



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

Avaliação da eficiência do plantio direto associado ao controle químico como método de restauração de fitofisionomias savânicas do Cerrado

Ana Beatriz Peixoto dos Santos

Brasília/DF

2020



Universidade de Brasília

Instituto de Ciências Biológicas

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Avaliação da eficiência do plantio direto associado ao controle químico como método de restauração de fitofisionomias savânicas do Cerrado

Ana Beatriz Peixoto dos Santos

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Isabel Belloni Schmidt

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

Brasília/DF

Março de 2020



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

Dissertação de Mestrado

Ana Beatriz Peixoto dos Santos

Título:

Avaliação da eficiência do plantio direto associado ao controle químico como método de restauração de fitofisionomias savânicas do Cerrado

Banca Examinadora:

Dr^a. Isabel Belloni Schmidt
Presidente
PPG-ECL/UnB

Dr^a. Cássia Beatriz Rodrigues Munhoz
Avaliadora Interna
PPG-ECL/UnB

Dr. Marcelo Fragomeni Simon
Avaliador Externo
EMBRAPA CENARGEN

Dr. Daniel Luís Mascia Vieira
Suplente
PPG-ECL/UnB

Brasília, março de 2020

*“Nesses tempos de céus de cinzas e chumbos, nós precisamos
de árvores desesperadamente verdes.”*
Mário Quintana

Agradecimentos

Ao fim dessa jornada, os agradecimentos são muitos.

Agradeço à minha família, que é a base de tudo. Especialmente à minha mãe Alzenir, que sempre me incentivou à independência e nunca mediu esforços para que meus sonhos se concretizassem. Ao meu pai Cláudio, minhas irmãs Tamara e Ana Clara, meus tios e primas Rosângela, Euvaldo, Vilmar, Valdeci, Geni, Geiza e Sophia pelas palavras de incentivo e por compreenderem as ausências tão recorrentes nesse período. À minha avó Geralda (*in memoriam*), que certamente estaria muito orgulhosa em me ver vencendo mais essa etapa.

Ao meu amor Diego, por escolher participar da minha vida e não soltar a mão nos momentos mais difíceis. Obrigada pela ajuda em campo, por entender as ausências e o estresse, por cuidar das coisas em casa quando tudo estava crítico e por olhar minha dissertação 200 vezes e sempre achar bonita. Foi difícil, mas sem você teria sido impossível.

À professora Isabel Schmidt pela confiança, orientação, palavras de incentivo e por não medir esforços para ajudar. Obrigada especialmente por estar tão disponível nessa reta final. Você tem sido uma inspiração acadêmica e pessoal nos últimos sete anos.

À Ana Liaffa por ter topado embarcar nesse desafio comigo. Pelas risadas, disciplinas, seminários, campos no sol e na chuva, olheiras e desesperos compartilhados. Crescemos!

Aos amigos Gabriel, Thamyres, Chris, Dani, Juliana, Malu, Mylena, Amanda, Elisa, Jéssica, Duda, Raquel, Tarcilla, Marislene, Mara, Cláudia, Clara, Louise e Guilherme pelo incentivo, as risadas, cervejas e papos que aliviaram o peso das responsabilidades.

À Adrienne, Malu, Mariana e demais colegas por compreenderem às ausências, pela confiança e por segurarem as pontas nos momentos mais difíceis.

Ao Xandão pelas sugestões técnicas sempre excelentes, pelas palavras de incentivo e paciência nos últimos anos.

Ao Daniel Vieira, Guilherme, Alba, Camila e Keiko pelas sugestões para o campo, análise de dados e troca de ideias.

Aos voluntários do campo, que pegaram muito sol, e foram essenciais no plantio e coleta de dados: Diego, Chris, Murilo, Eric, Caio, Joubert, Lívia, Salomão, Ana, Augusto e Gustavo. Além do professor Pedro Togni e alunos da disciplina biodiversidade: Marcos, Zé, Walleca, Juliana e Tati.

Ao Maxmiller Ferreira, Roberta Chacon e Duda pelo apoio essencial para a identificação botânica das coletas.

À Suellen, que foi imprescindível para que o experimento de germinação fosse viável. Obrigada pelo cuidado, paciência, disponibilidade e responsabilidade com as plantinhas.

Ao Joubert pela ajuda com a digitação das planilhas.

Ao André Ganen e Amanda Andrade pela ajuda com a análise de dados.

Ao João Kirmse pela ajuda com a tradução.

À Associação Cerrado de Pé, Rede de Sementes do Cerrado e Bárbara Pacheco por fornecerem as sementes e informações relacionadas.

Ao Projeto Biomas, representado pelo Dr. José Felipe Ribeiro, por acreditar no projeto, e proporcionar o apoio financeiro e logístico essenciais para a implantação e coleta de dados. Ao Roberto Ogata pela disponibilidade e disposição para o campo, bom humor e por aplicar seus anos de prática para a implantação desse experimento.

À Fazenda Entre Rios por ceder a área experimental e aos seus funcionários pelo cuidado e cordialidade.

À Universidade de Brasília, especialmente ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e seus excelentes professores. Que a Universidade pública e de qualidade seja valorizada e defendida.

À CAPES pela bolsa concedida e ao PROEX/CAPES e PGECL/UnB por financiarem a análise de solo.

Sem o incentivo, apoio, confiança e entusiasmo de todos vocês, esse trabalho não teria sido concluído. Por isso e por muito mais, o meu mais profundo e sincero muito obrigada!

Resumo

No Cerrado, especialmente em ambientes campestres e savânicos, o desenvolvimento de técnicas de restauração que superem a competição com gramíneas exóticas invasoras (GEI) é essencial. O plantio direto é um método amplamente utilizado na agricultura mecanizada, que não revolve o solo e, assim, não expõe o banco de sementes de GEI. No entanto, não há registros do uso dessa técnica para a restauração de savanas brasileiras. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência do plantio direto, associado ao controle químico de GEI, como método de restauração de áreas degradadas de cerrado *sensu stricto*. Os experimentos foram realizados em três áreas na Fazenda Entre Rios (FER), sudeste do Distrito Federal, totalizando 2,6 hectares. Originalmente, as áreas eram caracterizadas pela presença de cerrado *sensu stricto* que foram utilizadas para agricultura e pecuária extensiva, com plantio principalmente das GEI *Megathyrus maximum* Hoc (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs e *Urochloa* spp., e estavam abandonadas há, pelo menos, quatro anos. Em cada uma das áreas, foram instalados três tratamentos: Tratamento 1 (T1): Roçagem + um herbicida não-seletivo + semeadura de nativas; Tratamento 2 (T2): Roçagem + um herbicida não-seletivo + um herbicida seletivo + semeadura de nativas; e Controle (T0): áreas invadidas por GEI, não manejadas. A solução de herbicida não-seletivo consistiu em 500g de Roundup® ultra (N-(fosfometil) glicina + sal de amônia) +30 ml do redutor de pH Control DMP/100 litros de água. A solução de herbicida seletivo consistiu em 250 ml de Fusilade (Fluazifope-P-Butilico)/100 litros de água. Para o plantio direto, semeamos 33 espécies nativas, sendo 11 gramíneas e 22 espécies lenhosas, sendo duas são espécies de subarbustos, cinco de arbustos e 15 espécies arbóreas. Ao final da primeira estação chuvosa após o plantio, fizemos o levantamento da vegetação das áreas experimentais pelo método de interceptação de linha em pontos amostrais a cada 10cm em quarenta e cinco linhas de 20 metros cada. Agrupamos as plantas em grupos funcionais (nativas, ruderais e GEI). A cobertura de solo foi classificada nos grupos palha, serapilheira e solo exposto. A cobertura de solo foi analisada utilizando Modelos Lineares Generalizados Mistos. T1 e T2 provocaram uma redução significativa na cobertura de GEI, aumentaram a cobertura nativa e riqueza de espécies lenhosas quando comparados às áreas não manejadas, sem diferença significativa entre T1 e T2. T2 promoveu maior estabelecimento de espécies lenhosas comparado à T1 e T0. Entretanto, quando comparado a estudos que utilizaram semeadura direta em área total com revolvimento de solo no Cerrado, com ou sem aplicação de herbicida para controle de exóticas, o estabelecimento de espécies nativas foi inferior. O que pode ser explicado pela inconstância de chuvas durante o período estudado, à inadequação do maquinário utilizado à variação de tamanho das espécies semeadas e/ou à baixa germinação de sementes pequenas que foram enterradas pelos discos de plantio. Assim, mais estudos e experimentos são necessários para melhorar a seleção de espécies e aprimorar as técnicas de plantio direto com vistas a aumentar o sucesso de estabelecimento de espécies nativas de fitofisionomias savânicas, associado ao controle de GEI em larga escala.

Palavras-chave: savana brasileira, Glyphosate, aplicação de herbicida, recuperação de áreas degradadas, ecologia da restauração, *Urochloa* spp.

Abstract

In the Brazilian Cerrado, especially in open grasslands and savanna physiognomies, the development of restoration techniques to overcome the competition with Invasive Alien Grasses (IAGs) is essential. No-tillage is a widely used method in agriculture, that does not disturb the soil and thus does not expose the seed bank. Nevertheless, there are no previous records of use of this method for the restoration of Brazilian savannas. We aimed to assess the efficiency of no-tillage, associated with IAG chemical control, as a restoration method for Cerrado degraded areas. We performed the experiments in three areas of the Entre Rios farm (FER), southeastern Federal District, in a total of 2.6 hectares. Originally, the areas were characterized by the presence of savanna physiognomies used for agriculture and extensive livestock raising, mostly with planting of IAGS *Megathyrus maximum* Hoc (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs and *Urochloa* spp.; and they had been abandoned for at least four years. In each of the areas, we conducted three treatments: Treatment 1 (T1), mowing + non-selective herbicide + native seeding; Treatment 2 (T2), mowing + non-selective herbicide + selective herbicide + native seeding; Control (T0), IAG invaded areas, unmanaged. The non-selective herbicide solution was composed of 500g of Roundup® Ultra ((fosfometil) glicina + ammonium salt) + 30ml of pH-decreaser Control DMP/100 liters of water. The selective one was 250ml of Fusilade (Fluazifope-P-Butílico) + 100 liters of water. We seeded 33 native species: 11 grasses, 22 woody species (two subshrubs, five shrubs and 15 trees). At the end of the first rainy season after sowing, we surveyed the experimental areas' vegetation with the line-intercept method, in sampling points every 10cm in forty-five lines of 20m each. We grouped the plants in functional groups (natives, ruderals, and IAGs), and classified the soils as straw, litter, and bare soil. We analyzed the vegetation cover using Generalized Mixed-Effect Linear Models. T1 and T2 reduced IAG cover and increased native cover and woody species richness when compared to unmanaged areas, with no difference between T1 and T2. T2 promoted higher woody species establishment compared to T1 and T0. However, when compared to other studies in the Brazilian savanna, that performed broadcast direct seeding after soil plowings, with or without herbicide application for alien control, the native species establishment was lower. This can be explained by the inconsistent rain during the study period, inadequate machinery used for seed size, and/or low germination rate of the small seeds, that were buried under no-tillage. Thus, further studies and experiments are necessary to improve species selection and no-tillage techniques, in order to increase the native species establishment success in savanna vegetation, associated with large-scale IAG control.

Key words: Brazilian Savannah, Glyphosate, Herbicide application, degraded areas restoration, restoration ecology, *Urochloa* spp.

Sumário

Agradecimentos	v
Resumo	vii
Abstract.....	viii
Sumário.....	ix
Lista de Figuras	1
Lista de Tabelas	2
Lista de Fotos	3
Introdução Geral	4
Objetivos.....	10
Hipótese.....	10
Introduction	11
Methods	12
Study Area	12
Experimental Design.....	12
Vegetation Cover	21
Soil and Seedbank.....	21
Data Analyses	21
Results	22
Vegetation Cover	22
Woody Species Density and Richness.....	26
Soil and Seedbank.....	27
Discussion.....	28
Conclusão Geral	32
Referências Bibliográfica	35

Lista de Figuras

- Figure 1. Invasive Alien Grasses (IAGs) relative soil cover percentages, according to the treatment used (A) T0: unmanaged areas; T1: mowing + one herbicide + seeding; T2 mowing + two herbicides + seeding. Areas 1, 2 and 3 (B) and a combination of both factors (C). Boxplots with mean (central bars), first and third quartiles (columns) and confidence interval of 1.5x. Different letters indicate significant difference between treatments and areas. N = 45 lines, with 20m and 201 sampling points each.23
- Figure 2. Relation between the abundance (number of touches per sampled line) of native species and IAGs. T0: unmanaged areas; T1: mowing + one herbicide + seeding; T2 mowing + two herbicides + seeding. 45 lines of 20 meters, distributed between T0, T1, and T2. R = correlation coefficient. N = 45 lines, with 20m and 201 sampling points each.24
- Figure 3. Relative soil cover percentages by: native species (A), seeded species (B), ruderal species (C), leaf litter (D), bare soil (E), Straw (F), according to the treatment used. T0: unmanaged areas; T1: mowing + one herbicide + seeding; T2 mowing + two herbicides + seeding. Boxplots with mean (central bars), first and third quartiles (columns) and confidence interval of 1.5x. Different letters indicate significant difference between treatments. N = 45 lines, with 20m and 201 sampling points each.....25
- Figure 4. Distribution of species by treatment (T0: unmanaged areas, black; T1: mowing + one herbicide + seeding, red; T2 mowing + two herbicides + seeding, green), in three experimental areas. The size of the letters indicates species abundance. Stress = 0.08. .26
- Figure 5. Number of emerged seedlings in unmanaged areas in Entre Rios Farm-DF, Brazil after eighteen weeks of germination monitoring. Mono: monocotyledonous seedlings. Dico: dicotyledonous seedlings. Bars with standard error.28

