tabebuia aurea</i>				1	5%	8		1.1%
Combretaceae	<i>Terminalia</i> sp.				2	5%	10.0 ±1.4		-
Fabaceae	<i>Hymenaea courbaril</i>				1	5%	20		10.6%
Fabaceae	<i>Enterolobium</i> sp.				1	5%	7		-
Fabaceae	<i>Inga</i> sp.				1	5%	48		-
Malpighiaceae	<i>Byrsonima verbascifolia</i>				1	5%	7		Espontânea
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i>				1	5%	22		0.04%
	Geral	86		Média 4.3 ± 1.6	239		Média 19 ± 11	43%	-

Nós amostramos 239 indivíduos de árvores em 200m² (Tabela 2-3), o que corresponde a uma média de 11.950 indivíduos/ha \pm 796, dos quais 80% são provenientes de espécies semeadas e 9% de espontâneas. Os outros 11% correspondem a espécies identificadas a nível de gênero, podendo ser espontânea ou semeada. Apenas 86 indivíduos de sete espécies de árvores se estabeleceram durante a primeira estação chuvosa (correspondendo a 4.300 ind/ha \pm 342). Cerca de 50% desses indivíduos correspondem a duas espécies arbóreas de rápido crescimento (*Solanum lycocarpum* e *Senna alata*), que apresentaram taxa de mortalidade superior a 60% entre a primeira e terceira estação chuvosa. Depois das três estações chuvosas, 16 outras espécies se estabeleceram na área amostrada. Durante esse período, cinco espécies representaram mais de 70% dos indivíduos amostrados (Tabela 2-3).

4 DISCUSSÃO

Nossos dados apresentam os resultados de restauração de áreas que foram semeadas mecanicamente, usando os melhores conhecimentos e práticas disponíveis para as savanas neotropicais, sem uso de controle químico de GEI. A cobertura relativa de nativa que encontramos após três estações chuvosas é comparativamente alta, considerando outros experimentos com semeadura direta em savanas neotropicais (Pellizzaro et al. 2017; Sampaio et al. 2019). Essa prática de restauração estabeleceu com sucesso 45 espécies nativas que continuam dominando a área depois de três estações chuvosas após a semeadura.

As ervas e subarbustos nativos representaram a maior parte da cobertura do solo, enquanto as árvores semeadas cobriram um pouco mais de 1%. Entretanto, a densidade de árvores encontrada nesse estudo é elevada para savanas abertas, onde a densidade de arbóreas pode variar entre 28 ind/ha (em áreas de campo) a 1.271 ind/ha (em savanas abertas) (Castro and Kauffman 1998; Felfili et al. 2007). Esperamos baixas taxas de crescimento e a mortalidade da maioria dos indivíduos estabelecidos durante as primeiras fases da restauração. Essa é uma típica dinâmica de comunidades em estágio inicial de regeneração, composta por mais indivíduos jovens que maduros, direcionando a sucessão (Silva Junior e Silva 1988). Como esperado, as mudas das arbóreas

apresentam baixo crescimento, com média de altura de 19 ± 11 cm depois de três estações chuvosas. Adicionalmente, amostramos a maioria das espécies de árvores durante a terceira estação chuvosa, indicando que elas se estabeleceram, principalmente, após um ano de semeadas. Esses resultados reforçam a necessidade de plantar uma diversidade de formas de vida para cobrir o solo nas áreas de restauração em ecossistemas savânico e campestres. Por isso ainda, cabe ressaltar as espécies não semeadas, que representaram cerca de 18% da riqueza amostrada considerando, especialmente, o estrato herbáceo-subarbusivo. Como o aumento da riqueza é benéfico para maior eficiência da cobertura do solo, as espécies espontâneas amostradas podem ser consideradas e avaliadas como potenciais alvo para compor o grupo utilizado para projetos de restauração e revegetação.

A gradagem sucessiva do solo antes da semeadura e alta densidade de sementes usadas pareceram promover o estabelecimento de espécies nativas e sua persistência durante os primeiros anos. Estudos anteriores indicaram que o maior revolvimento de solo (gradagem) resulta em maior cobertura de plantas nativas (Sampaio et al. 2019). Além disso, nós semeamos uma densidade muito maior de espécies de cobertura e árvores (aproximadamente 7.700 sementes. m^{-2}), mais do que 8,5 vezes o mínimo recomendado em Sampaio et al. (2019) (>900 sementes. m^{-2}) e mais que 250 vezes o usado nas experiências do Xingu (30 sementes/ m^2 ; Campos-Filho et al. 2013). A combinação de intenso preparo de solo (queima controlada e gradagens sucessivas) e alta densidade de semeadura testada em nossa área de estudo mostrou que aumentou o sucesso de restauração, pelo menos nas primeiras fases.

