



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE CERRADO *SENSU STRICTO*: COMPARAÇÃO
DE DIFERENTES TÉCNICAS E SUA RELAÇÃO COM A ÁGUA NO SOLO**

Aluno: Lucas Sanglade

SÃO CARLOS

2023

LUCAS SANGLADE

**RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA DE CERRADO *SENSU STRICTO*: COMPARAÇÃO
DE DIFERENTES TÉCNICAS E SUA RELAÇÃO COM A ÁGUA NO SOLO**

Tese apresentada ao Centro de Ciências Biológicas e da Saúde (CCBS) da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências (área de concentração em Ecologia e Recursos Naturais) junto ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN).

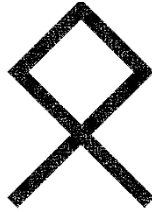
Linha de pesquisa: Aplicações ecológicas

Orientadora: Prof.^a Dra. Dalva Maria da Silva Matos

Coorientadora: Prof.^a Dra. Raquel Stucchi Boschi

SÃO CARLOS

2023



*À minha filha Aurora Danieli Sanglade,
e à minha esposa Ana Luiza Danieli.*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao povo brasileiro, mais uma vez, pelo financiamento dos meus estudos e viabilização da ampliação de meu conhecimento e formação profissional.

À minha filha Aurora Danieli Sanglade e à minha esposa Ana Luiza Danieli, cujo amor e carinho me guiaram mesmo nas situações de dificuldade, pela tolerância nos momentos de ausência e pelo apoio constante para galgar mais esta conquista.

À Prof.^a Dra. Dalva Maria da Silva Matos, pelo aceite em me orientar como aluno de doutorado, pela confiança depositada, pelo conhecimento científico e aconselhamentos pessoais compartilhados em nosso convívio acadêmico.

À Prof.^a Dra. Raquel Stucchi Boschi, pela confiança, parceria, paciência e pelos ensinamentos profissionais e pessoais, compartilhados desde que nos conhecemos e pela amizade ao longo destes anos.

À Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), por ter me aceitado como aluno de pós-graduação mais uma vez.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais (PPGERN-UFSCar) pelo aceite em me receber como aluno de pós-graduação e por todo o auxílio.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de minha bolsa de estudos, fundamental para o sustento de minha família, e pelo recurso PROAP-CAPES recebido para publicação de artigo científico.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), pelo custeio de minha pesquisa através do projeto intitulado “*Perda de biodiversidade em Unidades de Conservação paulistas e práticas para restauração ecológica*” (processo FAPESP 2019/19293-4).

Ao biólogo Lincoln Vituri, (téc.TT-III do processo FAPESP 2019/19293-4) pelo auxílio na coleta de dados em campo, pela produção das espécies de cerrado *sensu stricto* utilizadas no experimento, pela amizade e por todo o auxílio prestado ao longo de minha pesquisa.

À técnica agropecuária da Secretaria Geral de Gestão Ambiental e Sustentabilidade Gabriela Strozzi, pelo auxílio prestado ao longo de minha pesquisa.

Ao técnico de laboratório do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais Luiz Aparecido Joaquim, pelo auxílio na coleta de dados em campo, pela amizade e por todo o auxílio prestado ao longo de minha pesquisa.

Ao gestor da Estação Experimental de São Simão (EExSS), Maicon Porto por toda a dedicação, comprometimento, solicitude e esforço na viabilização de meu experimento.

Ao pesquisador do Instituto de Pesquisas Ambientais (IPA) Paulo Henrique Peira Ruffino por toda a dedicação, solicitude e esforço na viabilização de meu experimento.

Aos funcionários da EExSS Luiz Carlos Garcia, João Carlos Garcia e Pedro Bispo dos Santos, por toda a dedicação, comprometimento e esforço na viabilização e manutenção de meu experimento, mesmo em condições extremas e demais dificuldades.

À Bulma, pelo amor incondicional e pela companhia.

ÍNDICE

Lista de Figuras	1
Lista de Tabelas.....	4
RESUMO GERAL	1
GENERAL ABSTRACT	2
INTRODUÇÃO GERAL	3
OBJETIVO DA PESQUISA	10
JUSTIFICATIVA DA PESQUISA	10
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	11
CAPÍTULO 1 - Comparação de diferentes técnicas para restauração ecológica de cerrado <i>sensu stricto</i> e sua influência sobre a condutividade hidráulica do solo	19
RESUMO	20
ABSTRACT	21
1. INTRODUÇÃO	22
2. MATERIAL E MÉTODOS	26
2.1. Área de estudo.....	26
2.2. Delineamento experimental.....	29
2.3. Técnicas de restauração ecológica	31
2.3.1. Controle (Cr)	31
2.3.2. Fogo + regeneração natural assistida (An).....	31
2.3.3. Fogo + plantio heterogêneo de mudas (Sp).....	32
2.3.4. Fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação (Sf)	34
2.4. Monitoramento bimestral	35
2.5. Avaliação química e física do solo.....	37
2.6. Avaliação da condutividade hidráulica do solo.....	38
2.7. Análise de dados.....	38
2.8. Custos de implantação e manutenção.....	39
3. RESULTADOS.....	39
3.1. Monitoramento bimestral	39

3.2.	Avaliação dos atributos químicos e físicos do solo.....	47
3.3.	Avaliação da condutividade hidráulica do solo.....	54
3.4.	Custos de implantação e manutenção.....	55
4.	DISCUSSÃO.....	57
5.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66
CAPÍTULO 2 - Mudanças no banco de sementes do solo sob diferentes técnicas de restauração ecológica de cerrado <i>sensu stricto</i>		78
RESUMO		79
ABSTRACT.....		80
1.	INTRODUÇÃO	81
2.	MATERIAL E MÉTODOS	84
2.1.	Área de estudo.....	84
2.2.	Delineamento experimental.....	84
2.3.	Amostragem do banco de sementes do solo.....	85
2.4.	Análise de dados.....	86
3.	RESULTADOS.....	87
4.	DISCUSSÃO.....	93
5.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	100
CONCLUSÃO GERAL		110
ANEXOS.....		111

Lista de Figuras

- Figura 1.** Localização do Estado de São Paulo no Brasil (a); localização do município de São Simão no Estado de São Paulo (b); hipsometria e localização da Estação Experimental de São Simão no município de São Simão, SP (c); e hipsometria e localização da área experimental na Estação Experimental de São Simão (EExSS) (d). 26
- Figura 2.** Vista geral da área experimental anteriormente ao início da pesquisa, com destaque para a baixa densidade de indivíduos nativos regenerantes. 28
- Figura 3.** Cronossequência de imagens de satélite da área de estudo: vista geral em 2005 (A); vista geral em 2010, logo após ocorrência de incêndio (B); vista geral em 2015 (C); e imagem mais recente, após instalação do experimento, em 2021 (D). Fonte das imagens: Google Earthtm 2023. 29
- Figura 4.** Localização da área de estudo em relação a EExSS (a). Representação esquemática das parcelas experimentais e cobertura vegetal atual da área (b). Fonte da imagem: Google Earthtm 2023..... 30
- Figura 5.** Queima controlada dos tratamentos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (A); e área experimental após queima prescrita e controle do fogo, com detalhe para parcelas controle não-queimadas ao fundo, EExSS, São Simão, SP (B). 31
- Figura 6.** Representação ilustrada do esquema de plantio utilizado em ordem “erva – arbusto – árvore – arbusto – erva” em espaçamento de 2,25 m² por muda (1,5 x 1,5 m). 33
- Figura 7.** Etapas da operação de plantio de mudas: abertura de cova para plantio (A); retirada da muda do recipiente (tubetão) (B); muda plantada (C); muda sendo irrigada após o plantio (D), EExSS, São Simão, SP. Data das imagens: jan./2021..... 33
- Figura 8.** Vista geral de parcela experimental durante monitoramento dos indicadores ecológicos de acordo com Resolução SMA nº 32, de 3 de abril de 2014 e Portaria CBRN nº 01 de 17 de janeiro de 2015, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: jul./2023.... 36
- Figura 9.** Boxplot dos valores do indicador ecológico cobertura do solo com vegetação nativa (*VgCov*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação. Pontos representam outliers. 42
- Figura 10.** Boxplot dos valores do indicador ecológico densidade de indivíduos nativos regenerantes (*PtDens*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação..... 43
- Figura 11.** Boxplot dos valores do indicador ecológico número de espécies nativas regenerantes (*SppDiv*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* –

fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação..... 44

Figura 12. Vista geral dos tratamentos experimentais, EExSS, São Simão, SP: *Cr* – controle (A); *An* - regeneração natural assistida (B); *Sp* - plantio heterogêneo de mudas (C); e *Sf* - plantio heterogêneo de mudas com adubação (D). Data das imagens: jul./2023. 46

Figura 13. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 0 a 10 cm para os eixos 1 e 2..... 48

Figura 14. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 0 a 10 cm para os eixos 1 e 3..... 49

Figura 15. Contribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 0 a 10 cm para os eixos 1 (A) e 2 (B); onde: *Ca_res* – cálcio; *K_res* – potássio; *Mg_res* – magnésio; *MOS* – matéria orgânica do solo; e *P_res* – fósforo..... 49

Figura 16. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 10 a 20 cm para os eixos 1 e 2..... 50

Figura 17. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 10 a 20 cm para os eixos 1 e 3..... 51

Figura 18. Contribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 10 a 20 cm para os eixos 1 (C) e 2 (D); onde: *Al_KCL* – alumínio; *Ca_res* – cálcio; *K_res* – potássio; *Mg_res* – magnésio; *MOS* – matéria orgânica do solo; *P_res* – fósforo; e *pH._CaCL2* – pH. 51

Figura 19. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 20 a 30 cm para os eixos 1 e 2..... 52

Figura 20. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 20 a 30 cm para os eixos 1 e 3..... 53

Figura 21. Contribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 20 a 30 cm para os eixos 1 (C) e 2 (D); onde: *Ca_res* – cálcio; *K_res* – potássio; *Mg_res* – magnésio; *MOS* – matéria orgânica do solo; e *pH._CaCL2* – pH. . 53

Figura 22. Alocação de coletar e amostragem de banco de sementes do solo (A, B e C); e bandeja com amostra de banco de sementes do solo e plântulas emergidas (D)..... 86

Figura 23. Plântulas emergidas do banco de sementes do solo nas parcelas experimentais. *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag. (A); *Eustachys distichophylla* (Lag.) Nees. (B); *Cyperus aggregatus* (Willd.) Endl. (C); e *Cochlospermum regium* (Mart. ex Schrank) Pilg. (D), EExSS, São Simão, SP. Data das imagens: jan./2023..... 92