Lista de Tabelas

Table 1. Applied treatments for each of the three managed sections of the Entre Rios Farm – DF, Brazil. *: Roundup® ultra 500 g + Control DMP 30ml / 100 Liters of water. **: Fusilade 250 ml / 100 Liters of water.....	14
Table 2. Species found on the experimental areas in Entre Rios Farm. NTSD: No Tillage Seed Drill. N.m-2: estimate of number of seeds seeded for m2. Reference for seed mass: 1: own data; 2: Pellizzaro et al 2017; 3: Mori et al 2012; 4: Kuhlmann 2012; 5: Kutschenko 2009. Reference for germinability: 1: seller information; 2: Pellizzaro et al. 2017; 3: Silva Júnior 2012; Consolaro et al. 2019	14
Table 3. Distribution of woody seedlings. N = number of seedlings by treatment. H = average height and standard deviation.....	26
Table 4. Sampled soil analysis after management on the three sections of Entre Rios Farm (May/2019). Key: P: Phosphorus, Ca: Calcium, Mg: Magnesium, K: Potassium, Na: Sodium, Al: Aluminium, H + Al: active acidity, CEC: Cation Exchange Capacity, V: bases saturation, m: Aluminium saturation, OM: Organic matter, B: Boron, Cu: Copper, Fe: Iron, Mg: Magnesium, Zn: Zinc, S: Sulphur	27

Lista de Fotos

- Foto 1. Plantadeira direta utilizada para semeadura da maioria das espécies dicotiledôneas na Fazenda Entre Rios –DF. A semeadura das espécies *D. alata* e *M. pubescens* foi realizada manualmente.34
- Foto 2. Mistura de sementes dicotiledôneas semeadas mecanicamente no implemento agrícola plantadeira direta na Fazenda Entre Rios – DF.34
- Foto 3. Sementes de capim nativo antes do processo de beneficiamento adicional.....34
- Foto 4. Processo de beneficiamento adicional feito em todos os capins nativos adquiridos para esse experimento.....34
- Foto 5. Plantio manual dos capins nativos, após beneficiamento adicional.....34
- Foto 6. Emergência inicial de *Mimosa clausenii* em meio à palhada remanescente da dessecação das gramíneas exóticas invasoras nas áreas experimentais na Fazenda Entre Rios – DF.....34

Introdução Geral

É preferível conservar áreas pouco alteradas para contribuir com a conservação da biodiversidade e manutenção dos serviços ecossistêmicos, mas a alta taxa de fragmentação de ambientes naturais tem feito com que ações de restauração ativa sejam necessárias em diversos locais (Holl & Aide 2011; Veldman et al. 2015). Tal fragmentação se deve principalmente às alterações antrópicas, que em regiões campestres e savânicas estão especialmente relacionadas à intensa conversão de áreas nativas para uso agrícola (Soares-Filho et al. 2014).

Fitofisionomias campestres e savânicas são caracterizadas pela presença de um estrato rasteiro relativamente contínuo formado por ervas graminóides, não-graminóides e arbustos e, em savanas, árvores espaçadas (Veldman et al. 2015). A coexistência do estrato rasteiro com espécies arbóreas é mediada principalmente pela disponibilidade de água e a presença/intensidade do fogo (Accatino et al. 2010; Zimmermann et al. 2010; Higgins et al. 2016). A escassez de água limita a densidade estrato arbóreo e permite a coexistência dos estratos arbóreo e herbáceo (Accatino et al. 2010). A chuva media a relação entre espécies lenhosas e herbáceas, pois altera os padrões de recrutamento de espécies lenhosas devido às baixas taxas de germinação de sementes e estabelecimento em condições de estresse hídrico temporais e espaciais (Zimmermann et al. 2010). Dessa forma, em ambientes semiáridos e semimésicos, o estabelecimento de plântulas de espécies lenhosas é mais alto quando comparado à ambientes completamente áridos, no entanto, as taxas de chegada desses indivíduos ao estágio adulto são baixas e lentas (Higgins et al. 2000). Embora fitofisionomias savânicas apresentem estrato arbóreo, a maior parte da diversidade e das funções ecossistêmicas desempenhadas por eles possuem relação direta com o estrato rasteiro (Mendonça et al. 2008; Munhoz & Felfili 2006). Ainda assim, muitas vezes o estrato rasteiro é negligenciado em ações de restauração ativa (Veldman et al. 2015), especialmente no Cerrado.

O Cerrado é um bioma constituído majoritariamente por fitofisionomias campestres e savânicas que ocupa a maior parte do Brasil central (Sano et al. 2007). A coexistência natural de espécies herbáceas, arbustivas e arbóreas (Scholes & Archer 1997) implica que a efetividade de ações de restauração ecológica nesse bioma estejam diretamente relacionadas à inclusão dos estratos rasteiros nos esforços empregados (Sampaio et al. 2015). Esse bioma, classificado como um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers et al. 2000), tem apenas 54% de sua área ocupada por vegetação

natural (MMA 2015), da qual 5,2% consiste em Unidades de Conservação de Uso Sustentável e 2,9% está inserida em Unidades de Conservação de Proteção Integral (MMA 2019).

Em 2017, o Governo Federal lançou o Plano Nacional de Recuperação de Vegetação Nativa (PLANAVEG). O PLANAVEG tem como objetivo ampliar políticas públicas, incentivos financeiros, mercados e boas práticas agropecuárias para a recuperação da vegetação nativa de, pelo menos, 12 milhões de hectares até 2030, dos quais cerca de 5 milhões estão no Cerrado (MMA 2017). Nesse contexto, é urgente a necessidade de desenvolvimento de técnicas eficientes para a restauração de ambientes naturais em larga escala (Brancalion et al. 2016; MMA 2017; Schmidt et al. 2019^a), o que acompanha uma necessidade global de melhoria de técnicas de restauração (Suding et al. 2015).

No Cerrado, assim como em outros ambientes savânicos, a eliminação do potencial de rebrota de raízes, caules subterrâneos, rizomas e estolões (Tozer et al., 2012; Ferreira et al. 2015; Ferreira & Vieira 2017) após anos de uso do solo para monoculturas ou pastejo pelo gado impede a regeneração natural e diminui a resiliência dos ecossistemas, exigindo restauração ativa (Cava et al. 2018). A restauração de fitofisionomias campestres e savânicas é limitada principalmente pela baixa quantidade de propágulos e por condições adversas do local a ser restaurado (Donath et al. 2007). Nestes tipos de fitofisionomias, um dos maiores desafios ao estabelecimento de indivíduos de espécies nativas introduzidos em ações de restauração ecológica é a competição contra gramíneas exóticas invasoras (GEI) em suas fases iniciais de desenvolvimento (Silva et al. 2015; Pellizzaro et al. 2017; Sampaio et al. 2019; Schmidt et al. 2019^a).

São consideradas espécies invasoras aquelas que se propagam para além de seu local de ocorrência original causando impactos (Richardson et al. 2000) e que frequentemente reduzem a biodiversidade nativa (Wilcove et al. 1998) ou alteram serviços ecossistêmicos (D'Antonio & Vitousek 1992). Essas espécies compartilham determinadas características que fazem com que sejam melhores competidoras do que as espécies nativas, tais como ampla capacidade de dispersão, altas taxas de germinação, formação de banco de sementes, altas taxas de crescimento e produção de propágulos, alta eficiência fotossintética e capacidade de rebrota (Daehler 2003; Hoffmann & Franco 2003).

A fim de reestabelecer a vegetação nativa, algumas estratégias de restauração ativa vêm sendo utilizadas no Brasil, sendo o plantio de mudas de espécies arbóreas a mais comum (Parrotta & Knowles 2001; Rodrigues et al. 2009; Rodrigues et al. 2011; Corrêa et al. 2015) e transposição de *topsoil* (Ferreira et al. 2015; Ferreira & Vieira 2017; Pilon et al. 2018), transposição de galharia (Oliveira 2013) e transferência de feno (Le Stradic et al. 2014) métodos alternativos recentes, juntamente com a semeadura direta, que pode ser considerada promissora, especialmente pela possibilidade de aplicação em larga escala (Campos-Filho 2012; Sampaio et al. 2019).

O plantio de mudas de espécies arbóreas, embora seja eficiente para a restauração de fitofisionomias florestais (Barbosa et al. 2003), se aplicado de forma isolada, desconsidera o estrato rasteiro, essencial à fitofisionomias campestres e savânicas. Associado a isso, em ambientes sazonais, em que as espécies lenhosas tendem a ter crescimento lento, muitas vezes as mudas de árvores não são capazes de sombrear e eliminar as GEI, que competem com as mudas, impedindo seu crescimento e diminuindo o sucesso da restauração em savanas (Sampaio et al. 2019; Schmidt et al. 2019^a). Além disso, é um método logisticamente complexo e caro, pois implica no transporte das mudas (Schirmer & Field 2000; Barbosa et al. 2003; Marcuzzo et al. 2013), o que dificulta sua utilização em larga escala.

A semeadura direta possibilita o uso de mais espécies (Aires et al. 2014; Palma & Laurance 2015; Silva & Vieira 2017), é passível de mecanização, o que facilita sua aplicação em larga escala (Pellizzaro et al. 2017; Andrade 2019; Sampaio et al. 2019) e barateia custos (Cole et al. 2011; Palma & Laurance 2015; Silva 2016). Por semeadura direta, é possível introduzir espécies de diferentes formas de vida, o que tende a aumentar a diversidade de grupos funcionais (Ewel & Putz 2004; Hooper et al. 2005; Marcuzzo et al. 2013) e a complexidade estrutural do sistema em restauração (Kanowski et al. 2003).

Entretanto, a competição entre espécies invasoras e nativas tende a ser mais significativa quando as espécies nativas são introduzidas via sementes, e não mudas, pois os indivíduos semeados demoram a ultrapassar a cobertura GEI e a apresentar raízes desenvolvidas (Martins et al. 2015). Assim, é requerido o desenvolvimento de estratégias que promovam o aumento dos benefícios ecológicos e apresentem custos financeiros exequíveis para viabilizar esta técnica para a efetiva restauração de áreas degradadas (Holl & Howarth 2000; Menz et al. 2013).

Para reduzir a competição entre GEI e as espécies nativas de interesse e obter melhores taxas de germinação e estabelecimento, restaurações realizadas a partir de

semeadura direta são precedidas de exaustivo preparo do solo a partir de diversas gradagens (Martins et al. 2015), o que contribui para o controle mecânico das espécies invasoras e descompactação do solo (Hobbs & Norton 1996; Andrade 2019; Sampaio et al. 2019). Entretanto, o revolvimento do solo pode aumentar a quantidade de novas plântulas, pois muitas espécies de GEI têm sementes que permanecem viáveis por um longo período (Ball 1992; Steckel et al. 2007; Cardina et al. 2012) e têm a capacidade de germinar a partir do banco de sementes do solo (Clements et al. 1996).

As diversas gradagens também impactam negativamente a matéria orgânica do solo (MOS) (Franzluebbbers et al. 1998; Machado & Silva 2001), definida como todo o material orgânico, vegetal ou animal, composto por 40 – 60% de Carbono (Nelson & Sommers 1996) e é uma importante indicadora da qualidade do solo (Reeves 1997). A MOS se relaciona tanto com propriedades físicas, como densidade, infiltração e aeração (Reeves 1997; Tobiašová 2011), quanto microbiológicas do solo (Viana et al. 2011). Estudos demonstram que a biomassa microbiana naturalmente é maior em áreas nativas do que em áreas de pecuária extensiva (Viana et al. 2011) e que sua proporção decai ainda mais quando o solo é exposto a revolvimento intenso (Balota et al. 1998; Le Guillou et al. 2018). Além disso, devido ao aumento contínuo de emissões de CO₂, que afeta diretamente o clima global, a emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE) causada pelo revolvimento intenso do solo (West & Marland 2002) também deve ser considerada.

Por outro lado, restaurar áreas a partir de plantio direto, método mecanizado amplamente utilizado na agricultura extensiva e que consiste na semeadura de espécies de interesse sobre pequenos sulcos abertos em meio à palhada remanescente de cultivos anteriores (Machado & Silva 2001), pode evitar a exposição do banco de sementes do solo, pois não há revolvimento de solo. O plantio direto também conserva propriedades pedológicas e elementos fundamentais ao estabelecimento de comunidades, além de a matéria orgânica proveniente da dessecação dos indivíduos presentes anteriormente contribuir para o aumento da matéria orgânica no solo e para o controle de erosões (Reeves, 1994). O plantio direto não só reduz a emissão de GEE, como aumenta a taxa de sequestro de carbono (West & Marland 2002) em até 12% (Ferreira et al. 2016) quando comparado aos métodos convencionais de plantio agrícola mecanizado. Por esse motivo, o plantio direto é uma das recomendações do Plano ABC – Agricultura de Baixa Emissão de Carbono, que visa reduzir as emissões de gases de efeito estufa no Brasil (Ministério da Agricultura 2011).