Entretanto, as GEI persistiram na área e, considerando sua alta habilidade competitiva, a cobertura aumentou. A rebrota dessas espécies provavelmente foi limitada pela gradagem sucessiva do solo (Kiehl et al. 2010; Durigan et al. 2013), mas o banco de sementes do solo pode persistir e promover a recolonização. Baseado nesse resultado e no detalhamento da sucessão inicial de experimentos anteriores (Coutinho et al. 2019), podemos prever que as GEI podem dominar essas áreas se nenhum controle ou manejo forem realizados. Vários outros esforços para restauração recomendaram a erradicação inicial das

GEI para promover a reabilitação satisfatória e indicaram que semear diversos grupos funcionais pode melhorar os resultados da restauração (Reinhardt Adams and Galatowitsch 2008; Schneemann and McElhinny 2012; Silva et al. 2015; Silva and Vieira 2017b; Freitas et al. 2019).

Após cinco anos de intensa experimentação e melhoramentos das técnicas de semeadura direta, esses resultados indicam que o estabelecimento de ervas, subarbustos, arbustos e árvores é possível e factível em larga escala com relativo baixo custo em savanas neotropicais. O maior desafio para o sucesso a longo prazo desses esforços de restauração é o controle de GEI. O uso de herbicidas é convenientemente usado para controle de GEI para fins agrícolas ou de restauração (Wilson and Pärtel 2003; Hendrickson and Lund 2010; Campos-Filho et al. 2013; Kyser et al. 2013; Andrade 2019; Thomas et al. 2019b). Os resultados apresentados aqui, assim como anteriores em experimentos em larga escala, indicam que o controle químico de GEI antes da semeadura e/ou durante as fases iniciais da restauração é essencial para favorecer a dominância de espécies nativas. Os benefícios ambientais do uso controlado do herbicida para controle de GEI em áreas cujas espécies nativas foram estabelecidas parecem superar os riscos do uso desses produtos. Isso é especialmente válido quando boas práticas do uso do herbicida em áreas não agrícolas for considerado.

CONCLUSÃO GERAL

Os resultados apresentados evidenciam a importância do controle de espécies invasoras para a restauração de savanas neotropicais e, que a evolução da técnica da semeadura direta, parece promissora para contribuir nesse desafio.

Em primeiro momento, mostramos como é a trajetória de comunidades em restauração quando o controle da gramínea exótica não é efetivo. Na área alvo de ações de restauração semeada em 2015, a cobertura do solo foi cerca de 90% dominada por GEI na quarta estação chuvosa após semeadura. A grande produção de sementes dessas espécies pode promover a reinvasão, tanto por banco de sementes, quanto por dispersão (por pastagens vizinhas ou reprodução local). Somado a isso, as GEI são competidoras muito eficientes, mantendo sua cobertura dominante durante as fases iniciais da restauração.

Por outro lado, apesar do controle mecânico não ter reduzido significativamente a cobertura de GEI como esperado, ele alterou a composição e proporção dessas espécies. Antes da restauração, *U. decumbens* dominava a área. Na quarta estação chuvosa após a semeadura, sua cobertura era inferior ao encontrado na pastagem de referência, enquanto a de *A. gayanus* e *M. minutiflora* aumentou. Ainda, verificamos que a ocorrência dessas gramíneas não é necessariamente limitada pelas condições do solo, mas sim condicionada. Verificamos que *U. decumbens* foi favorecida em solos sazonalmente alagados, *A. gayanus* em solo rochoso e *M. minutiflora* em bem-drenado, em dois dos três tratamentos de espécies de cobertura.

As espécies nativas semeadas tiveram sua cobertura significativamente reduzida no quarto período chuvoso e, as espontâneas aparentemente as substituíram nas condições de solo sazonalmente alagado. A cobertura de arbóreas foi muito pequena durante toda a amostragem, mas esse resultado é esperado em ecossistemas savânicos, devido ao maior investimento em estruturas subterrâneas. Apesar da cobertura de nativas não ser expressiva na comunidade, antes da restauração elas não eram encontradas na área. Então, a semeadura direta realizada, contribuiu ao menos para a introdução de espécies

nativas no sistema. Ainda, foi possível a identificação de outras espécies potenciais (espontâneas) para utilização em novos esforços de restauração. Com base nos aprimoramentos das técnicas, na área semeada em 2016, já foi possível identificar avanço na introdução de espécies nativas em grandes áreas.