Lista de Tabelas

- Tabela 1.** Valores intermediários de referência dos indicadores ecológicos “Cobertura do solo por vegetação nativa”, “Densidade de indivíduos nativos regenerantes” e “Número de espécies nativas regenerantes” para monitoramento de projetos de restauração ecológica em vegetação de cerrado dispostos no Anexo I da Resolução SMA nº 32/2014. Fonte: São Paulo, 2014. 40
- Tabela 2.** Valores dos indicadores ecológicos da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos durante o período de março de 2021 a julho de 2023 nos tratamentos experimentais avaliados, EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação. 40
- Tabela 3.** Resultados da ANOVA (p-valor<0,005) para os dados do indicador ecológico cobertura do solo com vegetação nativa (*VgCov*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação. 41
- Tabela 4.** Média e comparação estatística (p-valor<0,005) entre os dados do indicador ecológico cobertura do solo com vegetação nativa (*VgCov*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação. 41
- Tabela 5.** Resultados da ANOVA (p-valor<0,005) para os dados do indicador ecológico densidade de indivíduos nativos regenerantes (*PtDens*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação. 42
- Tabela 6.** Resultados da ANOVA (p-valor<0,005) para os dados do indicador ecológico número de espécies nativas regenerantes (*SppDiv*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação. 43
- Tabela 7.** Classificação dos resultados obtidos durante o monitoramento dos tratamentos experimentais no período de março de 2021 a julho de 2023 de acordo com o Anexo I da Resolução SMA nº 32/2014, EExSS, São Simão, SP, onde: Crit. – crítico (laranja); Min. – mínimo (amarelo); Adeq. – adequado (azul); e Ok – valor utilizado para atestar recomposição (verde). Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação. 45

Tabela 8. PERMANOVA dos resultados dos parâmetros físicos e químicos do solo para os tratamentos experimentais entre as diferentes profundidades amostradas para os diferentes períodos de amostragem (<i>T</i>) e entre os diferentes tratamentos experimentais (<i>Tr</i>), onde: <i>Tr</i> – tratamentos experimentais; <i>T</i> – período de amostragem; <i>T1</i> – novembro de 2020; <i>T2</i> – novembro de 2022.	47
Tabela 9. Resultados da ANOVA para os dados de K_s obtidos para os tratamentos experimentais nos diferentes períodos de amostragem (<i>T1</i> , <i>T2</i> e <i>T3</i>) e entre os diferentes tratamentos experimentais, onde: <i>Tr</i> – tratamentos experimentais; <i>T</i> – período de amostragem; <i>T1</i> – 11/2020; <i>T2</i> – 11/ 2021; e <i>T3</i> – 11/2022.	54
Tabela 10. Limites inferiores e superiores, média e comparação estatística (p -value<0,005) entre os valores de K_s obtidos para os tratamentos experimentais nos diferentes períodos de amostragem (<i>T1</i> , <i>T2</i> e <i>T3</i>), onde: <i>T1</i> – novembro de 2020; <i>T2</i> – novembro de 2021; e <i>T3</i> – novembro de 2022.	55
Tabela 11. Custos para implantação e manutenção do tratamento <i>An</i> durante os 30 meses de monitoramento e condução do experimento, EExSS, São Simão, SP.....	56
Tabela 12. Custos para implantação e manutenção do tratamento <i>Sp</i> durante os 30 meses de monitoramento e condução do experimento, EExSS, São Simão, SP.....	56
Tabela 13. Custos para implantação e manutenção do tratamento <i>Sf</i> para obtenção de resultados considerados “valores utilizados para atestar recomposição” para o indicador ecológico <i>VgCov</i> durante os monitoramentos bimestrais realizados, totalizando 24 meses, EExSS, São Simão, SP.	57
Tabela 14. Descrição dos tratamentos de restauração ecológica aplicados no experimento, EExSS, São Simão, SP.	85
Tabela 15. Resultados dos totais de plântulas emergidas e diversidade de espécies de plântulas encontrados nos tratamentos experimentais nos diferentes períodos de amostragem (<i>T1</i> , <i>T2</i> , <i>T3</i> e <i>T4</i>), onde: <i>T1</i> – 10/2020; <i>T2</i> – 08/ 2021; <i>T3</i> – 03/2022; e <i>T4</i> – 03/2023. Tratamentos: <i>Cr</i> – controle; <i>An</i> – fogo + regeneração natural assistida; <i>Sp</i> – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e <i>Sf</i> – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.	87
Tabela 16. Resultados da PERMANOVA para os totais de plântulas emergidas encontrados entre os tratamentos experimentais e entre os diferentes períodos de amostragem, onde: <i>T1</i> – 10/2020; <i>T2</i> – 08/ 2021; <i>T3</i> – 03/2022; e <i>T4</i> – 03/2023. Tratamentos: <i>Cr</i> – controle; <i>An</i> – fogo + regeneração natural assistida; <i>Sp</i> – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e <i>Sf</i> – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.	88
Tabela 17. Resultados pareados de PERMANOVA para os totais de plântulas emergidas encontrados entre os diferentes períodos de amostragem, onde: <i>T1</i> – 10/2020; <i>T2</i> – 08/ 2021; <i>T3</i> – 03/2022; e <i>T4</i> – 03/2023. Tratamentos: <i>Cr</i> – controle; <i>An</i> – fogo + regeneração natural assistida; <i>Sp</i> – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e <i>Sf</i> – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.	88

Tabela 18. Resultados pareados de PERMANOVA para os totais de plântulas emergidas encontrados entre os tratamentos experimentais, onde: <i>Cr</i> – controle (sem intervenções); <i>An</i> – regeneração natural assistida; <i>Sp</i> – plantio heterogêneo de mudas; e <i>Sf</i> – plantio heterogêneo de mudas com adubação.	89
Tabela 19. Comparação utilizando análise SIMPER entre os totais de plântulas emergidas e dissimilaridades entre o primeiro (<i>T1</i> - outubro de 2020) e último (<i>T4</i> - março de 2023) período de amostragem com a contribuição cumulativa de espécies ($\approx 80\%$) para dissimilaridades.	90
Tabela 20. Comparação utilizando análise SIMPER da contribuição cumulativa das espécies ($\approx 80\%$) para as dissimilaridades entre o banco de sementes do solo do tratamento de restauração <i>Sp</i> e <i>Cr</i> no período de amostragem <i>T4</i> (março de 2023). Tratamentos: <i>Cr</i> – controle; e <i>Sp</i> – fogo + plantio heterogêneo de mudas.	91
Tabela 21. Comparação utilizando análise SIMPER da contribuição cumulativa das espécies ($\approx 80\%$) para as dissimilaridades entre o banco de sementes do solo do tratamento de restauração <i>Sf</i> e <i>Cr</i> no período de amostragem <i>T4</i> (março de 2023). Tratamentos: <i>Cr</i> – controle; e <i>Sf</i> – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.	91

RESUMO GERAL

Apesar do reconhecimento crescente sobre a importância do Cerrado, nossa compreensão de como conservar e restaurar ecossistemas não-florestais nos trópicos permanece limitada. Neste estudo objetivamos avaliar ao longo de três anos consecutivos o desempenho de diferentes técnicas de restauração ecológica de cerrado *sensu stricto* quanto à legislação ambiental vigente no estado de São Paulo e sua influência na estrutura e composição do banco de sementes e sobre parâmetros físicos e químicos do solo em uma área de pastagem abandonada e invadida por gramíneas exóticas invasoras com baixa regeneração natural de espécies nativas. Nossos resultados indicam que os tratamentos baseados no plantio de mudas utilizando espécies herbáceas, arbustivas, arbóreas e de lianas foram capazes apenas de cumprir os padrões de referência legal de cobertura do solo por vegetação nativa, apresentando custo aproximado ao de projetos de restauração florestal, ressaltando seu potencial de implementação em larga escala. O tratamento com fornecimento de nutrientes de forma limitada e direcionado para as mudas plantadas não gerou alterações nos atributos físicos e químicos do solo. Apesar do decréscimo da condutividade hidráulica decorrente da implantação do experimento e operações realizadas, as técnicas de restauração empregadas obtiveram resultados de condutividade hidráulica superiores às parcelas controle, indicando que a restauração de cerrado *sensu stricto* gera impactos positivos sobre a permeabilidade do solo. A diferenciação com os demais tratamentos avaliados em relação à densidade e diversidade de plântulas emergidas a partir do banco de sementes mostra que o plantio de mudas foi capaz de gerar impactos positivos no potencial de regeneração natural de ecossistemas degradados e com baixa resiliência de cerrado *sensu stricto*. Nosso estudo indica que o plantio de mudas pode fornecer resultados superiores em menor tempo para a restauração de cerrado *sensu stricto* comparado à regeneração natural assistida ou ao abandono (restauração passiva).

Palavras-chave: práticas de restauração ecológica, diversidade funcional, regeneração natural

GENERAL ABSTRACT

Despite growing recognition of the Cerrado importance, our understanding of how to conserve and restore non-forest ecosystems in the tropics remains limited. In this study we aimed to evaluate, over three consecutive years the potential of different techniques for cerrado *sensu stricto* ecological restoration in relation to legislation for ecological restoration projects evaluation as reference standard and their influence on the structure and composition of soil seed bank and on soil physical and chemical attributes in an abandoned pasture area invaded by invasive exotic grasses with low natural regeneration of native species. Our results indicate that seedling planting using herbaceous, shrub, tree and liana species were only able to meet legal reference standards for soil coverage by native vegetation, presenting an approximate cost to that of forest restoration projects, highlighting its potential for large scale implementation. The limited and directed supply of nutrients to the planted seedlings did not generate changes in soil physical and chemical evaluated attributes. Despite the decrease in soil permeability resulting from experiment implementation and operations carried out, the restoration techniques obtained higher hydraulic conductivity results than control plots, indicating that cerrado *sensu stricto* restoration generates positive impacts on soil permeability. The differentiation with other evaluated treatments regarding emerged seedling density and diversity from soil seed bank shows that seedling planting was capable of generating positive impacts on the potential for natural regeneration of degraded cerrado *sensu stricto* ecosystems with low resilience. Our study indicates that seedling planting can provide superior results in a shorter time for cerrado *sensu stricto* restoration compared to assisted natural regeneration or abandonment (passive restoration).