Considerando que restauração ecológica não trata apenas de recomposição vegetal, mas sim de recomposição de interações complexas (Perring et al. 2015), o plantio direto pode ser uma alternativa eficiente para a restauração de fitofisionomias savânicas, como o cerrado *sensu stricto*, visto que reduz a perda de solo, água e folhiço em até 30% (Machado & Silva 2001). Além disso, esse método permite o uso de grandes quantidades de sementes em um breve espaço de tempo, o que contribui para o sucesso da restauração de ambientes savânicos, visto que pode aumentar a cobertura do solo por espécies nativas (Pellizzaro et al. 2017). Assim, além de beneficiar a produtividade agrícola, este método têm se mostrado eficiente para a conversão de pastagens abandonadas em ambientes campestres sazonais na América do Norte (Schmid et al. 1998; Washburn & Barnes 2000; Barnes 2004) e em projetos de restauração ecológica de fitofisionomias tropicais na transição Amazônia-Cerrado (Guerin 2011). No Cerrado, embora muitas áreas estejam em processo de restauração a partir de diferentes métodos, ainda não há registros de projetos que utilizaram o plantio direto, escopo desse trabalho.

O estudo aqui apresentado está inserido em um projeto de restauração que desde 2012 visa desenvolver e aprimorar técnicas de restauração ecológica em áreas campestres e savânicas do Cerrado. Durante esse período têm sido testadas: a eficácia e aplicabilidade em larga escala de diferentes técnicas de restauração (Alves 2016; Ferreira & Vieira 2017; Silva & Vieira 2017; Cordeiro 2018); a eficiência de diferentes grupos funcionais e espécies nativas para o controle de gramíneas exóticas (Motta 2017; Pellizzaro et al. 2017); o efeito das características edáficas e o uso de possíveis espécies indicadoras do sucesso da restauração (Coutinho 2018) e, mais recentemente, o uso de herbicida para o controle de espécies exóticas (Andrade 2019).

O uso de grande número de sementes por esses trabalhos contribuiu ainda para o desenvolvimento e fortalecimento de cadeias produtivas de sementes nativas baseadas em comunidades locais, gerando renda para diversas famílias (Schmidt et al. 2019^b). Nesse contexto, próximo ao Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros – GO, polo central da maioria dos experimentos de restauração em larga escala com uso de semeadura direta no Cerrado, em 2017 foi fundada a associação Cerrado de Pé. Em parceria com a Rede de Sementes do Cerrado, essa associação tem aperfeiçoado técnicas de coleta, armazenamento e beneficiamento de sementes nativas, além de desenvolver parâmetros para mensurar a qualidade e pureza dos lotes comercializados (Schmidt et al. 2019^b). Atualmente, esse é o único fornecedor em larga escala de sementes de espécies

herbáceas e arbustivas de Cerrado e um dos poucos de espécies arbóreas e que forneceu a maior parte das sementes aqui utilizadas.

Conforme o regulamento do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, o artigo aqui apresentado foi submetido para publicação na revista *Restoration Ecology*, em inglês, e apresenta o detalhamento dos métodos, resultados e discussão. Ao final, será apresentada uma conclusão geral, que assim como essa introdução, fornecerá informações adicionais e peculiaridades específicas a esse estudo de caso.

Objetivos

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência do plantio direto de espécies nativas, associado à dessecação de GEI, como método de restauração ecológica de fitofisionomias savânicas do bioma Cerrado e, especificamente, avaliar a eficácia do plantio direto de espécies nativas de gramíneas, arbustos e árvores associado ao controle químico de GEI, tendo como principais indicadores a cobertura do solo, riqueza e diversidade vegetais, além de propriedades edáficas.

Hipótese

O controle químico mais intenso associado ao plantio direto de espécies nativas resultarão em maior percentual de cobertura vegetal por espécies nativas em comparação ao controle químico mais limitado e à não intervenção em áreas degradadas;

Direct seeding with no soil tillage and invasive grass chemical control as a restoration method for Cerrado

Ana Beatriz Peixoto dos Santos^{1,2}; Roberto Shojirou Ogata³; Alexandre Bonesso Sampaio⁴; José Felipe Ribeiro⁵ Isabel Belloni Schmidt¹.

¹ Universidade de Brasília; ² Corresponding author; ³Projeto Biomas; ⁴ ICMBio;

⁵ EMBRAPA

Artigo submetido para publicação na revista Restoration Ecology em fevereiro de 2019, conforme regras do PPGECL/UnB.

Introduction

Protecting natural areas is essential to conserve biodiversity and ecosystem services, however, active restoration initiatives are necessary in diverse localities (Holl & Aide 2011; Veldman et al. 2015). Due to habitat loss, the development of effective large-scale restoring techniques is imperative (Suding et al. 2015; Sampaio et al. 2019).

Grassland and savanna vegetation are characterized by a relatively-continuous herbaceous strata composed of graminoids, forbs, and shrubs, with varying density of woody individuals (Veldman et al. 2015). The majority of the diversity and ecosystem functions in these ecosystems is associated to the herbaceous strata, that is nonetheless often neglected in active restoration actions (Veldman et al. 2015). Different restoration strategies are in use in savannas, such as fire and herbicide management in North America (Ansley & Castellano 2006), direct seeding (Sampaio et al. 2019) and topsoil transfer (Ferreira & Vieira 2017; Pilon et al. 2018) in Brazilian savannas. In the Brazilian savanna (Cerrado), the most common methods are the planting of native arboreal seedlings (Parrotta & Knowles 2001; Rodrigues et al. 2011) and direct seeding of different plant growth-forms, which allows for relatively low-cost large-scale restoration (Campos Filho et al. 2013; Sampaio et al. 2019). Competition against invasive alien grasses (IAG) is one of the main bottlenecks for successful restoration of open ecosystems, where herbaceous native layer must be reestablished and tree native growth is slow (Bakker et al. 2003; Ansley & Castellano 2006; Silva et al. 2015; Sampaio et al. 2019; Schmidt et al. 2019¹).

Multiple soil plowing is commonly used in direct seeding-based restoration efforts to reduce IAG cover. Soil plowing also creates an aerated, clod-free surface that improve the germination and establishment of native seeded species (Wilson & Gerry 1995; Martins 2015; Sampaio et al. 2019). However, these soil disturbances expose the IAG soil seedbank, which for some species may remain viable in the soil for several years (Steckel et al. 2007; Ball 1992) and cause the rupture of rhizomes or stolons,

boosting IAG recruitment (Clements et al. 1996).

In this sense, mechanized no-tillage, a method widely applied in extensive agriculture, can avoid IAG seedbank exposure and natural regeneration from underground bud-banks. No-tillage consists in sowing the species of interest in small open sulci among the remaining straw from previous farming (Machado & Silva 2001).

Our main objective was to assess the efficacy of native species direct seeding with no soil tillage, associated with herbicide application, to restore IAG dominated savannas in Cerrado. Our hypothesis was that more intense herbicide application would result in larger reduction of IAG cover and that no-tilling would lead to a higher relative native cover than direct seeding performed after several soil plowings. To our knowledge, this is the first mechanized no-tillage experiment for restoration in Cerrado.

Methods

Study Area

We performed the experiments in three different areas, A1, A2 and A3, in Entre Rios Farm (15°56'8"S, 47°30'25"W) - Brazilian Federal District, at 1,060 m altitude. The areas were 30 to 200m apart from each other and cover a total of 2.6 ha. The climate is AW according to Köppen classification, characterized by a markedly rainy (October- March) and a dry season. Average annual precipitation is 1,350 mm and average temperature 21°C (INMET 2020).

The experimental areas were originally typical savannas, with tree density ranging from 836 to 1,396 individual/hectare (Felfili et al. 1994; Felfili & Fagg 2007)), converted to agriculture and seeded pasturelands. The main cultivated plants were: *Megathyrsus maximus* and *Urochloa* spp., both perennial, C4 and rhizomatous that commonly become invasive. The areas were abandoned for at least four years before the experiments. The soils are Cambisol (A1) and Latosol (A2 and A3), characterized by deep depth, medium texture, presence of gravel and silt.

Experimental Design

In each experimental area, we performed three treatments: Treatment 1 (T1): mowing + non-selective herbicide + native seeding; Treatment 2 (T2): mowing + non-selective herbicide + selective herbicide + native seeding; Control (T0): IAG invaded areas, unmanaged (Table 1). We used mechanized agricultural machinery for herbicide

application. We seeded 33 native species: 11 grasses, 22 woody species (two subshrubs, five shrubs and 15 trees), in an average density of 4,600 seeds/m² (Table 2). We choose the seeded species based on previous studies (Pellizzaro et al. 2017) and seed availability at the time of purchase (Table 2). Seeds were mainly collected at Cerrado remnants and purchased from “Associação Cerrado de Pé”, (Schmidt et al. 2019^b). We used the machine TATU Marchesan model PST3 to plant most dicot seeds, while two trees and all the monocotyledonous were seeded manually due to incompatibility of the machinery to small seeds and raw processed propagules available for purchase. The seeding of dicotyledonous and monocotyledonous occurred in December/2018 (early rainy season) and January/2019 (rainy season), respectively.

Table 1. Applied treatments for each of the three managed sections of the Entre Rios Farm – DF, Brazil. *: Roundup® ultra 500 g (N-(fosfonometil)glicina + ammonium salt) + Control DMP 30ml/100 Liters of water. N of dicot.m²: number of dicotyledonous seed seeded. **: Fusilade 250 ml (Fluazifope-P-Butílico)/100 Liters of water. N of monocot.m²: number of monocotyledonous seed seeded.

Area/ Treat	Size (ha)	Dry season		Wet season			Dry season
		Mowing (Aug 2018)	Non-selective herbicide* (volume) (Dec 2018)	N of dicot.m ² (Dec 2018)	Selective herbicide** (Liters) (Jan 2019)	N of monocot.m ² (Jan 2019)	Data collection (May 2019)
A1/T0	0.2	-	-	-	-	-	Yes
A1/T1	0.6	Yes	500 L	2,131	-	2.8	Yes
A1/T2	0.6	Yes	500 L	2,131	250	2.8	Yes
A2/T0	0.1	-	-	-	-	-	Yes
A2/T1	0.3	Yes	250 L	1,535	-	0.6	Yes
A2/T2	0.3	Yes	250 L	1,535	150	0.6	Yes
A3/T0	0.1	-	-	-	-	-	Yes
A3/T1	0.2	Yes	200 L	1,473	-	0.4	Yes
A3/T2	0.2	Yes	200 L	1,473	100	0.4	Yes

Table 2. Relative cover of species in different treatments (Control (T0): IAG invaded areas, unmanaged; Treatment 1 (T1): mowing + non-selective herbicide + native seed culture; Treatment 2 (T2): mowing + non-selective herbicide + selective herbicide + native seed culture on the experimental areas in Entre Rios Farm. Input method: method of introduction to the experimental area. MS: Manually sown. NTSD: No Tillage Seed Drill, Spontaneous: unsown. IAG: Invasive Alien Grass. Ruderal: spontaneous exotic species. N/m²: estimate of number of seeds seeded for m², calculated based on seed mass.

Origin	Functional group	Growth form	Family	Species	N/m ²	Relative cover (%)			Greenhouse germination (%)
						T0	T1	T2	
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Andropogon fastigiatus</i> Sw.	380.05 ²	-	0.0645	0.0196	19.66 ± 7.1 ¹

Origin	Functional group	Growth form	Family	Species	N/m ²	Relative cover (%)			Greenhouse germination (%)
						T0	T1	T2	
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Aristida flaccida</i> Trin. & Rupr.	36.57 ¹	-	-	-	24.29 ± 7.13 ¹
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Aristida gibbosa</i> (Nees.) Kunth	152.78 ²	-	-	-	8.5 ± 6.49
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Aristida riparia</i> Trin.	251.85 ²	-	-	-	28.5 ± 11.52 ¹
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Axonopus aureus</i> P.Beauv.	277.31 ²	-	-	-	0±0 ¹
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Hyparrhenia bracteata</i> (Humb. & Bonpl. Ex Wild) Stapf	471.23 ¹	-	-	-	8.62 ± 2.97 ¹
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees.) Conert	161.94 ²	-	-	-	16 ± 10.65 ¹
MS	Native	Herb	Eriocaulaceae	<i>Paepalanthus chiquitensis</i> Herzog.	398.14 ¹	-	-	-	62 ± 9.75 ¹
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Paspalum stellatum</i> Humb. & Bonpl. ex Flüggé	701.39 ¹	-	-	0.0010	7 ± 3.35 ¹
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	58.48 ²	-	-	-	14.2 ± 7.56 ¹
MS	Native	Herb	Poaceae	<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	242.13 ²	-	-	-	5 ± 5 ¹
MS	Native	Tree	Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i> Vogel.	0.08 ²	-	-	0.0002	32.5 ± 44.5 ²
MS	Native	Tree	Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.l.	0.33 ²	-	-	-	62.0 ± 38.0 ²
NTSD	Native	Shrub	Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	0.33 ²	-	-	0.0002	4 ²