Os resultados apresentados no Capítulo 2, mostraram que a intensidade de preparo de solo (queima controlada e gradagens sucessivas) e a semeadura de uma elevada densidade de sementes por metro quadrado foi fundamental para um melhor estabelecimento do componente nativo. Verificamos que após três estações chuvosas a cobertura nativa era predominante na área, superando 65% do total. Ainda, apesar das espécies arbóreas não contribuírem significativamente na cobertura total, atingiram uma densidade de 11.950 indivíduos/ha \pm 796, superior ao encontrado nas experiências anteriores.

Também verificamos que a cobertura de espécies nativas, apesar de superior às GEI, se manteve constante entre a primeira e terceira estação chuvosa. Por outro lado, a cobertura de GEI aumentou significativamente. Simultaneamente, a cobertura representada pelas classes sem vegetação (solo exposto, palha e serrapilheira), decresceu, indicando que as espécies exóticas estão ocupando os espaços disponíveis. Por isso, a densidade de indivíduos nativos é importante, pois limita a expansão das exóticas. O mais provável é que as espécies exóticas continuem ocupando os espaços disponíveis e, que a qualquer distúrbio na cobertura nativa, as GEI ganhem espaço. No longo prazo, a área de restauração semeada em 2016 (Capítulo 2) pode seguir a trajetória da área semeada em 2015, apresentada no Capítulo 1.

Dessa forma, reforçamos o quão importante é o controle e manejo das espécies exóticas para restauração de savanas. A semeadura direta se mostrou eficiente e viável economicamente para contribuir nesse processo, por meio de queima controlada, sucessivas gradagens e semeadura de elevada densidade de sementes. Somado a essa combinação, o uso de herbicida para controle das GEI pode promover grande melhoria dos resultados da restauração. Para tal, novos experimentos conciliando essas medidas ou testando outras formas de combate as GEI devem ser realizados com intuito de avançar na busca para o melhor caminho para restauração de savanas.

REFERÊNCIAS

- Aires SS, Sato MN, Miranda HS (2014) Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass Forage Sci* 69:470–478. <https://doi.org/10.1111/gfs.12077>
- Alencar A, Shimbo JZ, Lenti F, et al (2020) Savanna Native Vegetation Using Landsat Data Processed in the Google Earth Engine Platform. *Remote Sens* 12:1–23
- Alves M (2016) Semeadura direta de ervas, arbustos e árvores para restauração do Cerrado. Universidade de Brasília
- Ammond SA, Litton CM (2012) Competition between Native Hawaiian Plants and the Invasive Grass *Megathyrus maximus*: Implications of Functional Diversity for Ecological Restoration. *Restor Ecol* 20:638–646. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00806.x>
- Andrade AF (2019) Efeitos da aplicação de herbicida, manejo de solo e sementeira direta para a restauração de área savânica na Floresta Nacional de Brasília. Universidade de Brasília
- Asner, g. P. & beatty, s. W. 1996. Effects of an African grass invasion on Havaian shrubland nitrogen biogeochemistry. *Plant & Soil* 186: 205-211
- Bakker, J. & Wilson, S. (2001). Competitive ability of introduced and native grasses. *Plant Ecology*, 157, 119–127.
- Barbosa EG, Pivello VR, Meirelles ST (2008) Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian cerrados. *Brazilian Arch Biol Technol* 51:825–831. <https://doi.org/10.1590/S1516-89132008000400021>
- Barger, N.N., D'Antonio, C.M., Ghneim, T. & Cuevas, E. (2003). Constraints to colonization and growth of the African grass, *Melinis minutiflora*, in a Venezuelan savanna. *Plant Ecology*, 167, 31–43.
- Baruch, Z. (1996). Ecophysiological Aspects of the Invasion by African Grasses and Their Impact on Biodiversity and Function of Neotropical Savannas. *Ecological Studies*, 121, 79–93.
- Barr S, Jonas JL, Paschke MW (2017) Optimizing seed mixture diversity and seeding rates for grassland restoration. *Restor Ecol* 25:396–404. <https://doi.org/10.1111/rec.12445>
- Blackburn, T.M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J.T., Duncan, R.P. & Jarošík, V. et al. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 26, 333–339.
- Bond WJ, Parr CL (2010) Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. *Biol Conserv* 143:2395–2404. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.012>