Keywords: ecological restoration practices, functional diversity, natural regeneration

INTRODUÇÃO GERAL

Entre 45 e 30 milhões de anos atrás, durante o eoceno, sobre os planaltos interioranos da porção central da América do Sul, surgiam os primeiros *taxa* da flora do que hoje conhecemos como “Cerrado”, a maior extensão de savanas dos neotrópicos (Ratter et al., 1997; Simon & Pennington, 2012; Dutra & Silva, 2020).

O Cerrado originalmente compreendia 22% do território brasileiro (Eiten, 1972; Oliveira-Filho & Ratter, 2002; Sano et al., 2010) e abriga a savana tropical com maior diversidade de plantas do mundo (Silva & Bates, 2002). Considerado uma das mais importantes áreas de endemismo da América do Sul (Rizzini, 1976) e somado a seu acelerado ritmo atual de destruição, o Cerrado é classificado como um dos 35 *hotspots* mundiais para a conservação da biodiversidade (Myers et al., 2000; Mittermeier et al., 2011).

Como domínio fitogeográfico, o Cerrado compreende fisionomias florestais, savânicas e campestres na forma de um grande complexo vegetacional (Ribeiro & Walter, 2008). Em sua forma contínua, o Cerrado abrange 12 estados do Brasil, ocorrendo também em disjunções de norte a sul do país, contemplando os estados do Amapá, Amazonas, Pará, Paraná e Roraima (Ribeiro & Walter, 2008) e países vizinhos, sob a forma de relictos no leste da Bolívia e Paraguai (Silva & Bates, 2002) e possivelmente nordeste da Argentina (Velazco et al., 2018). Por estas razões, o Cerrado é considerado o segundo maior domínio fitogeográfico da América do Sul, precedido apenas pela Amazônia (Ratter et al., 1997).

Atualmente, o termo Cerrado possui três acepções gerais de uso, sendo a primeira referente ao domínio fitogeográfico de sua abrangência, escrito sempre com a inicial maiúscula (Cerrado), a segunda reúne fisionomias campestres, savânicas e florestais pertencentes ao domínio fitogeográfico do Cerrado definidas por sua composição florística e estrutura, denominada cerrado *sensu lato*, ou cerrado, escrito com a inicial minúscula (cerrado), e, por fim, a terceira designa a fitofisionomia mais comum no cerrado *sensu lato* e no domínio fitogeográfico do Cerrado, o cerrado *sensu stricto* (Pivello, 2005; Ribeiro & Walter, 2008).

O cerrado *sensu stricto* é uma das fitofisionomias savânicas do Cerrado (Ribeiro & Walter, 2008), ocupando entre 60 a 65% de sua área geográfica (Sano et al., 2010) e é caracterizado pela presença de árvores de altura variando de 2 até 8 m, distribuídas de forma esparsa sem que formem dossel contínuo sob um estrato arbustivo-herbáceo predominantemente graminóide (Ribeiro & Walter, 2008; IBGE, 2012).

O termo savana, em seu sentido fisionômico, é caracterizado como uma formação tropical com domínio de gramíneas, contendo proporção variável de vegetação lenhosa aberta e árvores associadas (Collinson, 1988). Este conjunto de formas de vida contrastantes, associada à forte alternância de estações chuvosas e secas, distingue as savanas das florestas em estrutura e função ecológica (Scholes & Archer, 1997).

O padrão de distribuição espacial e a abundância relativa de gramíneas e plantas lenhosas em savanas são moderados por interações complexas entre clima, solo, fogo e herbivoria (Walker, 1987), sendo ainda fortemente influenciadas por atividades antrópicas diversas (Scholes & Archer, 1997; Cava, 2014).

O fogo é um distúrbio modelador de ecossistemas terrestres desde eras geológicas remotas, sendo responsável pelo surgimento de diversas adaptações nas plantas (Simon et al., 2009). A presença de características morfofisiológicas adaptativas como gemas e meristemas intercalares protegidos e/ou abaixo do solo, a suberização de ritidoma espesso para proteção e isolamento térmico, a profusão de xilopódios, paquicaules, raízes gemíferas, bulbos, rizomas e/ou lignotubos e estolões para reserva de energia e/ou regeneração, a resistência ao fogo e/ou estímulo à germinação de sementes são marcantes na flora do cerrado (Ratter et al., 1997; Gottsberger & Silberbauer-Gottsberger, 2006; Pivello, 2011; Pilon et al., 2021).

Em ecossistemas adaptados ao fogo, o comportamento das espécies não-arbóreas em relação à queima pode ser classificado como: (i) gramíneas, composta por graminóides cespitosos com rizomas curtos com capacidade de rebrota e floração induzida após a passagem do fogo; (ii) semeadores, composto por ervas e subarbustos que não rebrotam após o fogo e recolonizam a área pela germinação de suas sementes; (iii) “florescedores”, composto por ervas e arbustos que rebrotam e florescem rapidamente após a passagem do fogo; (iv) subterrâneos, composto por espécies lenhosas com alta capacidade de rebrota e reprodução vegetativa após a passagem do fogo; e (v) “rebrotadores”, composto por espécies que rebrotam porém não florescem ou se reproduzem por propagação vegetativa após a passagem do fogo (Pilon et al., 2021).

A passagem do fogo aumenta a incidência de luz e nutrientes no solo, favorecendo o estabelecimento ou regeneração de indivíduos na comunidade de plantas (Hoffmann, 1996; Ribeiro et al., 2012). Em geral, eventos de fogo frequentes reduzem a dominância de árvores e arbustos, favorecendo subarbustos e graminóides (Overbeck et al., 2005; Souza, 2021), onde

longos períodos de exclusão do fogo promovem o adensamento do estrato arbustivo-arbóreo e eventualmente transições fitofisionômicas (Roques et al., 2001; Pinheiro & Durigan, 2009; Smith et al., 2013; Machida et al., 2021).

O adensamento por espécies lenhosas é um fenômeno presente em diversos ecossistemas não-florestais, ocorrendo a taxas mais aceleradas na América do Sul, especialmente sobre o Cerrado (Stevens et al., 2017). A supressão do fogo, aliada ao aumento do CO₂ atmosférico e à fragmentação de ecossistemas naturais figuram como principais causas para o adensamento de campos e savanas em todo o mundo (Archibald et al., 2013). Outros efeitos incluem o aumento do armazenamento de carbono no solo e vegetação (Abreu et al., 2017), a diminuição da disponibilidade de água no solo (Honda & Durigan, 2016) e, sobretudo, a diminuição da abundância e diversidade de plantas herbáceas (Alofs & Fowler, 2013), impactando negativamente a fauna associada (Parker & Willis, 1997; Willis, 2004).

Outro importante fator de degradação de ecossistemas naturais no Cerrado é a invasão biológica (Pivello et al., 1999), sendo um dos maiores vetores de perda da biodiversidade no mundo (Bellard et al., 2016). Ações humanas são a principal causa de transporte e disseminação de espécies com alto potencial de se tornarem espécies invasoras, alterando a composição, relações interespecíficas, teias alimentares, produção de biomassa, processos ecológicos e ciclos biogeoquímicos dos ecossistemas (Rejmánek et al., 2005; Ehrenfeld, 2010; Simberloff et al., 2013; Bacher et al., 2023).

O Brasil possui atualmente catalogadas 489 espécies exóticas invasoras, das quais 205 são plantas terrestres (I3N-Brasil, 2023). Entre plantas exóticas invasoras, destacam-se gramíneas dos gêneros *Urochloa* spp., *Melinis* spp., e as espécies *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf, *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs e *Andropogon gayanus* Kunth (Klink, 1996; Durigan et al., 1998; Pivello et al., 1999; Oliveira et al., 2016). Essas espécies são capazes de alterar severamente o estrato herbáceo em ecossistemas não-florestais por exclusão competitiva (Zenni et al., 2019) e reduzir a infiltração de água no solo (Rossiter et al., 2014).

A maioria das gramíneas exóticas foram introduzidas no Brasil como forrageiras para produção animal, devido à sua alta produtividade e maiores palatabilidade e teor proteico quando comparadas à maior parte das espécies nativas (Duarte et al., 2007; Jank et al., 2014). Após introduzidas, expandiram-se sobre ecossistemas naturais rapidamente, especialmente no

Cerrado, muitas vezes dominando o estrato herbáceo das áreas que invadem (Pivello et al., 1999), gerando grande acúmulo de biomassa e aumentando a frequência, duração e intensidade do fogo (Brooks et al., 2004; Gorgone-Barbosa et al., 2020), favorecendo sua dominância em detrimento das espécies nativas (D'Antônio & Vitousek, 1992).

Diversos impactos negativos são causados por gramíneas exóticas invasoras no Cerrado, como extinção local de espécies da flora e da fauna (Motta-Junior et al., 2008), aumento do risco de incêndios, alterações nos regimes naturais de fogo e supressão da germinação, emergência e estabelecimento de espécies nativas por impedimento físico, através da formação de densa camada de biomassa sobre o solo, e químico, por alelopatia (Pivello et al., 1999; Freitas & Pivello, 2005; Gorgone-Barbosa et al., 2008).

A destruição do Cerrado, aliada ao adensamento e à invasão biológica de seus ecossistemas naturais, implica no comprometimento do abastecimento hídrico de toda a América do Sul (Siqueira & Radic, 2021; Honda & Durigan, 2016; Durigan et al., 2007). O Cerrado desempenha papel fundamental na distribuição dos recursos hídricos no Brasil, sendo o local de origem das principais bacias hidrográficas sul-americanas. No caso da bacia do rio São Francisco, o Cerrado responde por cerca de 94 % da vazão em sua foz ocupando apenas 47 % de sua área de contribuição, ressaltando a importância de seus serviços ecossistêmicos (Lima & Silva, 2008).

Entre os principais serviços ecossistêmicos prestados pelos ambientes naturais conservados destacam-se: (i) o controle da erosão superficial e retenção de sedimentos; (ii) a regulação dos fluxos de água superficiais; (iii) o armazenamento, ciclagem e processamento de nutrientes; e (iv) a melhoria da qualidade da água e do ar (Costanza et al., 1997).

De forma geral, quanto maior for a biomassa da vegetação, maiores serão as perdas evaporativas para a atmosfera (Huxman et al., 2005; Zhang et al., 2005), diminuindo a quantidade de água no solo (Bond et al., 2008; Bucci et al., 2008) e, conseqüentemente, a recarga das águas subterrâneas (Lima et al., 1990; Oliveira et al., 2015; Honda & Durigan, 2017). Logo, ecossistemas naturais abertos, como savanas e campos, são mais eficientes do que ecossistemas florestais no abastecimento de corpos d'água superficiais ou reservas hídricas subterrâneas. Desta forma, a restauração de vegetação não-florestal pode exercer proteção contra a erosão superficial e melhoria da qualidade da água sem comprometer a produção hídrica (Honda & Durigan, 2017).