Origin	Functional group	Growth form	Family	Species	N/m ²	Relative cover (%)			Greenhouse germination (%)
						T0	T1	T2	
NTSD	Native	Shrub	Asteraceae	<i>Vernonanthura polyanthes</i> (Sprengel) Vega & Dematteis	247.36 ¹	-	-	-	10-19 ³
NTSD	Native	Shrub	Bignoniaceae	<i>Fridericia platyphylla</i> (Cham.) L.G.Lohmann	0.10 ¹	-	-	-	-
NTSD	Native	Shrub	Fabaceae	<i>Mimosa clausenii</i> Benth.	432 ²	-	-	-	20-49 ³
NTSD	Native	Shrub	Fabaceae	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	0.01 ²	-	-	0.0012	20-49 ²
NTSD	Native	Subshrub	Asteraceae	<i>Lepidaploa aurea</i> (Mart. ex DC.) H.Rob.	620.83 ²	-	0.0015	0.0049	48.24 ± 10.14 ¹
NTSD	Native	Subshrub	Fabaceae	<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel + <i>S. macrocephala</i> M.B. Ferreira & Sousa Costa	70.51 ²	-	0.0057	0.0134	-
NTSD	Native	Tree	Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	0.08 ²	-	-	-	>80 ³
NTSD	Native	Tree	Annonaceae	<i>Annona crassiflora</i> Mart.	0.002 ²	-	-	-	26.0 ± 24.0 ²
NTSD	Native	Tree	Combretaceae	<i>Buchenavia tomentosa</i> Eichler.	0.39 ²	-	-	-	30 ²
NTSD	Native	Tree	Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	0.04 ³	-	-	-	<10 ³
NTSD	Native	Tree	Fabaceae	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	0.01 ²	-	-	-	<90 ³
NTSD	Native	Tree	Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	0.003 ²	-	-	-	47.5 ± 2.4 ²
NTSD	Native	Tree	Fabaceae	<i>Machaerium opacum</i> Vogel.	0.001 ²	-	-	-	3.6 ± 3.1 ²
NTSD	Native	Tree	Fabaceae	<i>Plathymania reticulata</i> Benth.	0.09 ²	-	-	-	15 ²

Origin	Functional group	Growth form	Family	Species	N/m ²	Relative cover (%)			Greenhouse germination (%)
						T0	T1	T2	
NTSD	Native	Tree	Fabaceae	<i>Tachigali aurea</i> Tul.	1.09 ³	-	-	-	<34 ³
NTSD	Native	Tree	Metteniusaceae	<i>Emmotum nitens</i> (Benth.) Miers	0.37 ⁴	-	-	-	<20 ³
NTSD	Native	Tree	Vochysiaceae	<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	0.02 ⁵	-	-	-	<60 ³
NTSD	Native	Tree	Vochysiaceae	<i>Qualea parviflora</i> Mart.	0.89 ⁵	-	-	-	<75 ³
NTSD	Native	Tree	Vochysiaceae	<i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl.	0.02 ¹	-	-	-	low rates ³
Spontaneous	IAG	Herb	Poaceae	<i>Andropogon gayanus</i> Kunth.	-	-	0.0027	0.0142	-
Spontaneous	IAG	Herb	Poaceae	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	-	-	0.0112	0.0010	-
Spontaneous	IAG	Herb	Poaceae	<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P.Beauv.	-	0.0770	-	-	-
Spontaneous	IAG	Herb	Poaceae	<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	-	0.0446	0.1303	0.3025	-
Spontaneous	IAG	Herb	Poaceae	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	-	0.2009	0.1179	0.1186	-
Spontaneous	IAG	Herb	Poaceae	<i>Urochloa</i> spp.	-	0.4702	0.2707	0.2211	-
Spontaneous	Native	Herb	Amaranthaceae	<i>Alternanthera ficoidea</i> (L.) Sm.	-	-	-	0.0074	-
Spontaneous	Native	Herb	Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> (L.) L.	-	-	0.0069	0.0360	-
Spontaneous	Native	Herb	Asteraceae	<i>Delilia biflora</i> (L.) Kuntze	-	0.0279	0.0193	0.0075	-
Spontaneous	Native	Herb	Asteraceae	<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC. ex DC.	-	0.0020	0.0027	0.0042	-
Spontaneous	Native	Herb	Asteraceae	<i>Erigeron canadensis</i> L.	-	-	-	0.0052	-
Spontaneous	Native	Herb	Cyperaceae	Cyperaceae spp.	-	-	-	0.0002	-
Spontaneous	Native	Herb	Convolvulaceae	<i>Distimake cissoides</i> Raf.	-	-	-	0.0005	-

Origin	Functional group	Growth form	Family	Species	N/m ²	Relative cover (%)			Greenhouse germination (%)
						T0	T1	T2	
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Aeschynomene denticulata</i> Rudd.	-	-	-	0.0007	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Aeschynomene indica</i> L.	-	-	-	0.0002	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Aeschynomene rudis</i> Benth.	-	-	0.0003	0.0017	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Calopogonium mucunoides</i> Desv.	-	-	0.0080	0.0060	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Centrosema brasilianum</i> (L.) Benth.	-	0.0028	0.0003	-	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Crotalaria incana</i> L.	-	-	0.0134	0.0132	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Fabaceae</i> sp.1	-	0.0567	-	0.0010	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Fabaceae</i> sp.3	-	-	-	0.0012	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Macroptilium lathyroides</i> (L.) Urb.	-	-	-	0.0015	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Senna obtusifolia</i> (L.) H.S.Irwin & Barneby	-	0.0032	0.0905	0.0002	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Zornia latifolia</i> Sm.	-	0.0000	-	0.0002	-
Spontaneous	Native	Herb	Fabaceae	<i>Mimosa</i> spp.	-	-	-	0.0003	-
Spontaneous	Native	Herb	Asteraceae	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	-	-	-	0.0012	-
Spontaneous	Native	Herb	Lamiaceae	<i>Cantinoa americana</i> (Aubl.) Harley & J.F.B. Pastore	-	0.0045	0.0189	0.0184	-
Spontaneous	Native	Herb	Lamiaceae	<i>Hyptis angulosa</i> Schott ex Benth.	-	-	-	0,0005	-
Spontaneous	Native	Herb	Malvaceae	<i>Gaya pilosa</i> K.Schum.	-	0.0004	0.0003	0.0044	-
Spontaneous	Native	Herb	Malvaceae	<i>Sida glaziovii</i> K. Schum.	-	0.0049	-	0.0013	-

Origin	Functional group	Growth form	Family	Species	N/m ²	Relative cover (%)			Greenhouse germination (%)
						T0	T1	T2	
Spontaneous	Native	Herb	Malvaceae	<i>Sida linifolia</i> Juss. ex Cav.	-	-	-	0.0002	-
Spontaneous	Native	Herb	Malvaceae	<i>Sida</i> spp.	-	-	0.0007	-	-
Spontaneous	Native	Herb	Poaceae	<i>Cenchrus echinatus</i> L.	-	0.0024	0.0020	0.0044	-
Spontaneous	Native	Herb	Poaceae	<i>Cenchrus polystachios</i> (L.) Morrone	-	-	0.0787	0.0313	-
Spontaneous	Native	Herb	Rubiaceae	<i>Mitracarpus baturitensis</i> (Willd.) Zizka	-	-	0.0010	-	-
Spontaneous	Native	Herb	Poaceae	<i>Paspalum</i> spp.	-	-	-	0.0010	-
Spontaneous	Native	Herb	Poaceae	<i>Poaceae</i> sp.1	-	-	-	0.0020	-
Spontaneous	Native	Herb	Rubiaceae	<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	-	-	0.0005	0.0116	-
Spontaneous	Native	Herb	Rubiaceae	<i>Richardia brasiliensis</i> Gomes	-	-	-	0.0020	-
Spontaneous	Native	Herb	Rubiaceae	<i>Spermacoce palustris</i> (Cham. & Schltdl.) Delprete	-	-	0.0007	0.0052	-
Spontaneous	Native	Herb	Rubiaceae	<i>Spermacoce verticillata</i> L.	-	0.0259	0.0432	0.0687	-
Spontaneous	Native	Shrub	Smilacaceae	<i>Smilax goyazana</i> A.DC.	-	-	-	0.0005	-
Spontaneous	Native	Subshrub	Asteraceae	<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	-	0.0041	0.0082	0.0012	-
Spontaneous	Native	Subshrub	Convolvulaceae	<i>Ipomoea grandifolia</i> (Dammer) O'Donell	-	0.0032	0.0122	0.0033	-
Spontaneous	Native	Subshrub	Euphorbiaceae	<i>Croton</i> spp.	-	-	0.0003	-	-
Spontaneous	Native	Subshrub	Fabaceae	Fabaceae sp.2	-	-	-	0.0002	-
Spontaneous	Native	Subshrub	Lamiaceae	<i>Hyptis pectinata</i> (L.) Poit.	-	-	0.0032	0.0005	-
Spontaneous	Native	Subshrub	Malvaceae	<i>Malvastrum americanum</i> (L.) Torr.	-	-	0.0003	0.0003	-

Origin	Functional group	Growth form	Family	Species	N/m ²	Relative cover (%)			Greenhouse germination (%)
						T0	T1	T2	
Spontaneous	Native	Subshrub	Malvaceae	<i>Sidastrum micranthum</i> (A.St.-Hil.) Fryxel	-	-	0.0075	-	-
Spontaneous	Native	Subshrub	Sapindaceae	<i>Serjania lethalis</i> A. St.-Hil.	-	-	0.0002	-	-
Spontaneous	Ruderal	Herb	Asteraceae	<i>Synedrellopsis grisebachii</i> Hieron. & Kuntze ex O.Hoffm	-	0.0093	-	0.0022	-
Spontaneous	Ruderal	Herb	Commelinaceae	<i>Commelina africana</i> L.	-	0.0170	-	-	-
Spontaneous	Ruderal	Herb	Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i> (L.) Benth.	-	0.0012	-	0.0020	-
Spontaneous	Ruderal	Herb	Malvaceae	<i>Sida rhombifolia</i> L.	-	-	0.0002	0.0131	-
Spontaneous	Ruderal	Herb	Poaceae	<i>Sorghum halepense</i> (L.) Pers.	-	-	0.0700	0.0124	-
Spontaneous	Ruderal	Subshrub	Amaranthaceae	<i>Amaranthus hybridus</i> L.	-	-	0.0010	-	-
Spontaneous	Ruderal	Subshrub	Amaranthaceae	<i>Amaranthus spinosus</i> L.	-	-	0.0005	0.0007	-
Spontaneous	Ruderal	Subshrub	Asteraceae	<i>Bidens pilosa</i> L.	-	0.0275	0.0049	0.0229	-
Spontaneous	Ruderal	Subshrub	Lamiaceae	<i>Leonotis nepetifolia</i> (L.) R.Br.	-	-	-	0.0002	-
Spontaneous	Ruderal	Subshrub	Lamiaceae	<i>Ocimum gratissimum</i> L.	-	-	-	0.0042	-
Spontaneous	Ruderal	Subshrub	Solanaceae	<i>Physalis angulata</i> L.	-	-	-	0.0003	-

Reference for seed mass: 1: own data; 2: Pellizzaro et al 2017; 3: Mori et al 2012; 4: Kuhlmann 2012; 5: Kutschenko 2009. Reference for greenhouse germination: 1: seller information; 2: Pellizzaro et al. 2017; 3: Silva Júnior 2012; Consolaro et al. 2019.

Vegetation Cover

By the end of the first rainy season (May 2019), we quantified soil cover, identifying and classifying plant functional groups: native, ruderals and IAG (Flora do Brasil 2020), by sampling 45 20m length lines (6 sampling lines in T1 and T2 and 3 sampling lines in T0 in each of the three experimental areas), using the line-point intercept method, with one point at each 10cm (Coulloudon et al. 1999; NAVFAC 2004). We recorded dead biomass as IAG Straw, Leaf Litter, and quantified Bare Soil, when there was no vegetation or necromass. The line-point intercept method is the official method indicated by the current legislation in Brazilian Federal District for assessing restoration success (Sousa & Vieira 2017).

To sample seeded woody species, we established a 20x0.5 m subplot along each of the 45 sampling lines, where we tagged, identified and measured the height of all woody plants (Pellizzaro et al. 2017).

Soil and Seedbank

To identify possible alteration in soil physical and chemical parameters, after seeding we collected a soil sample per treatment and area, composed of ten mixed soil subsamples, using a tubular auger of 10 cm diameter at the 0-5 cm layer.

To characterize the soil seedbank, we collected 10 soil samples from each unmanaged area with a tubular auger of 10 cm diameter at the 0-5 cm depth - as at this depth 70% of the seeds at the bank are found (Andrade et al. 2002). We disposed each sample on a tray, under natural light and irrigated with 5-10 ml.day⁻¹ for eight weeks. We recorded all seedling emergence and classified seedlings in dicotyledonous and monocotyledonous, since it was impossible to identify species. After eight weeks, we removed all seedlings, revolved the soil and repeated this procedure for eight more weeks.

Data Analyses

We applied Generalized Mixed-Effect Linear Models (glmer function on lme4 package for R) (Bates et al. 2015) to compare soil cover by plant functional groups across treatments. We counted the number of touches by line and category (native species, including seeded and spontaneous; ruderal defined as exotic spontaneous species and IAGs) and divided by the total number of touches per line, representing

relative density. We considered the treatments as a fixed factor and the area as the random factor. We evaluated the relationship between IAG and native species cover using Linear Models (lm function on CRAN package). We calculated native species richness and diversity using Shannon-Weaver index (H) for each area and treatment.

We performed a NMDS considering all species with touch number greater than 10 and treatments were grouped by color (Legendre & Legendre 1983) (metaMDS function on vegan package) (Oksanen et al. 2019). We compared the woody individual density across treatments using analysis of variance (aov function) and for the post-hoc pairwise comparisons we used Tukey Test at 0.95 significance. We performed all analyses in R v3.4.3 (R Foundation for Statistical Computing, Vienna, AT 2019).