- BRASIL. Decreto nº 8.972 de 23 de janeiro de 2017. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. Acesso em: 12 de agosto de 2020. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2015-2018/2017/decreto/D8972.htm
- Brooks, M.L., D'Antonio, C.M., Richardson, D.M., Grace, J.B., Keeley, J.E. & DiTomaso, J.M. et al. (2004). Effects of invasive alien plants on fire regimes. *BioScience*, 54, 677–688.
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F.A.O., Durigan, G., Overbeck, G.E. & Fidelis, A. et al. (2019). Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. *Biological Reviews*, 94, 590–609.
- Brooks KJ, Setterfield SA, Douglas MM (2010) Exotic grass invasions: Applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. *Restor Ecol* 18:188–197. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00470.x>
- Campos-Filho EM, Da Costa JNMN, De Sousa OL, Junqueira RGP (2013) Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil. *J Sustain For* 32:702–727. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.817341>
- Castro EA, Kauffman JB (1998) Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: A vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *J Trop Ecol* 14:263–283. <https://doi.org/10.1017/S0266467498000212>
- Cava MGB, Pilon NAL, Ribeiro MC, Durigan G (2018) Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *J Appl Ecol* 55:1164–1172. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13046>
- Carmona R, Martins CR, Fávero AP (1999) Características de sementes de gramíneas nativas do cerrado. *Pesqui Agropecu Bras* 34:1067–1074. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x1999000600019>
- Cordeiro AO de O (2018) Controle de gramíneas exóticas na restauração ecológica de Cerrado sentido restrito e reintrodução de espécies nativas. Universidade de Brasília
- Coutinho AG, Alves M, Sampaio AB, et al (2019) Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. *Appl Veg Sci* 22:61–70. <https://doi.org/10.1111/avsc.12420>
- Damasceno G, Souza L, Pivello VR, et al (2018) Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. *Biol Invasions* 20:3621–3629. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1800-6>
- Dantas-Junior AB, Musso C, Miranda HS (2018) Seed longevity and seedling emergence rate of *Urochloa decumbens* as influenced by sowing depth in a Cerrado soil. *Grass Forage Sci* 73: <https://doi.org/10.1111/gfs.12347>

- D'Antonio, C. M. & Vitousek, P. M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Ann. Rev. Ecol. Syst* 23: 63-87
- De Sá Dechoum M, Sampaio AB, Ziller SR, Zenni RD (2018) Invasive species and the Global Strategy for Plant Conservation: How close has Brazil come to achieving Target 10? *Rodriguesia* 69:1567–1576. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201869407>
- Déri E, Magura T, Horváth R, et al (2011) Measuring the Short-term Success of Grassland Restoration: The Use of Habitat Affinity Indices in Ecological Restoration. *Restor Ecol* 19:520–528. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00631.x>
- Duarte CFD, Prochera DL, Paiva LM, et al (2019) Morfogênese de braquiárias sob estresse hídrico. *Arq Bras Med Vet Zootec* 71:1669–1676
- Durigan G, Engel VL, Torezan JM, et al (2010) Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Rev Árvore* 34:471–485. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>
- Durigan G, Guerin N, da Costa JNMN (2013) Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: Motivations, engagement, challenges and perspectives. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 368:. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0165>
- Engel VL, Parrotta JA (2001) An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. *For Ecol Manage* 152:169–181. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00600-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00600-9)
- Ens E, Hutley LB, Rossiter-Rachor NA, et al (2015) Resource-use efficiency explains grassy weed invasion in a low-resource savanna in north Australia. *Front Plant Sci* 6:1–10. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00560>
- Ferreira MC, Walter BMT, Vieira DLM (2015) Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: Propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restor Ecol* 23:723–728. <https://doi.org/10.1111/rec.12252>
- Felfili JM, Silva Júnior MC, Nogueira PE, et al (2007) Fitossociologia da vegetação arbórea. In: *Biogeografia do bioma Cerrado: vegetação e solos da Chapada dos Veadeiros*. Editora Universidade de Brasília/Finattec, Brasília, pp 45–96
- Flores TA, Setterfield SA, Douglas MM (2005) Seedling recruitment of the exotic grass *Andropogon gayanus* (Poaceae) in northern Australia. *Aust J Bot* 53:243–249
- Fort, F., Cruz, P. & Jouany, C. (2014). Hierarchy of root functional trait values and plasticity drive early-stage competition for water and phosphorus among grasses. *Functional Ecology*, 28, 1030–1040.