A destruição do Cerrado ganhou escala a partir da década de 1970, quando a ocupação da região passou a ser incentivada pelo governo brasileiro e com o desenvolvimento de tecnologias adaptadas para o desmatamento e para o preparo do solo dentro de seus limites (Klink & Machado, 2005; Bittar, 2011). Contando com vastas áreas planas vendidas a preços baixos comparadas às regiões mais desenvolvidas, o Cerrado foi visto como ideal para a expansão da agropecuária e silvicultura (Teixeira, 2015). Como resultado, houve uma ocupação acelerada e desordenada do Cerrado, juntamente com o manejo inadequado do solo, resultando na degradação de grande parte de seus ecossistemas naturais e na redução da oferta de água com padrão de qualidade aceitável (Honda & Durigan, 2017), tornando veementes ações de restauração ecológica em larga escala voltadas para suas fitofisionomias (Ratter et al., 1997).

O reconhecimento da importância da restauração do Cerrado no Estado de São Paulo surgiu na legislação por meio da Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014 (São Paulo, 2014) e da Portaria CBRN nº 01, de 17 de janeiro de 2015 (São Paulo, 2015). Tais documentos instituem diretrizes e orientações para a elaboração, execução e monitoramento de projetos de restauração ecológica no estado, reconhecendo o mosaico de fisionomias existentes no Cerrado e estabelecendo protocolos diferenciados para a restauração e monitoramento de cada fitofisionomia (Pilon, 2016).

Segundo a Sociedade Internacional de Restauração Ecológica (SER, 2004), a restauração ecológica pode ser definida como:

“(...) o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído.”

No Brasil, grande parte das ações de restauração ecológica se concentram no domínio Mata Atlântica e se limitam a projetos de restauração florestal, baseados no plantio de árvores e ao acompanhamento de seu crescimento, sendo negligenciadas outras formas de vida e/ou a restauração ecológica de ecossistemas não-florestais (Daronco et al., 2013; Honda & Durigan, 2017).

A implantação de projetos de restauração florestal sobre áreas originalmente ocupadas por savanas e campos deve ser interpretada como uma ameaça à conservação dos recursos hídricos (Veldman et al., 2015), onde inclusive plantios para silvicultura são muitas vezes tratados como alternativas técnicas viáveis de restauração ecológica (IUCN & WRI, 2014) para

o cumprimento das metas de acordos internacionais referentes ao combate às mudanças climáticas, ao desmatamento e à perda da biodiversidade (Honda & Durigan, 2017).

A restauração de ecossistemas não-florestais tende a ser um desafio maior do que a restauração de florestas devido, principalmente, à carência de estudos empíricos exitosos (Cava, 2014). Recentemente, técnicas envolvendo a semeadura direta de espécies lenhosas (Cava et al., 2016) e comunidades heterogêneas de formas de vida (Pellizzaro et al., 2017), plantio de mudas de espécies lenhosas (Oliveira et al., 2015; Cordeiro, 2018), transplante de propágulos e/ou topsoil provenientes de remanescentes conservados (Ferreira et al., 2015; Pilon, 2016) e manejo da regeneração natural em áreas com resiliência (Bordini, 2007) têm sido propostas para a restauração de cerrado *sensu lato*, apresentando resultados inconclusivos quanto à seu uso em larga escala e/ou sua avaliação a longo prazo.

O plantio de mudas é um método muito utilizado para a restauração de ecossistemas em todo o mundo (Leverkus et al., 2021), permitindo a reintrodução de indivíduos de diferentes hábitos com tamanho e volume de raízes muito similares, somado ao controle sobre a diversidade e densidade das espécies e sua distribuição (Almeida, 2016), melhorando a homogeneização inerente à experimentação científica (Gomez & Gomez, 1984).

De forma geral, o uso de sementes para produção e plantio de mudas confere maiores taxas de sobrevivência e estabelecimento em campo quando comparados com a semeadura *in situ*, acelerando a reestruturação da comunidade de plantas reintroduzida (Palma & Laurance, 2015), especialmente em situações em que as espécies utilizadas possuem baixas taxas de germinação e/ou estabelecimento em campo, eliminando ainda perdas relativas à predação e patologias de sementes (Leverkus et al., 2021).

Quando comparado ao transplante de indivíduos nativos e/ou propágulos vegetativos retirados de áreas-fonte, o plantio de mudas produzidas em viveiros também apresenta vantagens, dispensando impactos decorrentes da remoção de indivíduos em ecossistemas naturais e, principalmente, permitindo sua aplicação em larga escala (Buisson et al., 2019).

São muitos os desafios para a restauração ecológica do Cerrado, sendo raros os viveiros produtores de espécies exclusivamente savânicas e/ou não-florestais, não havendo atualmente viveiros especializados na multiplicação de espécies do estrato herbáceo-arbustivo e tampouco tecnologias disponíveis para esta finalidade (Pilon, 2016).

Faltam conhecimentos básicos sobre a propagação de espécies arbustivo-herbáceas savânicas em condições de viveiro (Durigan, 2003) e sobre a trajetória ecológica de projetos de restauração ecológica no Cerrado a longo prazo, especialmente quanto ao desenvolvimento em campo do componente arbustivo-herbáceo frente à pressão de gramíneas exóticas invasoras (Pilon, 2016).

Informações sobre a produção de mudas de espécies do Cerrado muitas vezes são escassas (Kolb et al., 2016; Oliveira, 2020; Sena et al., 2021) e, conseqüentemente, mudas de espécies herbáceas não estão disponíveis em viveiros comerciais, limitando sua inclusão em projetos de restauração ecológica (Oliveira et al., 2021).

O controle de gramíneas exóticas invasoras é reconhecidamente um dos principais desafios à restauração do Cerrado (Durigan et al., 2013; Cordeiro, 2018). Além da forte pressão competitiva exercida sobre as comunidades do Cerrado, excluindo diversas espécies nativas, as gramíneas exóticas invasoras podem conduzir os ecossistemas para um estado alternativo estável (Cava et al., 2018), sendo necessários novos distúrbios e/ou intervenções antrópicas, na forma de ações de restauração ecológica, para a retomada dos processos de sucessão ecológica e/ou regeneração natural (Cordeiro, 2018).

Na restauração florestal, as gramíneas exóticas invasoras tendem a desaparecer com o desenvolvimento das árvores e conseqüente sombreamento dos estratos inferiores da vegetação, sendo um filtro ecológico temporário. Já no Cerrado, em suas fisionomias campestres e savânicas, as gramíneas invasoras são um problema permanente, dificultando a restauração e/ou regeneração natural, em especial do estrato arbustivo-herbáceo (Durigan et al., 2013).

Dado o atual cenário de destruição do Cerrado paulista, reduzido a menos de 3% de sua área originalmente ocupada no estado (São Paulo, 2020), e de sua importância para a conservação dos recursos hídricos e de nosso futuro, este projeto de pesquisa se justifica diante do limitado conhecimento e a falta de estudos a longo prazo avaliando a trajetória ecológica de projetos de restauração ecológica no Cerrado, especialmente no que tange ecossistemas restaurados de cerrado *sensu stricto*.

Esta pesquisa propõe a experimentação de um modelo para restauração de cerrado *sensu stricto* com múltiplas formas de vida e de sua relação com o movimento e disponibilidade de água no solo, aplicando a legislação ambiental vigente no estado de São Paulo sobre projetos de restauração ecológica como padrão para a avaliação da trajetória ecológica e dos resultados

alcançados. O modelo proposto foi comparado com o manejo da regeneração natural em uma área degradada utilizada para produção de *Pinus elliottii* Engelm. durante 29 anos, como pasto para pecuária por mais 5 anos e como campo antrópico degradado sem e/ou com baixa regeneração natural de espécies nativas há 27 anos.

Por fim, esta tese é composta por dois capítulos, com objetivos específicos e apresentados na forma de artigos científicos. O capítulo 1 trata da comparação de diferentes técnicas para a restauração de cerrado *sensu stricto* a partir da aplicação da legislação ambiental estadual vigente para projetos de restauração ecológica, juntamente com a avaliação de seus impactos na alteração de atributos físicos e químicos e no movimento e disponibilidade de água no solo. O capítulo 2 trata da avaliação do efeito das técnicas utilizadas para a restauração de cerrado *sensu stricto* sobre o banco de sementes do solo. Após os dois capítulos, apresentamos as implicações dos resultados obtidos para a prática da restauração ecológica de comunidades de plantas de cerrado *sensu stricto* através de uma conclusão geral da pesquisa.

OBJETIVO DA PESQUISA

O objetivo desta pesquisa é avaliar o desempenho de diferentes técnicas de restauração ecológica de cerrado *sensu stricto* quanto à legislação ambiental vigente no estado de São Paulo e sua influência no banco de sementes, nos atributos físicos e químicos bem como na condutividade hidráulica do solo em uma área de pastagem abandonada e invadida por gramíneas exóticas invasoras com baixa regeneração natural de espécies nativas.

JUSTIFICATIVA DA PESQUISA

Esta pesquisa se justifica pela necessidade de implementação das metodologias existentes para restauração ecológica de comunidades de plantas de cerrado *sensu stricto* e pela atual escassez de projetos de restauração ecológica de cerrado *sensu stricto* utilizados como referência prática para a elaboração e validação da legislação vigente e disposições correlatas.