Results

Vegetation Cover

Treatments 1 and 2 led to a significant reduction of the IAG cover ($55\pm 26\%$ and $59\pm 17\%$ IAG cover, respectively) when compared to the T0 ($84\pm 18\%$) (Figure 1). The experimental area also showed a significant effect, with Area 1 showing lower IAG cover compared to Areas 2 and 3 (Figure 1). In T1 and T2, IAGs reduction resulted in higher abundance of native species and T0 showed higher number of native species when IAG was greater (Figure 2). Both T1 and T2 increased the native species cover in comparison to the unmanaged areas ($38\pm 3\%$, $36\pm 17\%$ and $11\pm 12\%$ in T1, T2 and T0, respectively) (Figure 3).

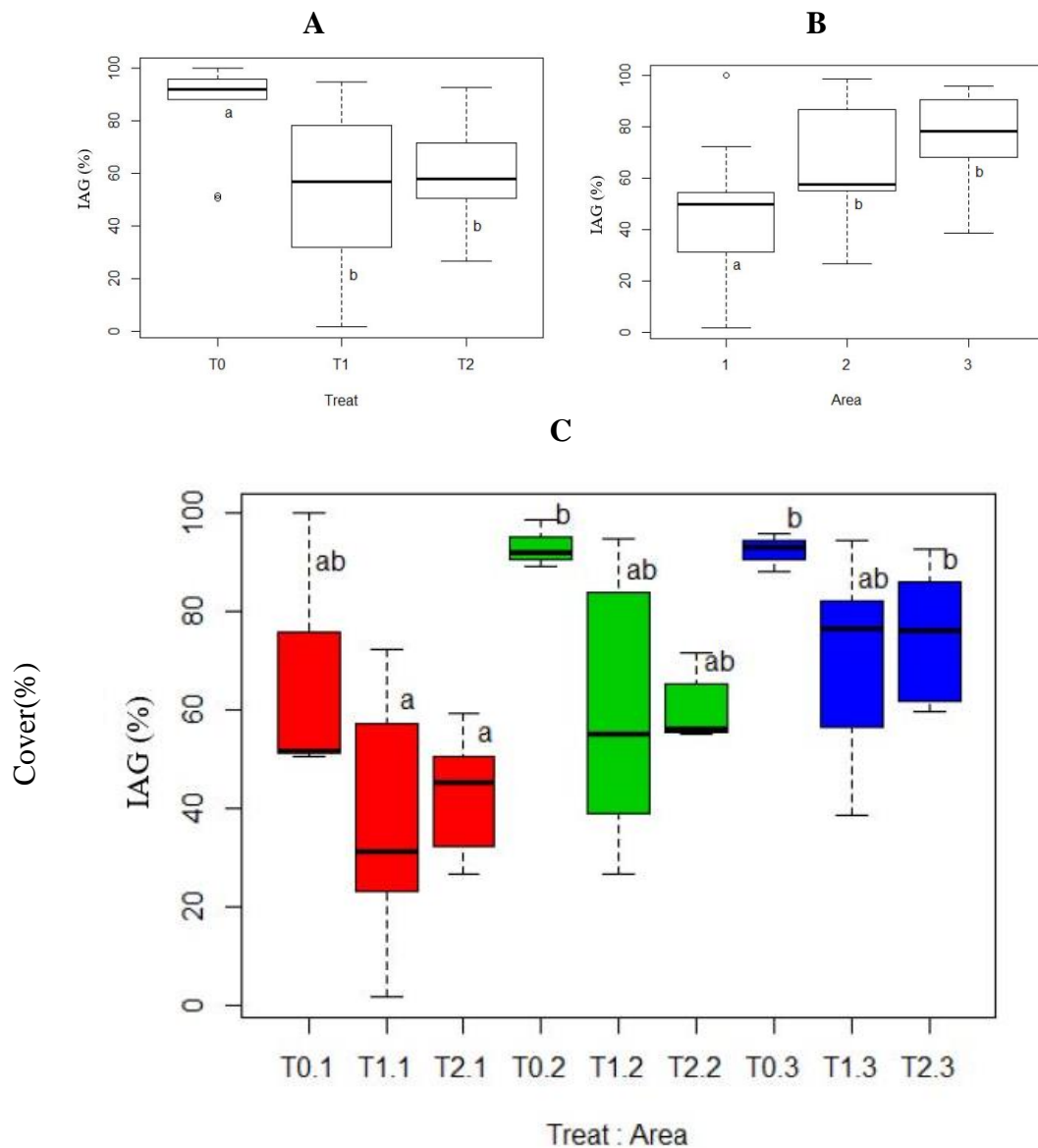


Figure 1. Invasive Alien Grasses (IAGs) relative soil cover percentages, according to the treatment used (A) T0: unmanaged areas; T1: mowing + one herbicide + seeding; T2 mowing + two herbicides + seeding. Areas 1, 2 and 3 (B) and a combination of both factors (C). Boxplots with mean (central bars), first and third quartiles (columns) and confidence interval of 1.5x. Different letters indicate significant difference between treatments and areas. N = 45 lines, with 20m and 201 sampling points each.

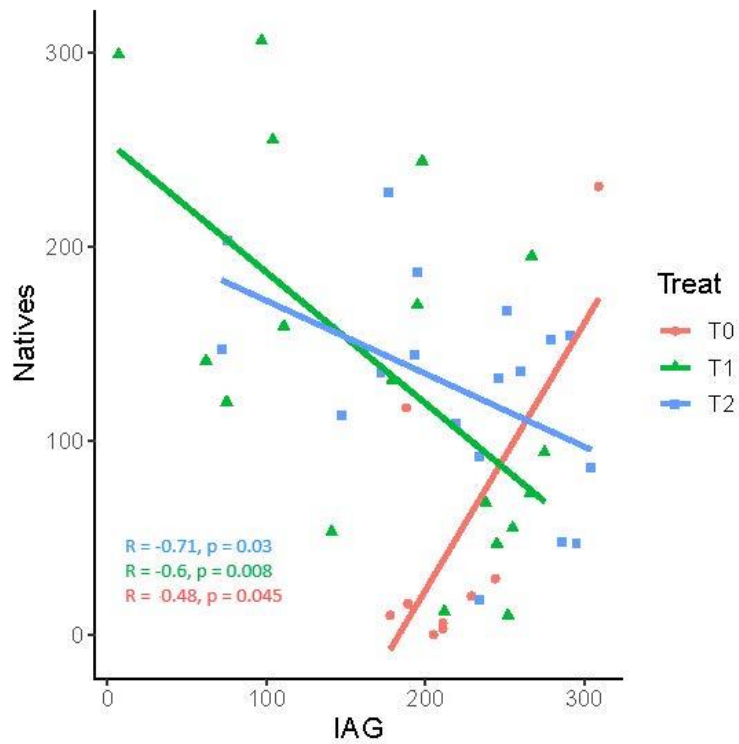
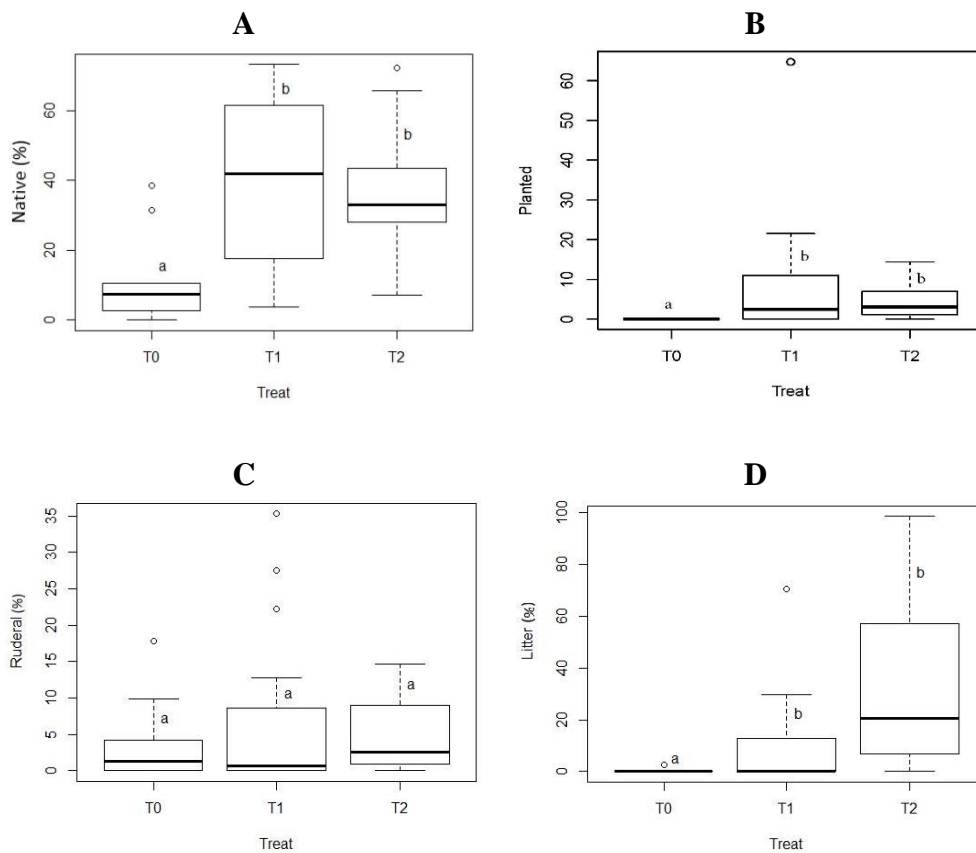


Figure 2. Relation between the abundance (number of touches per sampled line) of native species and IAGs. T0: unmanaged areas; T1: mowing + one herbicide + seeding; T2 mowing + two herbicides + seeding. 45 lines of 20 meters, distributed between T0, T1, and T2. R = correlation coefficient. N = 45 lines, with 20m and 201 sampling points each.



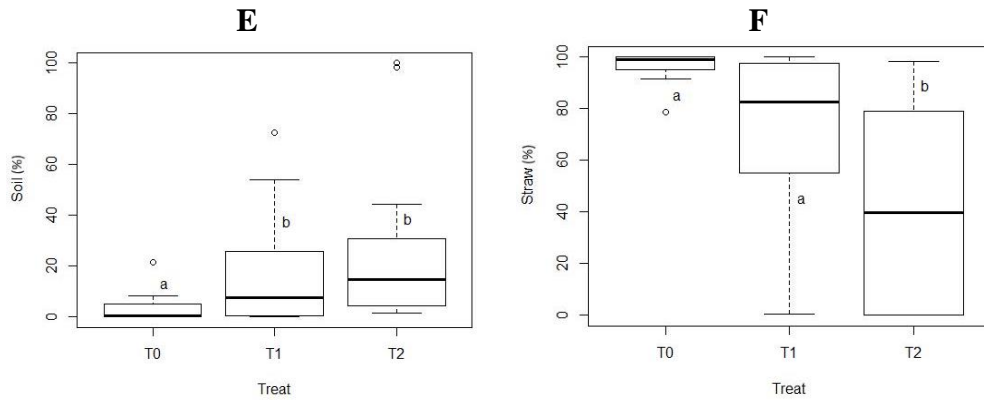


Figure 3. Relative soil cover percentages by: native species (A), seeded species (B), ruderal species (C), leaf litter (D), bare soil (E), Straw (F), according to the treatment used. T0: unmanaged areas; T1: mowing + one herbicide + seeding; T2 mowing + two herbicides + seeding. Boxplots with mean (central bars), first and third quartiles (columns) and confidence interval of 1.5x. Different letters indicate significant difference between treatments. N = 45 lines, with 20m and 201 sampling points each.

We found a higher species richness in T2 (62 species: 39 natives, 9 ruderals, 7 IAGs and 7 seeded, Shannon Index $H=2.62$), compared to T1 (38 species: 24 natives, five ruderals, six IAGs and three seeded, $H=2.60$) and T0 (22 species: 14 natives, four ruderals and five IAGs, $H=2.12$). Area 1 (A1) presented a higher species richness across all treatments (63 species: 38 natives, 10 ruderals, eight IAG and seven seeded), compared to A2 (41 species: 27 native, five ruderals, six IAG and three seeded) and A3 (24 species: 11 natives, five ruderals, five IAG and three seeded). Most native species cover were composed by spontaneous rather than seeded species (Table 2). The average maximum height of the vegetal cover was 98 ± 42 cm in T1, 81 ± 36 cm in T2 and 93 ± 35 cm in T0.

Straw cover was lower ($42\pm 36\%$) in T2, compared to T1 ($74\pm 28\%$) and T0 ($96\pm 7\%$). T2 had higher dicotyledon litter cover ($33\pm 30\%$) than T1 ($9\pm 17\%$) or T0 ($0.3\pm 0.8\%$). T1 and T2 increased bare soil compared to T0 (Figure 3). T0 were dominated by IAGs species, with *Urochloa decumbens*, present in all areas (Figure 4).

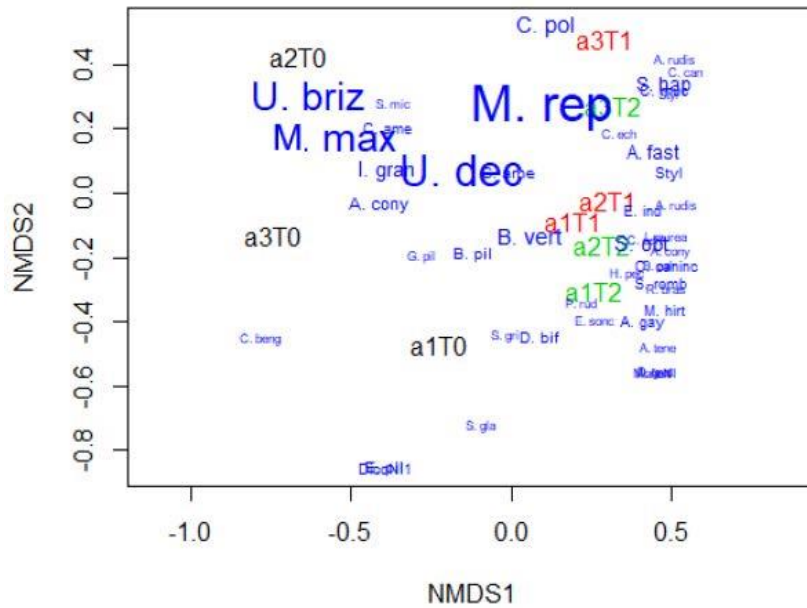


Figure 4. Distribution of species by treatment (T0: unmanaged areas, black; T1: mowing + one herbicide + seeding, red; T2 mowing + two herbicides + seeding, green), in three experimental areas. The size of the letters indicates species abundance. Stress = 0.08.