- Foxcroft LC, Richardson DM, Rejmánek M, Pyšek P (2010) Alien plant invasions in tropical and sub-tropical savannas: Patterns, processes and prospects. *Biol Invasions* 12:3913–3933. <https://doi.org/10.1007/s10530-010-9823-7>
- Freitas MG, Rodrigues SB, Campos-Filho EM, et al (2019) Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. *For Ecol Manage* 438:224–232. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.024>
- Gilbert, B. & Levine, J.M. (2013). Plant invasions and extinction debts. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110, 1744–1749.
- Gooden, B. & French, K. (2014). Impacts of alien grass invasion in coastal seed banks vary amongst native growth forms and dispersal strategies. *Biological Conservation*, 171, 114–126.
- Goodale, Kaitlin & Wilsey, Brian. (2018). Priority effects are affected by precipitation variability and are stronger in exotic than native grassland species. *Plant Ecology*. 1-11. [10.1007/s11258-018-0806-6](https://doi.org/10.1007/s11258-018-0806-6).
- Gorgone-Barbosa E, Pivello VR, Bautista S, et al (2014) How can an invasive grass affect fire behavior in a tropical savanna? A community and individual plant level approach. *Biol Invasions* 17:423–431. <https://doi.org/10.1007/s10530-014-0740-z>
- Hartnett, D.C., Setshogo, M.P. & Dalgleish, H.J. (2006). Bud banks of perennial savanna grasses in Botswana. *African Journal of Ecology*, 44, 256–263.
- Hejda M, Pyšek P, Jarošík V (2009) Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. *J Ecol* 97:393–403. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x>
- Hallett LM, Diver S, Eitzel M V., et al (2013) Do we practice what we preach? Goal setting for ecological restoration. *Restor Ecol* 21:312–319. <https://doi.org/10.1111/rec.12007>
- Hendrickson JR, Lund C (2010) Plant community and target species affect responses to restoration strategies. *Rangel Ecol Manag* 63:435–442. <https://doi.org/10.2111/08-239.1>
- Henwood Wd (2010) *Toward A Strategy For The Conservation And Protection Of The World ' S Temperate Grasslands* Author (S): William D . Henwood Source : Great Plains Research , Vol . 20 , No . 1 (Spring 2010), pp . 121-134 Published by : University of Nebraska Press Stab. *Gt Plains Res* 20:121–134. <https://doi.org/10.1007/S10831-01>
- Herrick JE, Van Zee JW, Havstad KM, Burkett LM, Whitford WG (2009). *Monitoring manual for grassland shrubland and savanna ecosystems: quick start, vol I*. USDA-ARS Jornada Experimental Range, Las Cruces

- Hodgkinson, K.C., Ludlow, M.M., Mott, J.J. & Baruch, Z. (1989). Comparative responses of the Savanna grasses *Cenchrus ciliaris* and *Themeda triandra* to defoliation. *Oecologia*, 79, 45–52.
- Hoffmann WA, Haridasan M (2008) The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. *Austral Ecol* 33:29–36. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2007.01787.x>
- Holl KD (1999) Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: Seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31:229–242. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.1999.tb00135.x>
- Holl KD, Aide TM (2011) When and where to actively restore ecosystems? *For Ecol Manage* 261:1558–1563. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.004>
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2018) Mapeamento De Recursos Naturais Do Brasil Escala 1:250.000 – Pedologia. Disponível em < <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>>
- ICMBio (2009) Plano de Manejo Parque Nacional Chapada dos Veadeiros. Ministério do Meio Ambient. 300
- INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Normas climatológicas do Brasil 1961-1990. Disponível em: < <https://portal.inmet.gov.br/>>. Acessado em: julho de 2020.
- Kiehl K, Kirmer A, Donath TW, et al (2010) Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic Appl Ecol* 11:285–299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>
- Kimball S, Lulow M, Sorenson Q, et al (2015) Cost-effective ecological restoration. *Restor Ecol* 23:800–810. <https://doi.org/10.1111/rec.12261>
- Klink CA, Moreira AG (2002) Past and current human occupation, and land use. In: *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*. New York, pp 69–88
- Kyser GB, Wilson RG, Zhang J, Ditomaso JM (2013) Herbicide-assisted restoration of great basin sagebrush steppe infested with medusahead and downy brome. *Rangel Ecol Manag* 66:588–596. <https://doi.org/10.2111/REM-D-12-00184.1>
- Linders, T. E. W., Schaffner, U., Eschen, R., Abebe, A., Choge, S. K., Nigatu, L., ... Allan E. (2019). Data from: Direct and indirect effects of invasive species: biodiversity loss is a major mechanism by which an invasive tree affects ecosystem functioning. Dryad Digital Repository, <https://doi.org/10.5061/dryad.pv5kh6p>
- Lorenzi H (2016) *Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil - Vol. 1*, 7th edn. Instituto Plantarum de Estudos