A lacuna de conhecimento decorrente da carência de referenciais práticos para a restauração de comunidades de plantas de cerrado *sensu stricto* impacta diretamente, e severamente, a gestão e conservação destes ecossistemas naturais em ambas áreas públicas e particulares, onde a concepção de novos métodos para sua restauração, além de emergencial, é de extrema importância para o desenvolvimento e implementação de políticas públicas no estado de São Paulo e no restante do país.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abreu, R.C.R., Hoffmann, W.A., Vasconcelos, H.L., Pilon, N.A., Rossatto, D.R. & Durigan, G. 2017. The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. **Science Advances**, 3(8): e1701284.
- Almeida, D.S. 2016. Modelos de recuperação ambiental, pp. 100-137, in: Almeida, D.S. (eds.) **Recuperação ambiental da Mata Atlântica**. 3rd ed. Editus, Ilhéus.
- Alofs, K.M. & Fowler, N.L. 2013. Loss of native herbaceous species due to woody plant encroachment facilitates the establishment of an invasive grass. **Ecology**, (94)3: 751–760.
- Archibald, S., Lehmann, C.E.R., Gómez-Dans, J.L. & Bradstock, R.A. 2013. Defining pyromes and global syndromes of fire regimes. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 110(16): 6442–6447.
- Bacher, S., Galil, B.S., Nuñez, M.A., Ansong, M., Cassey, P., Dehnen-Schmutz, K., Fayvush, G., Hiremath, A.J., Ikegami, M., Martinou, A.F., McDermott, S.M., Preda, C., Vilà, M., Weyl, O.L.F., Fernandez, R.D. & Ryan-Colton, E. 2023. Chapter 4: Impacts of invasive alien species on nature, nature's contributions to people, and good quality of life, pp. 1-222, in: Roy, H.E., Pauchard, A., Stoett, P. & T.R., Truong (eds.). **Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. IPBES secretariat, Bonn.
- Bellard, C., Cassey, P. & Blackburn, T.M. 2016. Alien species as a driver of recent extinctions. **Biology Letters**, 12(2): 20150623.
- Bittar, I.M.B. 2011. Modernização do cerrado brasileiro e desenvolvimento sustentável: revendo a história. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, 6(1): 26-38.
- Bond, B.J., Meinzer, F.C. & Brooks, J.R. 2008. How trees influence the hydrological cycle in forest ecosystems, pp. 7-28, in: Wood, P.J., Hannah, D.M. & J.P. Sadler (eds.). **Hydroecology and Ecohydrology: Past, presente and future**. Wiley & Sons, New York.
- Bordini, M.C.P. 2007. **Manejo da regeneração natural de vegetação de cerrado, em áreas de pastagem, como estratégia de restauração na fazenda Santa Maria do Jauru, município de Porto Esperidião, MT**. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo. Piracicaba, p. 93.
- Brooks, M.L., D'Antonio, C.M., Richardson, D.M., Grace, J.B., Keeley, J.E., Ditomaso, J.M., Hobbs, R.J., Pellant, M. & Pyke, D. 2004. Effects of Invasive Alien Plants on Fire Regimes. **BioScience**, 54(7): 677–688.
- Bucci, S.J., Scholz, F.G., Goldstein, G., Hoffmann, W.A., Meinzer, F.C., Franco, A.C., Giambelluca, T. & Miralles-Wilhelm, F. 2008. Controls on stand transpiration and soil water

utilization along a tree density gradient in a Neotropical savanna. **Agricultural and Forest Meteorology**, 148: 839-849.

Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F.A.O., Durigan, G., Overbeck, G.E., Fidelis, A., Fernandes, G.W., Bond, W.J., Hermann, J.M., Mahy, G., Alvarado, S.T., Zaloumis, N.P. & Veldman, J.W. 2019. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, 94(2): 590–609.

Cava, M.G.B. 2014. **Restauração do Cerrado: a influência das técnicas e de fatores ecológicos sobre o desenvolvimento inicial da comunidade lenhosa**. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista. Botucatu, p. 91.

Cava, M.G.B., Isernhagen, I, Mendonça, A.H. & Durigan, G. 2016. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, São Paulo, 43(2):301-315.

Cava, M.G.B., Pilon, N.A.L., Ribeiro, M.C. & Durigan, G. 2017. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. **Journal of Applied Ecology**, 55:1164-1172.

Collinson, A.S. 1988. **Introduction to world vegetation**. 2 ed. London: Unwin Hyman Ltd., 325 p.

Cordeiro, A.O.O. 2018. **Controle de gramíneas exóticas na restauração ecológica de Cerrado sentido restrito e reintrodução de espécies nativas**. Tese (Doutorado em Botânica) – Instituto de Biologia, Universidade de Brasília. Brasília, p. 75.

Costanza, R., d’Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K, Naeem, S, O’Neil, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van der Brilt, M. 1997. The Value of the World’s Ecosystem Services and Natural Capital. **Nature**, 387: 253-260.

D’Antonio, C.M. & Vitousek, P.M. 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 23: 63–87.

Daronco, C., Melo, A.C.G. & Durigan, G. 2013. Ecosystemas em restauração versus ecossistema de referência: estudo de caso da comunidade vegetal de mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Hoehnea**, 40(3): 485-498.

Duarte, M.L.R., Albuquerque, F.C., Sanhueza, R.M.V., Verzignassi, J.R. & Kondo, N. 2007. Etiologia da podridão do coleto de *Brachiaria brizantha* em pastagens da amazônia. **Fitopatologia Brasileira**, 32(3): 261–265.

Durigan, G., Contieri, W.A., Franco, G.A.D.C & Garrido, M.A.O. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de Cerrado em área de pastagem, Assis, SP. **Acta Botanica Brasilica**, 12(3): 421-429.

- Durigan, G. Bases e Diretrizes para a restauração da vegetação de Cerrado. In: Kageyama, P.Y., Liveira, R.E., Moraes L.F.D., Engel, V.L. & Gandara, F.B. (Org.). 2003. **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, p. 187-201.
- Durigan, G., Siqueira, M.F.D. & Franco, G.A.D.C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, 64(4): 355–363.
- Durigan, G., Souza, F.M., Melo, A.C.G. & Souza, S.C.P.M. 2013. Pastoreio controlado para a restauração de Cerrado invadido por braquiária In: **Manejo Adaptativo: primeiras experiências na Restauração de Ecossistemas** (G. Durigan & V.S. Ramos). São Paulo, Páginas & Letras Editora e Gráfica.
- Dutra e Silva, S. 2020. Challenging the Environmental History of the Cerrado: Science, Biodiversity and Politics on the Brazilian Agricultural Frontier. **Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña**, 10(1): 82–116, 2020.
- Eiten, G., 1972. The Cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, 38(2): 201-341.
- Ehrenfeld J.G. 2010. Ecosystem consequences of biological invasions. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 41:59-80.
- Ferreira, M.C., Walter, B.M.T. & Vieira, D.L.M. 2015. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. **Restoration Ecology**, 23:723–728.
- Freitas, G.K. & Pivello, V.R. 2005. A ameaça das gramíneas exóticas à biodiversidade, pp. 283-296, in: Pivello, V.R. & E.M. Varanda (eds.) **O Cerrado Pé-de-Gigante (Parque Estadual de Vassununga, São Paulo) – Ecologia e Conservação**. 1st. ed. Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- Gomez, K.A. & Gomez, A.A. 1984. Chapter 1 Elements of experimentation, pp. 1-5, in: Gomez, K.A. & A.A., Gomez (eds.) **Statistical procedures for agricultural research**. 2nd. ed. New York: John Wiley & Sons, New York.
- Gorgone-Barbosa, E., Pivello, V.R. & Meirelles, S.T. 2008. Allelopathic evidence in *Brachiaria decumbens* and its potential to invade the Brazilian Cerrados. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 51(4): 625–631.
- Gorgone-Barbosa, E., Daibes, L.F., Novaes, R.B., Pivello, V.R. & Fidelis, A. 2020. Fire cues and germination of invasive and native grasses in the Cerrado. **Acta Botanica Brasilica**, 34(1): 185–191.
- Gottsberger G. & Silberbauer-Gottsberger, I. 2006. **Life in the Cerrado, a South American Tropical Seasonal Ecosystem: origin, structure, dynamics and plant use**. Reta Verlag, Ulm, Germany, 383 p.
- Hoffmann, W.A. 1996. The effects of fire and cover on seedling establishment in a neotropical savanna. **Journal of Ecology**, 84: 383-393.

Honda, E.A. & Durigan, G. 2016. Woody encroachment and its consequences on hydrological processes in the savannah. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, 371(1703): 20150313.

Honda, E.A. & Durigan, G. 2017. A restauração de ecossistemas e a produção de água. **Hoehnea**, São Paulo, v. 44, n. 3, p. 315-327.

Huxman, T., Wilcox, B.P., Breshears, D.D., Scott, R.L., Snyder, K.A., Small, E.E., Hultine, K., Pockman, W.T. & Jackson, R.B. 2005. Ecohydrological implications of woody plant encroachment. **Ecology**, 86: 308-319.

IBN-BRASIL. 2023. **Base de dados sobre espécies exóticas invasoras**. Disponível em: <http://bd.institutohorus.org.br>. Acesso em: 14 ago. 2023.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. **Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos**. IBGE, Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. - 2.ed., Rio de Janeiro, 276 p.

IUCN & WRI – International Union for Conservation of Nature & World Resources Institute. 2014. A guide to the Restoration Opportunities Assessment Methodology (ROAM): Assessing forest landscape restoration opportunities at the national or sub-national level. **Working Paper (Road-test edition)**. IUCN, Gland.

Jank, L., Barrios, S.C., do Valle, C.B., Simeão, R.M. & Alves, G.F. 2014. The value of improved pastures to Brazilian beef production. **Crop and Pasture Science**, 65(11): 1132-1137.

Klink, C.A. 1996. Competition between the African grass *Andropogon gayanus* Kunth and the native cerrado grass *Schizachyrium tenerum* Nees. **Revista Brasileira Botânica**, 19: 11-15.

Klink, C.A. & Machado, R. B. 2005. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, 19, 707–713.

Kolb, R.M., Pilon, N.A.L. & Durigan, G., 2016. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. **Acta Botanica Brasilica**, 30(1): 87–92.

Ledru, M.P. 2002. Late Quaternary history and evolution of the Cerrado as revealed by palynological records. In: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (Eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. p. 33-50. New York: Columbia University Press.

Leverkus, A.B., Lázaro González, A., Andivia, E., Castro, J., Jiménez, M.N. & Navarro, F.B. 2021. Seeding or planting to revegetate the world's degraded land: systematic review and experimentation to address methodological issues. **Restoration Ecology**, 29(4): e13372.