Woody Species Density and Richness

Six of the 20 woody species seeded established after the first rainy season (Table 3). Mean density of woody seeded seedlings was higher in T2 (1,222±188 individuals/hectare) compared to T1 (388±74) and T0 (0±0) ($p < 0.01$).

Table 3. Distribution of seeded woody seedlings. N = number of seedlings by treatment. H min-max = minimum and maximum height. Treatment 1 (T1): mowing + one herbicide + seeding. Treatment 2 (T2): mowing + two herbicides + seeding.

Treatment	Growth Form	Family	Specie	N	H (cm)
T1	Shrub	Fabaceae	<i>Mimosa clausenii</i>	2	4.5
T1	Shrub	Fabaceae	<i>Senna alata</i>	1	40
T1	Tree	Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i>	1	15
T1	Tree	Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i>	1	19
T1	Tree	Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i>	2	15
T2	Shrub	Fabaceae	<i>Mimosa clausenii</i>	2	7.5
T2	Shrub	Fabaceae	<i>Senna alata</i>	3	24±13.6
T2	Tree	Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i>	5	14±7
T2	Tree	Fabaceae	<i>Dipteryx alata</i>	9	15.2±4.4
T2	Tree	Sapindaceae	<i>Magonia pubescens</i>	3	12.2±5.9

Soil and Seedbank

Herbicide did not influence soil properties. However, Iron (Fe) concentration was higher in both T1 and T2 in area 1 (Table 4). The soil seedbank had higher seed density in A1 compared to the other areas (Figure 5). Seedling emergence happened until the 13th week, most of the monocotyledonous were IAG (87.1±8.5%) species and although it was impossible to identify dicotyledonous, they were mostly ruderal herbaceous species.

Table 4. Sampled soil analysis after management on the three areas of Entre Rios Farm (May/2019). Key: P: Phosphorus, Ca: Calcium, Mg: Magnesium, K: Potassium, Na: Sodium, Al: Aluminium, H + Al: active acidity, CEC: Cation Exchange Capacity, V: bases saturation, m: Aluminium saturation, OM: Organic matter, B: Boron, Cu: Copper, Fe: Iron, Mg: Magnesium, Zn: Zinc, S: Sulphur.

Parameter	Area 1			Area 2			Area 3		
	T0	T1	T2	T0	T1	T2	T0	T1	T2
Granulometry									
Clay (g/Kg)	57 5	500	62 5	60 0	67 5	67 5	42 5	50 0	42 5
Sand (g/Kg)	22 5	325	25 0	22 5	15 0	15 0	30 0	20 0	25 0
Silt (g/Kg)	20 0	175	12 5	17 5	17 5	17 5	27 5	30 0	32 5
Assortment complex									
pHH ₂ O	5.6	5.8	5.9	5.2	5.5	5.6	5.9	6.0	6.0
P (mg/dm ³)	6.8	7.1	6.3	4.6	4.6	4.8	4.6	4.9	5.4
Ca (cmolc/dm ³)	4.9	6.5	5.7	4.7	6.5	4.7	8.9	7.6	7.4
Mg (cmolc/dm ³)	4.4	4.6	3.7	3.2	3.1	2.5	4.7	5.0	4.9
K (cmolc/dm ³)	0.8 3	0.49	0.5 1	0.6 9	0.6 8	0.6 5	0.3 3	0.5 1	0.4 5
Na (cmolc/dm ³)	0.0 3	0.04	0.0 4	0.0 4	0.0 4	0.0 3	0.0 9	0.2 8	0.1 3
Al (cmolc/dm ³)	0.1	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
H + Al (cmolc/dm ³)	6.7	5.8	5.4	9.0	7.2	6.7	5.4	5.0	5.0
CEC (cmolc/dm ³)	16. 9	17.4	15. 4	17. 6	17. 5	14. 6	19. 4	18. 4	17. 9
V (%)	60	67	65	49	59	54	72	73	72
m (%)	1	0	2	0	0	0	0	0	0
OM (g/Kg)	49. 4	62.1	49. 4	47. 5	28. 3	48. 7	45. 4	59. 3	35. 4
Micronutrients									
B (mg/dm ³)	0.1 0	0.07	0.0 8	0.0 9	0.0 7	0.0 7	0.1 0	0.0 9	0.0 8
Cu (mg/dm ³)	1.6 0	2.20	1.9 0	1.6 0	1.8 0	1.6 0	1.2 0	1.4 0	1.4 0

Parameter	Area 1			Area 2			Area 3		
	T0	T1	T2	T0	T1	T2	T0	T1	T2
Fe (mg/dm ³)	48.	174.	93.	44.	54.	53.	33.	31.	30.
	0	4	2	8	6	0	8	8	4
Mn (mg/dm ³)	39.	23.8	20.	29.	23.	26.	67.	68.	75.
	4		3	4	5	4	0	6	2
Zn (mg/dm ³)	3.9	4.00	3.6	2.6	2.6	2.8	2.7	2.8	3.1
	0		0	0	0	0	0	0	0
S (mg/dm ³)	6.0	7.6	6.0	6.8	6.3	6.3	6.8	5.8	5.8

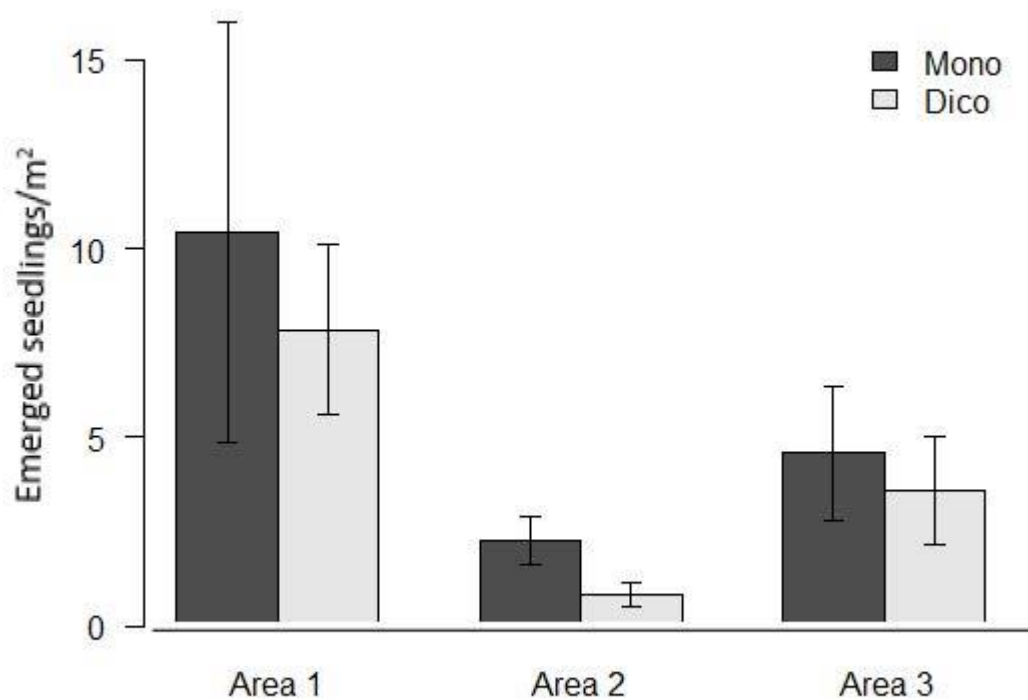


Figure 5. Number of emerged seedlings in unmanaged areas in Entre Rios Farm-DF, Brazil after eighteen weeks of germination monitoring. Mono: monocotyledonous seedlings. Dico: dicotyledonous seedlings. Bars with standard error.

Discussion

In this no-tillage native species experiment, we found lower native plant cover after the first rainy season in comparison to most of direct seeding experiments without chemical control in similar vegetation and climate – $25 \pm 10\%$ in Chapada dos Veadeiros National Park ($14^{\circ}07'03''S$, $47^{\circ}38'30''W$, 1,240m elevation), 58% in

Contagem Biological Reserve (15°38'07"S, 47° 52'05"W, 1,100m elevation) and 91% in the same Entre Rios Farm (15°57'31"S, 47°27'27"W, 1,060m elevation; Sampaio et al. 2019b). The native cover in this study was also lower than a direct seeding experiment associated with herbicide carried out at the Brasilia National Forest (15°38'35"S, 48°11'25"W, 1,120m elevation), where IAG cover was reduced up to 72% and native cover increased to more than 40% after the first rainy season (Andrade 2019). Our study period was marked by a delay in the rainy season, as well as dry spells (INMET 2020).

We found very low rates of woody seedlings emergence compared to other direct seeding studies in the same region (Pellizzaro et al. 2017; Silva & Vieira 2017; Sampaio et al. 2019). The incompatibility between native seeds and the available no-tillage agricultural machinery made the sowing difficult and may have reduced germination success. For example, most of the species established in this study have relatively large seeds. Small seeds commonly germinate better when disposed superficially on the soil (Barnes 2004), while the grooves made by the no-tillage machine were 3-5cm in depth, which might be too deep for their emergence. This aspect should be considered to select the species pool for further no-tillage restoration experiments. Even with such low recruitment rates, T2 resulted in higher density and richness of woody species seedlings than T1 and T0, indicating that higher levels of IAG control may favor native woody species, as described in other experiments (Silva et al. 2015; Silva & Vieira 2017).

The no-tillage method is commonly used in the conversion of abandoned pasture into Native Warm Season Grasses areas in mid-southern USA (Schmid et al. 1998; Washburn & Barnes 2000; Barnes 2004) and could be better adapted to the Brazilian savannas. For that, in addition to better species selection, we need to optimize the machinery and general equipment to allow for the sowing of seeds of diverse sizes and shapes, which was the greatest bottleneck of this experiment. Nevertheless, due to the open canopy and the slow growth of native trees (Vourlitis et al. 2001; Silva et al. 2015), the need for initial IAG control is also essential for restoration success (Coutinho et al. 2019; Schmidt et al. 2019¹).

Similar studies in temperate latitudes, as in the rangelands of the western US (Hendrickson & Lund 2010; Kyser et al. 2013), tallgrass prairies in central US (Washburn et al. 1999), as well as in tropical forests (Brancalion 2014) and Brazilian savanna (Andrade 2019), demonstrated that herbicide application is essential for IAG

control, contributing to significant increase in native species cover, seeded or spontaneous. In some cases, the recurrent application of herbicides for the first years after the planting is recommended (Bakker et al. 2003).

We found lower number of seeds in the soil seedbank compared to seedbank open Brazilian savanna undergoing recovery (39,000 seeds/m², with IAG majority; Machado et al. 2013), abandoned pastures in forest vegetation (229 dicots/m² and 1,560 seeds/m²; Chapla 2009; Maza-Villalobos et al. 2011), and glyphosate-resistance ruderal species in active pasture (800 seeds/m²; Monquero & Christoffoleti 2003). As our study area was explored for agriculture, the seedbank was mostly dominated by ruderal and small-sized native species, with no arboreal ones, that could emerge and colonize the area after the first intervention. This was also the reported by an experiment without chemical control inside the same farm, in which four non-seeded native species represented 65% of the vegetal cover after the second rainy season (Pellizzaro et al. 2017; Sampaio et al. 2019). We found a higher number of seeds in the seedbank, including dicots, as well as a higher species richness in Area 1, which might help to explain the lower IAG cover of this area.

Propagule arrival, especially of arboreal species, is limited in degraded savannas (Holl 1999), since savanna tree species produce relatively low quantities of viable seeds, with limited dispersal (Salazar et al. 2011). We recorded relatively high emergence of ruderal native species from the seedbank. However these tend to be short-lived species and unless IAG periodic control is performed, these herbaceous species will not avoid IAG recolonization (Coutinho et al. 2019).

As expected, chemical treatments did not affect soil properties, as the compounds are motionless on soil (Mamy & Barriuso 2005) and present half-life of around a month (Giesy et al. 2000; Toni et al. 2006) (Table 4). The higher Fe concentration found in area 1 is most likely related to pedological heterogeneity associated with the presence of a plinthic horizon (iron or manganese oxide) (Embrapa 2013), common in the region (Reatto et al 2004) and not related to the applied treatments.

The three areas showed higher fertility and pH values than conserved savannas in the region (Junior & Haridasan 2005; Vourlitis et al. 2013; Embrapa 2013). This is probably due to previous fertilization for agricultural use. These higher soil fertilities likely favored the colonization by IAG. High fertility harms the re-establishment of native cover, as it favors the better competitors (Huenneke et al. 1990;

Daehler 2003; Abraham et al. 2009; Lindsay & Cunningham 2011) while nutrient-poor soils favors high biodiversity in savannas and grasslands (Funk & Vitousek 2007; Abraham et al. 2009; Veldman et al. 2015), increasing carbon sequestration (Bustamante et al. 2012). Decreasing such artificially high soil fertility could contribute to ecological restoration of these areas.