da Flora, São Paulo

- Lorenzi H (2014) Árvores brasileiras: Manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil - Vol. 2, 4th edn. Instituto Plantarum de Estudos da Flora, São Paulo
- Mack, R.N. (1981). Invasion of *Bromus tectorum* L. into Western North America: An ecological chronicle. *Agro-Ecosystems*, 7, 145–165.
- Martins CR, Hay JDV, Carmona R (2009) Potencial Invasor De Duas Cultivares De *Melinis Minutiflora* No Cerrado Brasileiro – Características De Sementes E Invasion Potential Of Two Cultivars Of *Melinis Minutiflora* In The Brazilian Cerrado – Seed Characteristics And Seedling Establishment. *Rev Árvore* 713–722
- Martins CR, Hay JDV, Scaléa M, Malaquias JV (2017) Management techniques for the control of *melinis minutiflora* P. Beauv. (molasses grass): Ten years of research on an invasive grass species in the Brazilian Cerrado. *Acta Bot Brasilica* 31:546–554. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0433>
- Mittermeier RA, Gil PR, Hoffmann M, et al (2004) Hotspots revisited. *Cemex*
- MMA (2019) Ministério do Meio Ambiente. Unidades de Conservação (2019) – 2º semestre. Disponível em: <<http://dados.gov.br/dataset/unidadesdeconservacao/resource/9c661f5d-400e-4188-a67f-0a6b09105408>>. Acesso em: Julho de 2020
- MMA (2017). Ministério do Meio Ambiente. Decreto nº 8.972 de 23 de janeiro de 2017. *Diário Oficial da União: secção 1, Brasília, DF, n. 17, p7-76, 24 jan. 2017.*
- Musso C, de Macedo MA, Nunes Almeida N, et al (2019) *Andropogon gayanus* Kunth invasion in the Cerrado: from seed production to seedling establishment along roadsides. *Biol Invasions* 21:1683–1695. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01928-8>
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
- Palma AC, Laurance SGW (2015) A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: What do we know and where should we go? *Appl Veg Sci* 18:561–568. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>
- Pancera Júnior EJ (2011) Produção de sementes do capim-braquiária submetido à irrigação e doses de nitrogênio. Universidade Estadual de Maringá
- Parsons JJ (1972) Spread of African Pasture Grasses to the American Tropics. *J Range Manag* 25:12. <https://doi.org/10.2307/3896654>

- Pellizzaro KF, Cordeiro AOO, Alves M, et al (2017) “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Rev Bras Bot* 40:681–693. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0371-6>
- Pilon NAL, Cava MGB, Hoffmann WA, et al (2020) The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. *J Ecol* 0–2. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13456>
- Pilon NAL, Buisson E, Durigan G (2018) Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restor Ecol* 26:73–81. <https://doi.org/10.1111/rec.12534>
- Pivello VR, Carvalho VMC, Lopes PF, et al (1999) Abundance and distribution of native and alien grasses in a. *Biotropica* 31:71–82
- Projeto MapBiomias (2018). Coleção 3 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Base de dados acessada em agosto/2020 através do link <http://mapbiomas.org/stats>
- Pyšek P, Richardson DM (2010) Invasive species, environmental change and management, and health. *Annu Rev Environ Resour* 35:25–55. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-033009-095548>
- R Core Team (2020) R: a language and environment for statistical computing
- Ratter J a., Ribeiro JF, S. B (1997) The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Ann Bot* 80:223–230. <https://doi.org/10.1006/anbo.1997.0469>
- Raupp PP, Ferreira MC, Alves M, et al (2020) Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. *Ecol Eng* 148:105788. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105788>
- Reinhardt Adams C, Galatowitsch S (2008) The transition from invasive species control to native species promotion and its dependence on seed density thresholds. *Appl Veg Sci* 11:131–138. <https://doi.org/10.3170/2007-7-18335>
- Ribeiro JF, Walter BMT (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. cap. 6, p. 152–212.
- Rodrigues RR, Lima RAF, Gandolfi S, Nave AG (2009) On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biol Conserv* 142:1242–1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>
- Rodrigues SB, Freitas MG, Campos-Filho EM, et al (2019) Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South

Amazon forests. For Ecol Manage 451:117559.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117559>

Rossi, R.D., Martins, C.R., Viana, P.L., Rodrigues, E.L. & Figueira, J.E.C. (2014). Impact of invasion by molasses grass (*Melinis minutiflora* P. Beauv.) on native species and on fires in areas of campo-cerrado in Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 28, 631–637.