- Lima, W.D.P., Zakia, M.B., Libardi, P.L. & de Souza Filho, A.P. 1990. Comparative evapotranspiration of Eucalyptus, Pine and natural “Cerrado” vegetation measure by the soil water balance method. **IPEF International**, 1: 5-11.
- Lima, J.E.F.W. & Silva, E.M. 2008. Recursos hídricos do bioma Cerrado: importância de atuação. In: Sano et al. **Cerrado Ecologia e Flora**. Brasília, DF Embrapa Informações Tecnológicas, 406 p.
- Machida, W.S., Gomes, L., Moser, P., Castro, I.B., Miranda, S.C., da Silva-Júnior, M.C. & Bustamante, M.M. 2021. Long term post-fire recovery of woody plants in savannas of central Brazil. **Forest Ecology and Management**, 493: 119255.
- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M. & Gascon, C. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. In: Zachos, F.E., Habel, J.C. (Eds.). **Biodiversity Hotspots**. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, p. 3–22.
- Motta-Junior, J.C., Granzinolli, M.A.M. & Develey, P.F. 2008. Aves da Estação Ecológica de Itirapina, estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, 8(3): 207–227.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier C. G., Fonseca, A. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403: 853-858.
- Oliveira, M.C., Ribeiro, J.F., Passos, F.B., Aquino, F.G., Oliveira, F.F. & Sousa, S.R. 2015. Crescimento de espécies nativas em um plantio de recuperação de cerrado sentido restrito no Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, 13(1): 25-32.
- Oliveira-Filho, A. T. & Ratter, J. A. 2002. Vegetation physiognomies and woody flora of the cerrado biome. In: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (Eds.). **The Cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. p. 91-120. New York: Columbia University Press.
- Oliveira, R.C., Reis, P.A., Cardoso, A.G., Ribeiro, A.R., Berto, A.C., Ponciano, A.I., Moura, C.O. & Valls, J.F.M. 2016. **Guia de Gramíneas do Cerrado**. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília. 201p.
- Oliveira, A.C.C., Forti, V.A. Loiola, P.P. & Viani, R.A.G. 2020. Techniques for seedling production of two native grasses: new perspectives for Brazilian Cerrado restoration. **Restoration Ecology**, 28: 297–303.
- Oliveira, A.C.C., Forti, V.A. & Viani, R.A.G. 2021. Fertility responses of a native grass: technology supporting native plant production for restoration in Brazil. **Restoration Ecology**, 30: e13534.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Pillar, V.D.P. & Pfadenhauer, J. 2005. Fine-scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, 16(6): 655–664.

- Palma, A.C. & Laurance, S.G.W. 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(4): 561–568.
- Parker, T.A. & Willis, E.O. 1997. Notes on Three Tiny Grassland Flycatchers, with Comments on the Disappearance of South American Fire-Diversified Savannas. **Ornithological Monographs**, 48: 549–555.
- Pellizzaro, K.F., Cordeiro, A.O.O., Alves, M., Motta, C.P., Rezende, G.M., Silva, R.R.P., Ribeiro, J.F., Sampaio, A.B., Vieira, D.L.M. & Schmidt, I.B. 2017. “Cerrado” restoration by direct seeding: Field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, 40(3):681–693.
- Pilon, N.A.L. 2016. **Técnicas de restauração de fisionomias campestres do cerrado e fatores ecológicos atuantes**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, p. 138.
- Pilon, N.A.L., Cava, M.G.B., Hoffmann, W.A., Abreu, R.C.R., Fidelis, A. & Durigan, G. 2021. The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, 109(1): 154–166.
- Pinheiro, E.D.S. & Durigan, G. 2009. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, 32(3): 441–454.
- Pivello, V.R., Carvalho, V.M.C., Lopes, P.F., Peccinini, A.A. & Rosso, S. 1999. Abundance and distribution of native and alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica**, 31(1): 71-82.
- Pivello, V.R., Shida, C.N. & Meirelles, S.T. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, 8: 1281–1294.
- Pivello, V.R. 2005. Capítulo 24 Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade, p.404, in: Scariot, A., Sousa-Silva, J.C. & J.M. Felfili (eds.) **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Pivello, V.R. 2011. The use of fire in Brazil: past and present. **Fire ecology**, 7: 24-39.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F. & Bridgewater, S. 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, London, 80: 223-230.
- Rejmánek M, Richardson DM & Pysek P, 2005. Plant invasions and invasibility of plant communities. In: Van der Maarel, E. (ed.). **Vegetation Ecology**. Oxford: Blackwell Science. p. 332-355.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado, pp. 151-212, in: S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro (eds.) **Cerrado: ecologia e flora**. Planaltina: Embrapa Cerrados.

- Ribeiro, M.N., Sanchez, M., Pedroni, F. & Peixoto, K.S. 2012. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasilica**, 26(1): 203–217.
- Rizzini, C.T. 1976. **Tratado de Fitogeografia do Brasil - Aspectos ecológicos**. HUCITEC / EDUSP, São Paulo, 327 p.
- Roques, K.G., O'Connor, T.G. & Watkinson, A.R. 2001. Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. **Journal of Applied Ecology**, 38(2): 268–280.
- Rossiter, N.A., Setterfield, S.A., Douglas, M.M., Hutley, L.B. & Cook, G. 2004. Exotic grass invasion in the tropical savannas of northern Australia: Ecosystem consequences, pp. 168-171, in: Sindel, B.M. & S.B. Johnson (eds.) **Proceedings of the 14th Australian Weeds 191 Conference**. Weeds Society of New South Wales, Sydney.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L. & Ferreira, L.G. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, 166: 113-124.
- São Paulo. 2014. **Resolução SMA nº 32 de 2014**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo, SP, 05 abr. 2014. Seção I, p. 36–37.
- São Paulo. 2015. **Portaria CBRN nº 01 de 2015**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo, SP, 17 jan. 2015. Seção I, p. 45–46.
- Sena, L., Bahia, T.O. & Fernandes, G.W. 2021. Vegetative propagation of *Schizachyrium tenerum* (Poaceae) under different substrates and environments. **Floresta e Ambiente**, 28(2): e20200051.
- SER - Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. **Society for Ecological Restoration International**, Tucson.
- Scholes, R. J. & Archer, S.R. 1997. Tree-grass interactions in savannas. **Annual review of Ecology and Systematics**, 28:517-544.
- Silva, J. M. C. & Bates, J. M. 2002. Biogeographic patterns and conservation in the south american Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. **BioScience**, 52 (3): 225–233.
- Simon, M.F., Grether, R., De Queiroz, L.P., Skema, C., Pennington, R.T. & Hughes, C.E. 2009. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 106(48): 20359–20364.
- Simon, M.F. & Pennington, R.T. 2012. Evidence for Adaptation to Fire Regimes in the Tropical Savannas of the Brazilian Cerrado. **International Journal of Plant Sciences**, 173(6): 711–723.

- Simberloff, D., Martin, J.L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E. & Vilà, M. 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in Ecology & Evolution**, 28(1): 58–66.
- Siqueira, L.N. & Radic, L.F. 2021. A degradação do Cerrado e a questão hídrica Sul-Americana: Possíveis implicações jurídicas para o Brasil. **Vertentes do Direito**, 8(1): 470-490.
- Smith, M.D., van Wilgen, B.W., Burns, C.E., Govender, N., Potgieter, A.L.F., Andelman, S., Biggs, H.C., Botha, J. & Trollope, W.S.W. 2013. Long-term effects of fire frequency and season on herbaceous vegetation in savannas of the Kruger National Park, South Africa. **Journal of Plant Ecology**, 6(1): 71–83.
- Souza, G.F. 2021. Vinte anos de estudos em vegetações campestres de Cerrado: diferentes trajetórias na composição, cobertura e riqueza das espécies. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biologia, Universidade de Brasília. Brasília, p. 6-9.
- Stevens, N., Lehmann, C.E.R., Murphy, B.P. & Durigan, G. 2017. Savanna woody encroachment is widespread across three continents. **Global Change Biology**, 23(1): 235–244.
- Teixeira, A.M.C. 2015. **Florística e estrutura da vegetação em Cerrado sentido restrito no Parque Estadual de Terra Ronca, Goiás: método RAPELD**. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Instituto de Biologia, Universidade de Brasília. Brasília, p. 102.
- Velazco, S.J.E., Galvão, F., Keller, H.A. & Bedrij, N. 2018. Cerrados in Argentina? Structure, diversity and biogeography of the woody component of a savanna in the Misiones Province. **Rodriguésia**, 69(2): 335–349.
- Veldman, J.W., Overbeck, G.E., Negreiros, D., Mahy, G., Le Stradic, S., Fernandes, G.W., Durigan, G., Buisson, E., Putz, F.E. & Bond, W. J. 2015. Where tree planting and forest expansion are bad for biodiversity and ecosystem services. **BioScience**, biv118.
- Walker, B.H. 1987. A general model of savanna structure and function. In: Walker, B. H. (ed.) **Determinants of tropical savannas**, pp. 1-12. IUBS Monograph Series No. 3, IRL Press, Oxford.
- Willis, E.O. 2004. Birds of a habitat spectrum in the Itirapina Savanna, São Paulo, Brazil (1982-2003). **Brazilian Journal of Biology**, (64)4: 901–910.
- Zenni, R.D., Sampaio, A.B., Lima, Y.P., Pessoa-Filho, M., Lins, T.C., Pivello, V.R. & Daehler, C. 2019. Invasive *Melinis minutiflora* outperforms native species, but the magnitude of the effect is context-dependent. **Biological Invasions**, 21: 657–667.

CAPÍTULO 1 - Comparação de diferentes técnicas para restauração ecológica de cerrado *sensu stricto* e sua influência sobre a condutividade hidráulica do solo

RESUMO

A restauração ecológica do Cerrado permanece um desafio prático e científico, com diversas técnicas desenvolvidas nas últimas décadas não atingindo padrões de referência de ecossistemas naturais. Avaliamos um experimento de restauração de cerrado *sensu stricto* em uma pastagem abandonada invadida por *Urochloa* spp. com baixa regeneração natural de acordo com a Resolução SMA nº 32/2014, importante ato normativo para avaliação de projetos de restauração ecológica no Brasil. Estabelecemos tratamentos de restauração ativa por plantio de mudas (*Sp*), plantio de mudas com adubação (*Sf*) e regeneração natural assistida (*An*) e comparamos com parcelas controle (abandono-*Cr*) utilizando parcelas de 600 m² em um delineamento em blocos casualizados com 4 repetições por tratamento, totalizando 16 parcelas. Avaliamos a cobertura do solo por vegetação nativa (*VgCov*), densidade de indivíduos nativos regenerantes (*PtDens*) e diversidade de espécies nativas (*SppDiv*) durante 30 meses. Atributos físicos e químicos do solo foram avaliados antes e após a implantação do experimento. Utilizamos teste ANOVA para testar diferenças entre os tratamentos e entre os blocos experimentais para *VgCov*, *PtDens* e *SppDiv*. Utilizamos PERMANOVA para testar diferenças nos atributos químicos e físicos e Análise de Componentes Principais (ACP) para avaliar a discriminação do solo entre épocas e tratamentos. Utilizamos teste ANOVA para medidas repetidas ao longo do tempo para avaliar a condutividade hidráulica saturada do solo (K_s). *Sp* e *Sf* atingiram os padrões de referência somente para *VgCov* (>80%), demonstrando que apesar do plantio de mudas em densidade e diversidade superior ao exigido para os indicadores ecológicos *PtDens* (>2.000 ind./ha) e *SppDiv* (>25 espécies), a não-contabilização de indivíduos lenhosos plantados para *PtDens* e *SppDiv* é um fator limitante para a restauração de cerrado *sensu stricto* utilizando técnicas de plantio de mudas em áreas invadidas por gramíneas exóticas invasoras com baixa regeneração natural de espécies nativas. Houve diferenças estatísticas no solo apenas em relação ao tempo, com predominância de atributos químicos para diferenciação. Houve diminuição do K_s com diferenças entre os tratamentos e tempo, sendo o tempo de avaliação insuficiente para recuperação da permeabilidade do solo. Os custos totais foram próximos da literatura para projetos de restauração florestal. Apesar do tempo para avaliação do experimento abaixo do exigido (3 anos), nosso estudo indica que os tratamentos envolvendo o plantio heterogêneo de mudas em *Sp* e *Sf* foram os que alcançaram os resultados mais próximos dos padrões de referência legal, sendo passível de uso em larga-escala.