Seed-based restoration methods in savanna vegetation are recent, especially in Brazil, where relatively large-scale experiments started in 2012 (Alves 2016; Sampaio et al. 2019). Therefore, species selection, seed processing, storing techniques, and seeding techniques are still under development. The control of IAG is a major step to increase restoration efficiency of grasslands and savannas in this region and the sequential use of herbicide seems to be needed. No-tillage can be advantageous for not disturbing the soil and not exposing IAG seedbanks. However, the low rates of establishment found in our experiment indicate that there are still plenty of practical challenges for large-scale implementation of this technique to restore Brazilian savannas. Specifically, we need to improve the adequacy of the no-tillage machinery to a pool of native species which seeds can pass through this machinery, germinate in the sowing conditions and compete with IAG.

Conclusão Geral

A avaliação inicial do primeiro plantio direto de sementes nativas, sem revolvimento de solo, associado ao uso de herbicida em fitofisionomias savânicas do Cerrado corroborou para que o uso de controle químico seja considerado em projetos de restauração. Nesse trabalho, o controle químico foi fundamental para combater gramíneas exóticas invasoras na fase inicial de estabelecimento das espécies nativas semeadas e espontâneas. A hipótese de que o controle químico mais intenso resultaria em maiores taxas de cobertura de solo por espécies nativas não foi corroborada, mas a aplicação de herbicida seletivo pós semeadura de dicotiledôneas contribuiu para o maior estabelecimento das espécies lenhosas semeadas.

O baixo estabelecimento de espécies nativas quando comparado à experimentos de semeadura direta com inúmeros revolvimentos de solo em áreas semelhantes também não corroborou nossa hipótese inicial. O baixo estabelecimento de espécies plantadas a partir do plantio direto pode estar relacionado à incompatibilidade do maquinário com o tamanho das sementes nativas. A principal dificuldade desse trabalho foi viabilizar o plantio da mistura de sementes nativas através da plantadeira direta (Foto 1 e Foto 2), que foi projetada para o plantio de sementes de tamanho padronizado e altamente beneficiadas, tais como as sementes agrícolas de milho e soja. Entretanto, a venda de sementes nativas, especialmente de espécies não-arbóreas é incipiente no Cerrado até o momento, com a primeira associação de coleta e comercialização criada nos últimos três anos e, portanto, ainda em estruturação. Dessa forma, as sementes disponíveis para aquisição à época desse trabalho eram majoritariamente pouco beneficiadas, especialmente as herbáceas (Foto 3).

A fim de viabilizar o plantio das gramíneas também pela plantadeira, desenvolvemos técnicas de beneficiamento (Foto 4) que aumentaram a taxa de pureza da maioria das espécies de gramíneas utilizadas. Porém, mesmo após nosso beneficiamento, não foi possível plantar a mistura de sementes de monocotiledôneas mecanicamente e o plantio dessas espécies foi feito a lanço, manualmente (Foto 5), o que não seria aplicável em larga escala. Embora o beneficiamento adicional não tenha viabilizado a mecanização do plantio das gramíneas através da plantadeira direta, a Associação Cerrado de Pé incorporou as técnicas de beneficiamento desenvolvidas no contexto desse experimento e a partir do ano de 2019 as sementes comercializadas já contaram com maiores taxas de pureza.

Outras possíveis explicações para o baixo estabelecimento das espécies semeadas nesse trabalho são a inconsistência do período chuvoso durante o qual o experimento foi implantado, o possível abafamento das sementes nativas pela palhada remanescente dos capins invasores previamente dessecados e a profundidade de semeadura do maquinário utilizado. Os veranicos, ou seja, períodos sem precipitação durante a estação chuvosa, podem ter causado a morte de plântulas recém-germinadas, que acabaram não sobrevivendo até o final da estação chuvosa, quando foi feita amostragem dos experimentos. A palhada resultante da morte das gramíneas invasoras que colonizavam a área previamente pode ter abafado as sementes e plântulas (Foto 6), que apresentam baixas taxas de crescimento e, portanto, demoram a ultrapassar a altura da palhada. A profundidade de 3-5cm com a qual as sementes foram dispostas no solo pode ter sido outro fator que reduziu a emergência das espécies que apresentam sementes menores e germinariam melhor se dispostas superficialmente. Para essa questão, é possível segregar as sementes de acordo com o tamanho e/ou peso e regular a máquina para as diferentes misturas, otimizando a germinação de diferentes grupos.

Diante do exposto, é importante aprofundar pesquisas que testem a viabilidade e estabelecimento em campo de outras espécies nativas de Cerrado, especialmente para as que compõem o estrato rasteiro, essenciais em fitofisionomias campestres e savânicas e até então pouco estudadas. A utilização de maior riqueza de espécies em projetos de restauração contribuirá também para o fortalecimento e criação de novos núcleos de coleta e distribuição de sementes, uma vez que mais espécies apresentarão potencial para geração de renda. Por sua vez, é essencial que coletores e distribuidores de sementes continuem melhorando o beneficiamento, o que facilitará a utilização de maquinários agrícolas já disponíveis em muitas propriedades. A melhora no beneficiamento também implicará no barateamento dos custos de transporte e armazenamento, essenciais em larga escala. De modo geral, o plantio direto para restauração de áreas campestres e savânicas do Cerrado ainda apresenta inúmeros desafios práticos para aplicação em larga escala. A escolha das espécies e melhoria das técnicas de beneficiamento das sementes ainda parecem ser os maiores desafios ao emprego desse método.



Foto 1. Plantadeira direta utilizada para sementeira da maioria das espécies dicotiledôneas na Fazenda Entre Rios –DF. A sementeira das espécies *D. alata* e *M. pubescens* foi realizada manualmente.



Foto 2. Mistura de sementes dicotiledôneas semeadas mecanicamente no implemento agrícola plantadeira direta na Fazenda Entre Rios – DF.



Foto 3. Sementes de capim nativo antes do processo de beneficiamento adicional.



Foto 4. Processo de beneficiamento adicional feito em todos os capins nativos adquiridos para esse experimento.



Foto 5. Plantio manual dos capins nativos, após beneficiamento adicional.



Foto 6. Emergência inicial de *Mimosa clausenii* em meio à palhada remanescente da dessecação das gramíneas exóticas invasoras nas áreas experimentais na Fazenda Entre Rios – DF.

Referências Bibliográfica

- Abraham JK, Corbin JD, D'Antonio CM (2009) California native and exotic perennial grasses differ in their response to soil nitrogen, exotic annual grass density, and order of emergence. *Herbaceous Plant Ecology: Recent Advances in Plant Ecology* 201:445–456
- Accatino F, Michele C, Vezzoli R, Donzelli D, Scholes RJ. (2010) Tree-grass co-existence in savanna: Interactions of rain and fire. *Journal of Theoretical Biology* 267:235–242
- Aires SS, Sato MN, Miranda HS (2014) Seed characterization and direct sowing of native grass species as a management tool. *Grass and Forage Science* 69:470–478
- Alves M (2016) Semeadura direta de ervas, arbustos e árvores para restauração do Cerrado. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília.
- Andrade AF (2019) Efeitos da aplicação de herbicida, manejo de solo e semeadura direta para a restauração de área savânica na Floresta Nacional de Brasília. Dissertação de Mestrado, Universidade de Brasília, Brasília
- Andrade LAZ, Felfili JM, Violatti L (2002) Fitossociologia de uma área de cerrado denso na RECOR-IBGE, Brasília-DF. *Acta Botanica Brasilica* 16:225-240
- Ansley RJ, Castellano MJ (2006) Strategies for savanna restoration in the southern Great Plains: Effects of fire and herbicides. *Restoration Ecology* 14:420–428
- Balota ELL, Colozzi-Filho A, Andrade DS, Hungria M (1998) Biomassa Microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* 22:641–649
- Bakker JD, Wilson S, Christian JM, Xingdong L, Ambrose L, Waddington J (2003) Contingency of grassland restoration on year, site, and competition from introduced grasses. *Ecological Applications* 13:137–153
- Ball AD (1992) Weed Seedbank Response to Tillage, Herbicides, and Crop Rotation Sequence. *Weed Science* 40:654–659
- Barbosa LM, Barbosa JM, Barbosa KC, Potomati A, Martins SE, Asperti M, Melo ACG, Carrasco PG, Castanheira SA, Piliackas JM, Contieri WA, Mattioli DS, Guedes DC, Santos Junior N, Silva PMS, Plaza AP (2003) Recuperação florestal com espécies nativas no estado de São Paulo: pesquisas apontam mudanças necessárias. *Florestar Estatístico* 6:28–34
- Barnes TG (2004) Strategies to Convert Exotic Grass Pastures to Tall Grass Prairie Communities. *Weed Technology* 18:1364–1370
- Bates D, Machler M, Bolker BM, Walker SC (2015) Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67:1-48
- Brancalion PHS (2014) Uso do herbicida glifosate no panorama de restauração florestal. Pages 1-16. Parecer Técnico-Científico. Laboratório de Silvicultura Tropical. Universidade de São Paulo.
- Brancalion PHS, Pinto SR, Pugliese L, Padovezi A, Rodrigues RR, Calmon M, Carrascosa H, Castro P, Mesquita B (2016) Governance innovations from a multi-stakeholder coalition to implement large-scale Forest Restoration in Brazil. *World Development Perspectives* 3:15–17
- Bustamante MMC, Nardoto GB, Pinto AS, Resende JCF, Takahashi FSC, Vieira LCG (2012) Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal of Biology* 72: 655-671
- Campos Filho EM, Da Costa JNMN, De Sousa OL, Junqueira RGP (2013) Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. *Journal of Sustainable*

- Forestry 32:702-727
- Cardina J, Herms CP, Doohan D (2012) Crop rotation and tillage system effects on weed seedbanks. *Weed Science* 50:448-460
- Cava MGB, Pilon NAL, Ribeiro MC, Durigan G (2018) Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *Journal of Applied Ecology* 55:1164-1172
- Chapla TE (2009) Recrutamento de componentes do banco de sementes do solo em pastagem abandonada na planície de inundação do alto rio Paraná, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Maringá
- Clements DR, Benott DL, Murphy SD, Swanton CJ (1996) Tillage effects on weed seed return and seed bank composition. *Weed Science* 44:314-322
- Coulloudon, B., Eshelman, K., Gianola, J., Habich, N., Hughes, L., & Pellant, M., Podborny, P., Rasmussen, A., Robles, B., Shaver, P., Spehar, J., Willoughby, J. (1999). *Sampling Vegetation Attributes: Interagency Technical Reference*. U.S. Department of the Interior, Bureau of Land Management - National Applied Resources Science Center, Denver, Colorado, USA
- Cole RJ, Holl KD, Keene CL, Zahawi RA (2011) Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *Forest Ecology and Management* 261:1590-1597
- Consolaro H, Alves M, Ferreira M (2019) Sementes, plântulas e restauração no sudeste goiano. *Catalão: Athalaia, Brasília, DF*
- Corbin JD, Holl KD (2012) Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management* 265:37-46
- Cordeiro AOO (2018) Controle de gramíneas exóticas na restauração ecológica de Cerrado sentido restrito e reintrodução de espécies nativas. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília
- Corrêa RS, Mélo Filho B, Pinheiro CQ, Santos PF (2015) Floristic woody composition of revegetated mining sites in the Brazilian Federal District. *Bioscience Journal* 31:908-922
- Coutinho AG (2018) Construção de comunidades vegetais em restauração ativa de savana. Construção de comunidades vegetais em restauração ativa de savana. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília
- Coutinho AG et al. (2019) Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. *Applied Vegetation Science* 22:61-70
- D'Antonio CM, Vitousek PM (1992) Biological Invasions by Exotic Grasses, the Grass/Fire Cycle, and Global Change. *Annual Review of Ecology and Systematics* 23:63-87
- Daehler CC (2003) Performance comparisons of co-occurring native and alien invasive plants: Implications for conservation and restoration. *Annual Review of Ecology and Systematics* 34:183-211
- Donath TW, Bissels S, Holzel N, Otte A (2007) Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice - Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation* 138:224-234
- Ewel JJ, Putz FE (2004) A place for alien species in ecosystem restoration. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:354-360
- Felfili JM, Filgueiras TS, Haridasan M, Silva Júnior MC, Mendonça R, Rezende AV (1994) Projeto biogeografia do bioma cerrado: Vegetação e solos. *Caderno de Geociências do IBGE* 12: 75-166.
- Felfili JM, Fagg CW (2007) Floristic composition, diversity and structure of the "cerrado" sensu stricto on rocky soils in northern Goiás and southern Tocantins, Brazil. *Brazilian Journal of Botany* 30:375-385