Salazar A, Goldstein G, Franco AC, Miralles-Wilhelm F (2012) Seed limitation of woody plants in Neotropical savannas. *Plant Ecol* 213:273–287.
<https://doi.org/10.1007/s11258-011-9973-4>

Salomão AN et al (2003) Germinação de Sementes E Produção de Mudanças de Plantas Do Cerrado. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília.

Sampaio AB, Holl KD, Scariot A (2007) Regeneration of seasonal deciduous forest tree species in long-used pastures in central Brazil. *Biotropica* 39:655–659. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00295.x>

Sampaio AB, Vieira DLM, Holl KD, et al (2019) Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. *Ecol Eng* 138:148–154.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.07.025>

Sampaio AB, Ribeiro JF, Souza F, Nehme L, Rocha, GB. (2019) Ervas e arbustos para restauração do Cerrado: Semeadura Direta. Brasília. Editora Rede de Sementes do Cerrado. 95p.

Silva FAM, Assad ED, Evangelista BA. (2008) Caracterização climática do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. (Ed.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica: Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008. cap. 3, p. 71-88.

Scariot A, Felfili JCS-SJM (2005) Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. In: *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. MMA, Brasília, p 439

Schmidt IB, de Urzedo DI, Piña-Rodrigues FCM, et al (2019a) Community-based native seed production for restoration in Brazil – the role of science and policy. *Plant Biol* 21:389–397. <https://doi.org/10.1111/plb.12842>

Schmidt IB, Ferreira MC, Sampaio AB, et al (2019b) Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. *Restor Ecol* 27:942–948. <https://doi.org/10.1111/rec.12981>

Schneemann B, McElhinny C (2012) Shrubby today but not tomorrow? Structure, composition and regeneration dynamics of direct seeded revegetation. *Ecol Manag Restor* 13:282–289. <https://doi.org/10.1111/emr.12007>

Seabloom EW, Borer ET, Buckley Y, et al (2013) Predicting invasion in grassland ecosystems: Is exotic dominance the real embarrassment of richness? *Glob Chang Biol* 19:3677–3687. <https://doi.org/10.1111/gcb.12370>

- SER, Society for Ecological Restoration International. 2004. Princípios Da SER International Sobre a Restauração Ecológica. Tucson: Society for Ecological Restoration International
- Setterfield SA, Rossiter-Rachor NA, Hutley LB, et al (2010) Turning up the heat: The impacts of *Andropogon gayanus* (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern Australian savannas. *Divers Distrib* 16:854–861. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00688.x>
- Silva Junior MC, Silva AF (1988) Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na estação florestal de experimentação de paraopeba (EFLEX) - MG. *Acta Bot Brasilica* 2:107–126
- Silva Júnior MC (2012) 100 árvores do Cerrado - Sentido Restrito: guia de campo. Rede de sementes do Cerrado, Brasília
- Silva Júnior MC, Pereira BA da S (2009) + 100 árvores do Cerrado - Mata de Galeria: guia de campo. Rede de sementes do Cerrado, Brasília
- Silva RRP, Oliveira DR, da Rocha GPE, Vieira DLM (2015) Direct seeding of Brazilian savanna trees: Effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restor Ecol* 23:393–401. <https://doi.org/10.1111/rec.12213>
- Silva RRP, Vieira DLM (2017a) Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. *Appl Veg Sci* 20:410–421. <https://doi.org/10.1111/avsc.12305>
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D. A., Aronson, J., ... Vilà, M. (2013). Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution*, 28(1), 58–66. doi:10.1016/j.tree.2012.07.013
- Souchie FF, Pinto JRR, Lenza E, et al (2017) Post-fire resprouting strategies of woody vegetation in the Brazilian savanna. *Acta Bot Brasilica* 31:260–266. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0376>
- Sousa A De P (2016) Avaliação De Um Programa De Restauração De Uma Bacia Hidrográfica: Execução E Envolvimento Dos Proprietários. Universidade De Brasília
- Souza, L.S., Velini, E.D., Martins, D. & Rosolem, C.A. (2006). Efeito alelopático de capim-braquiária (*Brachiaria decumbens*) sobre o crescimento inicial de sete espécies de plantas cultivadas. *Planta Daninha*, 24, 657–668.
- Suding KN (2011) Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *Annu Rev Ecol Evol Syst* 42:465–487. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102710-145115>
- Suganuma MS, Torezan JMD, Durigan G (2018) Environment and landscape rather than planting design area drivers of success in long term restoration