Palavras-chave: restauração de savanas; plantio de mudas; padrões de referência

ABSTRACT

Cerrado ecological restoration remains a practical and scientific challenge, where several techniques developed in the last decades not reaching the reference standards regarding natural ecosystems. We evaluated a cerrado *sensu stricto* restoration experiment in an abandoned pasture invaded by *Urochloa* spp. with very low natural regeneration in accordance with Resolution SMA n° 32/2014, an important normative act on the evaluation of ecological restoration projects in Brazil. We established plots of active restoration by seedling planting (*Sp*), seedling planting with fertilization (*Sf*) and assisted natural regeneration (*An*) in comparison to control plots (abandonment - *Cr*) using 600 m² plots in a randomized block design with 4 replications per treatment, totaling 16 plots. We evaluated soil coverage by native vegetation (*VgCov*), density of native individuals (*PtDens*) and diversity of native species (*SppDiv*) during 30 months. Soil physical and chemical attributes were evaluated before and after experiment implementation. We used ANOVA to test differences between treatments and between experimental blocks for *VgCov*, *PtDens* and *SppDiv*. We used PERMANOVA to test differences and PCA to evaluate soil discrimination between time and treatments using chemical and physical soil attributes. ANOVA test for repeated measures over time was used to evaluate saturated hydraulic conductivity (K_s). *Sp* and *Sf* reached the reference standards only for *VgCov* (>80%), demonstrating that despite planting seedlings at a density and diversity higher than that required for the ecological indicators *PtDens* (>2,000 ind./ha) and *SppDiv* (>25 species), the non-accounting of planted woody individuals for *PtDens* and *SppDiv* is a limiting factor for cerrado *sensu stricto* restoration using seedling planting techniques in invaded by invasive exotic grasses areas with low natural regeneration of native species. There were statistical differences in soil only between time, with chemical attributes predominating for soil differentiation. K_s decreased over time with differences between treatments (p -value<0.0001) and time (p -value = 0.0004), without enough time for soil permeability recovery. Total costs were close to literature for forest restoration projects. Despite below the required time for evaluation of the experiment (3 years), our study indicates that the treatments involving heterogeneous seedling planting in *Sp* and *Sf* were those that achieved the closest results to legal reference standards, being capable of large-scale use.

Keywords: savanna restoration; seedling planting; reference standards

1. INTRODUÇÃO

Durante o mês de julho de 2023 ocorreram as maiores temperaturas já registradas para o verão no hemisfério norte do planeta, gerando grande preocupação em função dos impactos causados pelas mudanças climáticas (GISTEMP, 2023). Concomitantemente, vivenciamos uma crescente escassez hídrica mundial, onde o potencial máximo para sua utilização se aproxima rapidamente do limite planetário (Kummu et al., 2016), tornando emergenciais ações de mitigação dos impactos ambientais causados pelo homem (Strassburg et al., 2020).

De 2021 a 2030, as Nações Unidas darão suporte à “década da restauração”, no intuito de combater o rápido declínio na biodiversidade global e restaurar serviços ecossistêmicos perdidos e/ou comprometidos (UNEP, 2022). No Brasil, foi ratificado em 2016 o documento “Contribuições Nacionalmente Determinadas - NDC” e elaborado o “Plano Nacional de Recomposição da Vegetação Nativa – Planaveg”, que conjuntamente visam a restauração ecológica de 12 milhões de hectares até 2030 (Brasil, 2016, 2017).

Apesar dos grandes avanços, os esforços para conservação da biodiversidade e restauração de ecossistemas degradados ainda são centrados em florestas (Fernandes et al., 2016). Nesse sentido, campos e savanas são historicamente percebidos como ecossistemas prescindíveis para conservação (Parr et al., 2014), sofrendo grande pressão humana para ocupação e sendo comumente manejados de forma inapropriada, com a exclusão do fogo e/ou do florestamento, principalmente (Veldman et al., 2015).

Abrangendo florestas, campos e a savana mais biodiversa do mundo (Santos et al., 2021), o Cerrado possui mais de 12.000 espécies de plantas, das quais 645 encontram-se ameaçadas (Joly et al., 2019), sendo considerado um dos *hotspots* para conservação da biodiversidade (Myers et al., 2000). Com uma diversidade de plantas ligeiramente menor à da Amazônia, no Cerrado predominam espécies não-arbóreas, distribuídas principalmente sobre savanas e campos, correspondendo a aproximadamente 70% do total de suas espécies vegetais, enaltecendo não somente sua necessidade de conservação como também a importância na proteção de seus ecossistemas não-florestais (Durigan et al., 2018).

Com 47,9 % de sua área originalmente coberta por vegetação natural (Mapbiomas, 2023), o Cerrado é o domínio fitogeográfico brasileiro onde o desmatamento mais cresceu nos últimos anos, superando as taxas anuais da Amazônia (Strassburg et al., 2017). O aumento no desmatamento, somado ao crescimento de áreas agrícolas irrigadas, figuram como os principais

impactos na redução da vazão de rios no Cerrado (Salmona et al., 2023), comprometendo a segurança hídrica de milhões de pessoas, tendo visto sua contribuição para 14% da produção hídrica superficial do Brasil, chegando a 43% da produção hídrica excluindo-se a bacia amazônica (Lima & Silva, 2005).

No estado de São Paulo, a situação de conservação do Cerrado é ainda mais crítica, restando atualmente menos de 3% de sua área original, sendo a área de todos os remanescentes de campos e savanas somados (915,5 km²) inferior ao município de São Paulo (1.521 km²) (São Paulo, 2020). Atualmente, predominam no estado fragmentos esparsos sob intensa invasão biológica e adensamento natural (Durigan et al., 2007; Pivello et al., 1999), tornando veementes ações de restauração ecológica (Rossa-Feres et al., 2008).

Em contrapartida, foi lançado em 2023 o “Plano Estadual de Meio Ambiente”, contemplando a audaciosa meta de restauração ecológica de 37.500 ha no estado de São Paulo, potencialmente criando diversas oportunidades para o mercado de restauração ecológica no estado (São Paulo, 2023).

A restauração ecológica do Cerrado ainda está longe de ser uma prioridade no desenvolvimento de políticas públicas e pesquisas científicas (Guerra et al., 2020), sendo necessárias abordagens diferentes do conhecimento gerado sobre restauração florestal para a efetiva restauração de ecossistemas não-florestais (Veldman et al., 2019; Andrade et al., 2015), especialmente quando em áreas onde a resiliência é baixa ou ausente (Cava et al., 2017).

A sequência sucessional utilizada para florestas não se aplica às fisionomias não-florestais do Cerrado (Silveira et al., 2020), caracterizadas pela coexistência de espécies com traços funcionais conservativos e aquisitivos, além de adaptações morfofisiológicas ao fogo (Pivello, 2008; Pilon et al., 2021). Logo, alcançar o sucesso na restauração ecológica de savanas e campos neotropicais depende da construção de conceitos para a restauração da diversidade funcional, interações ecológicas e da resiliência destes ecossistemas (Buisson et al., 2020; Mazzochini et al., 2024).

Embora haja um número crescente de estudos de restauração de campos e savanas neotropicais, apenas um pequeno número de modelos bem-sucedidos se aplica em larga-escala (Bustamante et al., 2019; Schmidt et al., 2019). As primeiras iniciativas de restauração de ecossistemas de cerrado *sensu lato* focaram no plantio de espécies lenhosas, seguindo o processo usual de restauração florestal (Veldman et al., 2015; Veldman et al., 2019) e ignorando

espécies não-arbóreas, componentes da maior diversidade vegetal no Cerrado (Durigan et al., 2018; Pilon et al., 2018a). Assim, a reintrodução de espécies não-arbóreas para a restauração ecológica de fisionomias não-florestais do Cerrado é essencial (Veldman et al., 2015).

Iniciativas para a restauração de fisionomias não-florestais do Cerrado são relativamente recentes, e técnicas como a transferência de *topsoil* de áreas conservadas (Pilon et al., 2018a; Pilon et al., 2018b) ou a semeadura direta de espécies nativas (Pellizzaro et al., 2017; Coutinho et al., 2019; Sampaio et al., 2019) foram testadas, sendo esta última a técnica atualmente mais utilizada em projetos de restauração ecológica em larga-escala (Schmidt et al., 2019).

Dependente da utilização de grandes quantidades de sementes e de espécies de rápido recobrimento do solo, as técnicas de semeadura direta para restauração do Cerrado atualmente favorecem provavelmente espécies com traços funcionais aquisitivos, gerando comunidades distintas das de campos e savanas conservados, onde prevalecem espécies com traços funcionais conservativos (Pilon et al., 2020; Giles, 2022).

Além disso, as técnicas atuais de semeadura direta ainda são experimentais, onde áreas de Cerrado semeadas com grande diversidade de espécies nativas que atingiram alta cobertura de solo apresentaram, após algum tempo, considerável substituição e dominância por espécies exóticas invasoras, como *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster e *Andropogon gayanus* Kunth (Coutinho et al., 2019; Giles et al., 2022).

Levando-se em conta o atual cenário de conservação das fisionomias campestres do Cerrado no estado de São Paulo, reduzidas a pouco mais de 4.000 ha (São Paulo, 2020), e o fato de parte importante destes remanescentes estarem localizados no interior de unidades de conservação com regime de proteção integral (Brasil, 2000), limitando a coleta de sementes e/ou demais propágulos, torna veemente, por consequência, a busca por formas de otimização dos recursos genéticos disponíveis para a restauração ecológica do Cerrado no âmbito estadual.