- Ferreira MC, Walter BMT, Vieira DLM (2015) Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: Propagation of herbs, shrubs, and trees. *Restoration Ecology* 23:723–728
- Ferreira EAB, Bustamante MMC, Resck DVS, Figueiredo CC, Pinto AS, Malaquias JV (2016) Carbon stocks in compartments of soil organic matter 31 years after substitution of native cerrado vegetation by agroecosystems. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 40:1–15
- Ferreira MC, Vieira DLM (2017) Topsoil for restoration: Resprouting of root fragments and germination of pioneers trigger tropical dry forest regeneration. *Ecological Engineering* 103:1–12
- Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Accessed in Set, 10 2019.
- Franzluebbers, A. J, Langdale G. W. and Schomberg HH (1998) Soil Carbon, Nitrogen, and Aggregation in Response to Type and Frequency of Tillage. *Soil Science Society of America Journal* 63:349–355
- Funk JL, Vitousek PM (2007) Resource-use efficiency and plant invasion in low-resource systems. *Nature* 446:1079–1081
- Giesy JP, Dobson S, Solomon KR (2000) Ecotoxicological risk assessment for Roundup® herbicide. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 167:35-120
- Hendrickson JR, Lund C (2010) Plant community and target species affect responses to restoration strategies. *Rangeland Ecology and Management* 63:435-442
- Higgins SI, Bond WJ, Trollope WSW (2000) Fire, resprouting and variability: A recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology* 88:213–229
- Hobbs RJ, Norton DA (1996) Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4:93–110
- Hoffmann WA, Franco AC (2003) Comparative growth analysis of tropical forest and savanna woody plants using phylogenetically independent contrasts. *Journal of Ecology* 91:475–484
- Holl KD (1999) Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: Seed rain, seed germination, microclimate, and soil. *Biotropica* 31:229-242
- Holl KD, Aide TM (2011) When and where to actively restore ecosystems? *Forest Ecology and Management* 261:1558–1563
- Hooper DU, Chapin III FS, Ewel JJ (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75:3–35
- Huenneke LF et al. (1990) Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology* 71:478-491
- Hulvey KB, Zavaleta ES (2016) Abundance declines of a native forb have nonlinear impacts on grassland invasion resistance. *Ecology* 93: 378-388
- INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. Consulta Dados da Estação Automática: Paranoá (COOPA) (DF). <http://www.inmet.gov.br/sonabra/pg_dspDadosCodigo_sim.php?QTA0Nw==> Acesso em: December, 19 2020.
- Junior BHM, Haridasan M (2005) Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado sensu stricto em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 19:913–926
- Kanowski J, Catterall C, Wardell-Johnson G, Proctor H, Resi T (2003) Development of forest structure on cleared rainforest land in eastern Australia under different styles of reforestation. *Forest Ecology and Management* 183:265–280
- Kuhlmann, M (2012) Frutos E Sementes Do Cerrado Atrativos Para a Fauna: Guia de

- Campo. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília-DF
- Kyser GB et al. (2013) Herbicide-assisted restoration of great basin sagebrush steppe infested with medusahead and downy brome. *Rangeland Ecology and Management* 66:588-596
- Legendre L, Legendre P (1983) *Numerical ecology. Developments in environmental modelling*, 3. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands
- Le Guillou C, Prévost-Bouré C, Karimi B, Akkal-Corfini N, Dequiedt S, Nowak V, Terrar S, Menasseri-Aubry S, Viaud V, Maron PA, Ranjard L (2018) Tillage intensity and pasture in rotation effectively shape soil microbial communities at a landscape scale. *Microbiology Open* 1–12
- Le Stradic S, Buisson E, Fernandes GW (2014) Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. *Applied Vegetation Science* 17:482–492
- Lindsay EA, Cunningham SA (2011) Native Grass Establishment in Grassy Woodlands with Nutrient Enriched Soil and Exotic Grass Invasion. *Restoration Ecology* 19:131-140
- Machado PLO d. A, Silva CA (2001) Soil management under no-tillage systems in the tropics with special reference to Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 61:119–130
- Machado VM et al. (2013) Avaliação do banco de sementes de uma área em processo de recuperação em cerrado campestre. *Planta Daninha* 31:303–312
- Marcuzzo SB et al. (2013) Comparação da eficácia de técnicas de nucleação para restauração de área degradada no sul do Brasil. *Floresta* 43:39–48
- Martins V (2015) *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*. 2ª Edição. Viçosa, MG
- Mamy L, Barriuso E (2005) Glyphosate adsorption in soils compared to herbicides replaced with the introduction of glyphosate resistant crops. *Chemosphere*
- Maza-Villalobos S, Lemus-Herrera C, Martínez-Ramos M (2011) Successional trends in soil seed banks of abandoned pastures of a Neotropical dry region. *Journal of Tropical Ecology* 27:35–49
- Mendonça RC, Felfili JM, Walter BMT, Silva Júnior MC, Rezende AV, Filgueiras TS, Nogueira PE (2008) Flora vascular do cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds) *Cerrado, ecologia e flora*. EMBRAPA-CPAC, Brasília, pp 29–47
- Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) (2011) *Plano Setorial de Mitigação e Adaptação às Mudanças Climáticas para Consolidação da Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura – PLANO ABC*. Governo Federal, Brasil.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2017) *Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa*. Governo Federal, Brasil.
- Ministério do Meio Ambiente (MMA) (2015) *Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado*. Governo Federal, Brasil.
- Monquero PA, Christoffoleti PJ (2003) Dinâmica do banco de sementes em áreas com aplicação frequente do herbicida glyphosate. *Planta Daninha* 21:63–69
- Mori ES, Piña-Rodrigues FCM, Freitas NP (2012) *Sementes Florestais: Guia Para Germinação de 100 Espécies Nativas*. edited by R. B. Martins. São Paulo, SP: Instituto Refloresta
- Motta CP (2017) *Dinâmica populacional de uma gramínea invasora e um arbusto nativo: Implicações para a restauração ecológica no Cerrado*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília
- Munhoz CBR, Felfili JM (2006) Floristics of the herbaceous and subshrub layer of a moist grassland in the Cerrado Biosphere Reserve (Alto Paraíso de Goiás), Brasil. *Edinb J Bot* 63:343–354

- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier G, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858
- NAVFAC (2004) Guidance for habitat restoration monitoring: Framework for monitoring plan development and implementation. Engineering Service Center. Port Hueneme, California
- Nelson DW, Sommers LE (1996) Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter. *Chemical Methods* 961–1010
- Oliveira AJF (2013) Recuperação de uma área degradada do Cerrado através de modelos de nucleação, galharias e transposição de banco de sementes. Tese de Doutorado em Ciências Florestais. Universidade de Brasília, Brasília.
- Oksanen J, Blanchet F G, Kindt R, Legendre P, O'Hara R B, Simpson G L, Solymos P, Stevens M H H, Wagner H (2019) *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.5-2. Cran R
- 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? *Applied Vegetation Science* 18:561–568
- Parrotta JA, Knowles OH (2001) Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering* 17:219–239
- Pellizzaro KF, Cordeiro AOO, Alves M, Motta CP, Rezende GM, Silva RRP, Ribeiro JF, Sampaio AB, Vieira DLM, Schmidt IB (2017) “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Revista Brasileira de Botânica* 40:681–693
- Perring MP, Standish RJ, Price JN, Craig MD, Erickson TE, Ruthrof KX, Whiteley AS, Valentine LE, Hobbs RJ (2015) Advances in restoration ecology: Rising to the challenges of the coming decades. *Ecosphere* 6:1-25
- Pilon NAL, Buisson E, Durigan G (2018) Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology* 26:73–81
- Reatto A, Martins ES, Farias MR, Silva AV, Carvalho JROA (2004) Mapa Pedológico digital SIG atualizado do Distrito Federal, escala 1:100.000 e uma Síntese do Texto Explicativo. 120:1-3. Embrapa Cerrados, Planaltina-DF.
- Reeves DW (1997) The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research* 43:131–167
- Richardson DM, Pysek P, Rejmanek M, Barbour M, Panetta FD, West CJ (2000) Naturalization and Invasion of Alien Plants : Concepts and Definitions. *Biodiversity Research* 6:93–107
- 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. *Biological Conservation* 142:1242–1251
- Rodrigues RR, Gandolfi S, Nave AG, Aronson J, Barreto TE, Vidal CY, Brancalion PHS (2011) Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. *Forest Ecology and Management* 261:1605–1613
- Salazar A, Goldstein G, Franco AC, Miralles-Wihelm (2011) Timing of seed dispersal and dormancy, rather than persistent soil seed-banks, control seedling recruitment of woody plants in Neotropical savannas. *Seed Science Research* 21:103–116
- Sano EE, Rosa R, Brito JLS, Ferreira LG (2007) Mapeamento de cobertura vegetal do bioma Cerrado: estratégias e resultados. Embrapa Cerrados, Planaltina-DF
- Sampaio AB, Vieira DLM, Cordeiro AOO, Aquino FG, Sousa SP, Albuquerque LB, Schmidt IB, Ribeiro JF, Pellizzaro KF, Sousa FS, Moreira AG, Santo ABP, Rezende GM, Silva RRP, Alves M, Motta CP, Oliveira MC, Cortes CA, Ogata R (2015) *Guia de restauração do Cerrado Volume 1 - semeadura direta*. Embrapa Cerrados, Brasília.

- Sampaio AB, Vieira DML, Holl KD, Pellizzaro KF, Alves M, Coutinho AG, Cordeiro A, Ribeiro JF, Schmidt IB (2019) Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. *Ecological Engineering* 138:148–154
- Santos HG, Jacomine PKT, Anjos LHC, Oliveira VA, Lumbrreras JF, Coelho MR, Almeida JÁ, Araujo Filho JC, Oliveira JB, Cunha TJJ (2018) Sistema brasileiro de classificação de solos. Embrapa, Brasília.
- Schirmer J, Field J (2000) The Cost of Revegetation Final Report. ANU Forestry Australia.
- Schmid R, Packard S, Mutel CF (1998) The Tallgrass Restoration Handbook: For Prairies, Savannas, and Woodlands. Island Press. Washington DC
- Schmidt IB, Ferreira MF, Sampaio AB, Walter BMT, Vieira DLM, Holl KD (2019^a) Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. *Restoration Ecology* 27:942–948
- Schmidt IB, Urzedo DI, Pina-Rodrigues FCM, Vieira DLM, Sampaio AB, Junqueira RGP (2019^b) Community-based native seed production for restoration in Brazil – the role of science and policy. *Plant Biology* 3:389-397
- Scholes RJ, Archer SR (1997) Tree-grass interactions in Savannas. *Annual Review of Ecology and Systematics*
- Silva MRO (2016) Análise financeira da sementeira e do plantio de mudas arbóreas na restauração ecológica no Cerrado. Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais. Universidade de Brasília, Brasília
- Silva RRP, Oliveira DN, Rocha GPE, Vieira DLM (2015) Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology* 23:393–401
- Silva RRP, Vieira DLM (2017) Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. *Applied Vegetation Science* 20:410–421
- Soares-filho B, Rajão R, Macedo MN, Carneiro A (2014) Cracking Brazil ' s Forest Code Supplemental. *Science* 344:363–364
- Sousa AP, Vieira DLM (2017) Protocolo de Monitoramento da Recomposição da Vegetação Nativa no Distrito Federal. World Wildlife Fund, Brasília
- Steckel LE et al. (2007) Tillage, Cropping System, and Soil Depth Effects on Common Waterhemp (*Amaranthus rudis*) Seed-Bank Persistence. *Weed Science* 55:235–239
- Suding K, Higgs E, Palmer M, Callicott, JB, Anderson CB, Baker M, Gutrich JJ, Hondula KL, LaFevor MC, Larson BMH, Randall A, Ruhl JB, Schwartz KZS (2015) Committing to ecological restoration. *Science* 348:638–640
- Tobiašová E (2011) The effect of organic matter on the structure of soils of different land uses. *Soil and Tillage Research* 114:183–192
- Toni LRM, De Santana H, Zaia DAM (2006) Adsorção de glifosato sobre solos e minerais. *Quimica Nova* 29:829-833
- Tozer MG, Mackenzie BDE, Simpson, CC 2012. An application of plant functional types for predicting restoration outcomes. *Restoration Ecology* 20: 730–739
- Viana LT, Bustamante, MMC, Molina M, Pinto AS, Kisselle K, Zepp R, Burke RA (2011) Microbial communities in cerrado soils under native vegetation subjected to prescribed fire and under pasture. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 46:1665–1672
- Veldman JW, Buisson E, Durigan G, Fernandes W, Le Stradic S, Mahy G, Negreiros D, Overbeck GE, Veldman RG, Zaloumis NP, Putz FE, Bond WJ (2015) Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment* 13:154–162
- Veldman JW, Overbeck GE, Negreiros D, Mahy G, Le Stradic G, Fernandes W, Durigan G, Buisson E, Putz FE, Bond WJ (2015) Where Tree Planting and Forest Expansion

- are Bad for Biodiversity and Ecosystem Services. *BioScience* 65:1011–1018
- Vourlitis GL et al. (2001) Seasonal variations in the net ecosystem CO₂ exchange of a mature Amazonian transitional tropical forest (cerradão). *Functional Ecology*
- Vourlitis GL, Priante Filho N, Hayashi MMS, Nogueira JS, Caseiro FT, Campelo Jr H (2013) Variations in stand structure and diversity along a soil fertility gradient in a Brazilian Savanna (Cerrado) in southern Mato Grosso. *Soil Science Society of America Journal* 77:1370–1379
- West TO, Marland G (2002) A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: Comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91:217–232
- Washburn BE, Barnes TG (2000) Native warm-season grass and forb establishment using imazapic and 2, 4-D. *Native Plants Journal* 1:61–69
- Washburn BE, Barnes TG, Sole JD (1999) No-till establishment of native warm-season grasses in tall fescue fields. *Ecological Restoration* 17:144–149
- Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience* 48:607–615
- Wilson SD, Gerry AK (1995) Strategies for Mixed-Grass Prairie Restoration: Herbicide, Tilling, and Nitrogen Manipulation. *Restoration Ecology* 3:290-298
- Zimmermann J, Higgins S, Grimm V, Hoffmann J, Linstadter A (2010) Grass mortality in semi-arid savanna: The role of fire, competition and self-shading. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 12:1–8