- of riparian Atlantic forest. *Appl Veg Sci* 21:76–84. <https://doi.org/10.1111/ijlh.12426>
- Thomas PA, Schüler J, Boavista L da R, et al (2019a) Controlling the invader *Urochloa decumbens*: Subsidies for ecological restoration in subtropical Campos grassland. *Appl Veg Sci*. <https://doi.org/10.1111/avsc.12407>
- Tinoco CF (2017) Efeitos do fogo sobre o banco de sementes de gramíneas exóticas invasoras e sobrevivência de plântulas arbóreas em áreas em restauração no Cerrado. Universidade de Brasília
- Velazco SJE, Villalobos F, Galvão F, De Marco Júnior P (2019) A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. *Divers Distrib* 25:660–673. <https://doi.org/10.1111/ddi.12886>
- Veldman JW, Overbeck GE, Negreiros D, et al (2015) Where Tree Planting and Forest Expansion are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *Bioscience* 65:1011–1018. <https://doi.org/10.1093/biosci/biv118>
- Westbrooks, R.G. (2004). New Approaches for Early Detection and Rapid Response to Invasive Plants in the United States 1. *Weed Technology*, 18, 1468–1471.
- Wilson SD, Pärtel M (2003) Extirpation or coexistence? Management of a persistent introduced grass in a prairie restoration. *Restor Ecol* 11:410–416. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0217.x>
- Zenni RD, Sampaio AB, Lima YP, et al (2019) Invasive *Melinis minutiflora* outperforms native species, but the magnitude of the effect is context-dependent. *Biol Invasions* 21:657–667. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1854-5>
- Zenni RD, Ziller RS (2011) Visao geral das plantas exóticas invasoras no Brasil. *Rev Bras Bot* 34:431–446. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042011000300016>

ANEXO

Anexo 1: Espécies identificadas na área experimental semeada em 2015 – Capítulo 1. GEI:
Gramíneas Exóticas Invasoras

Grupo	Família	Espécie
GEI	Poaceae	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth
GEI	Poaceae	<i>Hyparrhenia</i> sp.
GEI	Poaceae	<i>Melinis minutiflora</i> P.Beauv.
GEI	Poaceae	<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R.D.Webster
GEI	Poaceae	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf) R.D.Webster
GEI	Poaceae	<i>Urochloa humidicola</i> (Rendle) Morrone & Zuloaga
Arbusto e ervas	Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i> St. Hill.
Arbusto e ervas	Asteraceae	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega&Dematteis
Arbusto e ervas	Asteraceae	<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. Ex DC.) H. Rob
Arbusto e ervas	Fabaceae	<i>Mimosa</i> sp.
Arbusto e ervas	Fabaceae	<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel.
Arbusto e ervas	Fabaceae	<i>Stylosanthes macrocephala</i> M. B Ferreira & Sousa
Arbusto e ervas	Poaceae	<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.
Arbusto e ervas	Poaceae	<i>Aristida riparia</i> Trin.
Arbusto e ervas	Poaceae	<i>Loudetiopsis chrysothix</i> (Nees) Conert
Arbusto e ervas	Poaceae	<i>Schyzachirium sanguineum</i> (Retz.) Alston
Árvore	Bignoniaceae	<i>Tabebuia aurea</i> (Silva Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore
Árvore	Calophyllaceae	<i>Kielmeyera</i> sp.
Árvore	Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> St. Hil.
espontânea	Cyperaceae	Cyperaceae spp
espontânea	Cyperaceae	<i>Rhincosphora rugosa</i> (Vahl) Gale
espontânea	Eriocaulaceae	<i>Paepalanthus chiquitensis</i> Herzog.
espontânea	Poaceae	<i>Andropogon</i> sp.
espontânea	Poaceae	<i>Axonopus aureus</i> P.Beauv.
espontânea	Poaceae	<i>Eragrostis</i> sp.
espontânea	Poaceae	<i>Trachypogon spicatus</i> (L. F.) Kuntze.