Recentemente, a ideia de produzir e transplantar mudas de canteiros foi sugerida para a reintrodução de gramíneas nativas no Cerrado (Oliveira et al., 2020). Porém, informações sobre a produção de mudas de espécies do Cerrado ainda são escassas (Kolb et al., 2016; Oliveira, 2020; Sena et al., 2021) e, conseqüentemente, mudas de espécies não-arbóreas não estão disponíveis em viveiros comerciais, limitando assim sua inclusão em projetos de restauração do Cerrado (Oliveira et al., 2021).

Como resultado, apesar dos esforços na promulgação da Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014 (São Paulo, 2014) e da Portaria CBRN nº 01, de 17 de janeiro de 2015 (São Paulo, 2015), ainda são escassos estudos científicos demonstrando a aplicação e/ou cumprimento da legislação referente à restauração de campos e savanas a partir de ecossistemas degradados com baixa e/ou desprovidos de regeneração natural no estado de São Paulo, levantando dúvidas quanto à sua aplicabilidade prática na realidade atual de conservação do domínio Cerrado no estado.

A meta da restauração ecológica é permitir a um ecossistema degradado retornar ao mais próximo possível de sua situação pré-distúrbio, criando condições de biodiversidade renovável, onde as espécies e populações regeneradas se sustentem e perpetuem no tempo (Kageyama & Gandara, 2003). Em ecossistemas terrestres, no decorrer do processo de restauração ecológica é estabelecida uma estreita inter-relação entre os fatores edáficos e o restante do ecossistema, ocasionando concomitantemente mudanças nas características da vegetação e no solo (Sattler, 2006).

Logo, projetos de restauração ecológica devem distanciar-se da pretensão de replicar ecossistemas naturais em seu estado original, sendo necessário realismo quanto à suas limitações atuais, onde a admissão e identificação das diferenças existentes entre ecossistemas restaurados e naturais possam auxiliar no aperfeiçoamento da legislação e política ambiental de forma geral (Ehrenfel, 2000).

Isto posto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar diferentes técnicas de restauração ecológica de cerrado *sensu stricto* em relação à legislação ambiental vigente no estado de São Paulo, representada pela Resolução SMA 32/2014 e Portaria CBRN 01/2015, e sua influência sobre atributos físicos e químicos do solo, com enfoque na condutividade hidráulica do solo em uma área de pastagem abandonada e invadida por gramíneas exóticas invasoras com baixa regeneração natural de espécies nativas. Partimos da premissa de que as técnicas de restauração utilizadas influenciarão positivamente os resultados de cobertura do solo por vegetação nativa e densidade e diversidade de indivíduos regenerantes nativos em comparação com as parcelas controle, reforçando a necessidade de intervenções para a restauração ecológica do Cerrado. Esperamos, também, que a fertilização da técnica de restauração de cerrado *sensu stricto* utilizando plantio de mudas resultará em maior biomassa acima do solo, apresentando valores médios de cobertura do solo superiores quando comparados com as demais técnicas de restauração ecológica avaliadas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na Estação Experimental de São Simão – EExSS (21°23'23" S e 47°37'56" W), com área total correspondente a 694,03 hectares, localizada no Município de São Simão, SP (Figura 1).

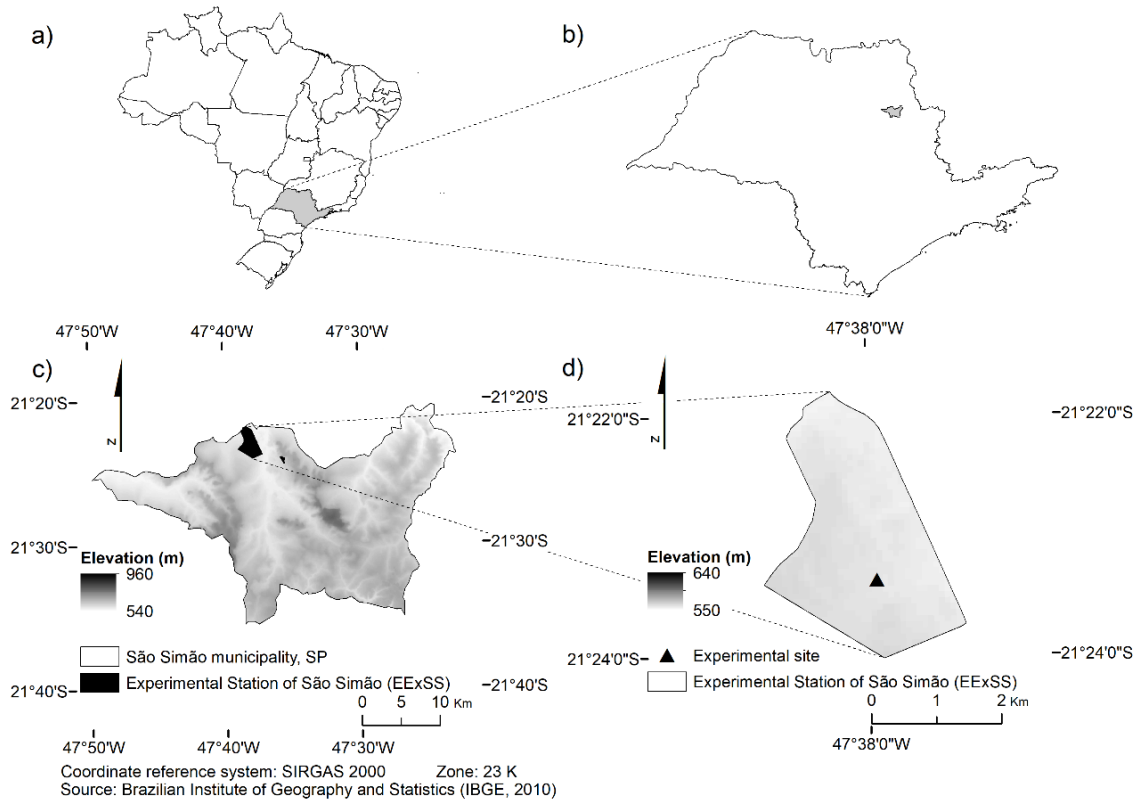


Figura 1. Localização do Estado de São Paulo no Brasil (a); localização do município de São Simão no Estado de São Paulo (b); hipsometria e localização da Estação Experimental de São Simão no município de São Simão, SP (c); e hipsometria e localização da área experimental na Estação Experimental de São Simão (EExSS) (d).

O clima da região é classificado como mesotérmico de inverno seco (Cwa), de acordo com a classificação de Köppen, com pluviosidade anual em torno de 1300 mm e temperatura do mês mais frio inferior a 18,5°C e do mês mais quente superior a 22,2°C (Alvares et al., 2013).

De acordo com a Lei nº 6.150/88, a Estação Experimental de São Simão é definida como Reserva de Preservação Permanente para Pesquisa Agropecuária Estadual, não se enquadrando como Unidade de Conservação e, portanto, não incluída no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e, por fim, não regulamentada pela Lei nº 9.985/2000 (São Paulo, 2000).

Contudo, com a criação do Sistema Estadual de Florestas – SIEFLOR, através do Decreto nº 51.453/06, alterado pelo Decreto nº 65.274/20, estações experimentais, hortos e outras áreas de propriedade do Estado de São Paulo passam a implementar mecanismos e pesquisas que assegurem a proteção e/ou recuperação da biodiversidade (São Paulo, 2006, 2020).

A distribuição dos tipos de solo no município é fortemente influenciada pelas formações geológicas da região, compostas predominantemente pela formação Serra Geral, caracterizada por solos latossólicos, e pelas formações areníticas Botucatu e Pirambóia, representadas por neossolos quartzarênicos e latossolos vermelho-amarelos (IAC, 1982). Nas planícies aluvionares predominam solos hidromórficos, derivados de sedimentos quaternários e que ocupam as planícies de inundação da região (IAC, 1982).

Em 1996, a EExSS foi ocupada para fins de reforma agrária por mais de 130 famílias (Lima & Sant’Ana, 2007). Durante a ocupação, foram extraídos grandes volumes de madeira proveniente de silvicultura de diversos talhões da EExSS e a abertura de áreas para formação de pastagens, processo este interrompido somente em 2012 com o deslocamento dos ocupantes para o “Assentamento Mario Covas”, localizado próximo à EExSS (Luiz Carlos Garcia, com. pess., 09 de setembro de 2020).

Atualmente, após a interrupção das atividades de silvicultura, a EExSS apresenta extensas áreas dominadas por gramíneas exóticas invasoras, em especial *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster (Capim-braquiária), *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A.Rich.) R.D.Webster (Braquiarão), *Melinis minutiflora* P.Beauv. (Capim-gordura), *Andropogon gayanus* Kunth (Capim-andropogon) e *Hyparrhenia rufa* (Nees) Stapf (Capim-jaraguá), com ocorrência frequente de incêndios. Cabe ressaltar que *U. decumbens* é a espécie mais comumente encontrada na EExSS.

A fim de minimizar viesamentos decorrentes da resiliência e/ou regeneração natural sobre a restauração ecológica e fornecer condições *in situ* similares à realidade de implantação de projetos de restauração ecológica de cerrado no estado de São Paulo, foi escolhida uma área de 1 ha com baixa regeneração natural e densamente invadida por *Urochloa* spp., localizada no talhão 53, na porção central da EExSS (Figura 2).



Figura 2. Vista geral da área experimental anteriormente ao início da pesquisa, com destaque para a baixa densidade de indivíduos nativos regenerantes.

O talhão 53 foi inicialmente utilizado para silvicultura de pinus (*Pinus elliottii* Engelm.) de 1962 a 1991 e como pastagem de 1991 a 1996, estando desde então sem uso definido (São Paulo, s.d.). A área de estudo possui altitude média de 600 m e relevo plano, localizando-se à 1.300 m da hidrografia mais próxima (IBGE, 1982).

Atualmente, o local de estudo é um campo antrópico (pastagem abandonada) com espécies nativas esparsamente distribuídas imersas em uma matriz de vegetação dominada pelas gramíneas africanas *U. decumbens* e *U. brizantha*. Predominam na área de estudo neossolos quartzarênicos, com textura arenosa, baixo teor de nutrientes (distrófico) e alta saturação de alumínio (Oliveira et al., 2000; Santos et al., 2018).

Além da baixa regeneração natural e ausência de uso definido sobre a área de estudo, a EExSS foi alvo de diversos incêndios não-prescritos nos últimos anos (Figura 3).

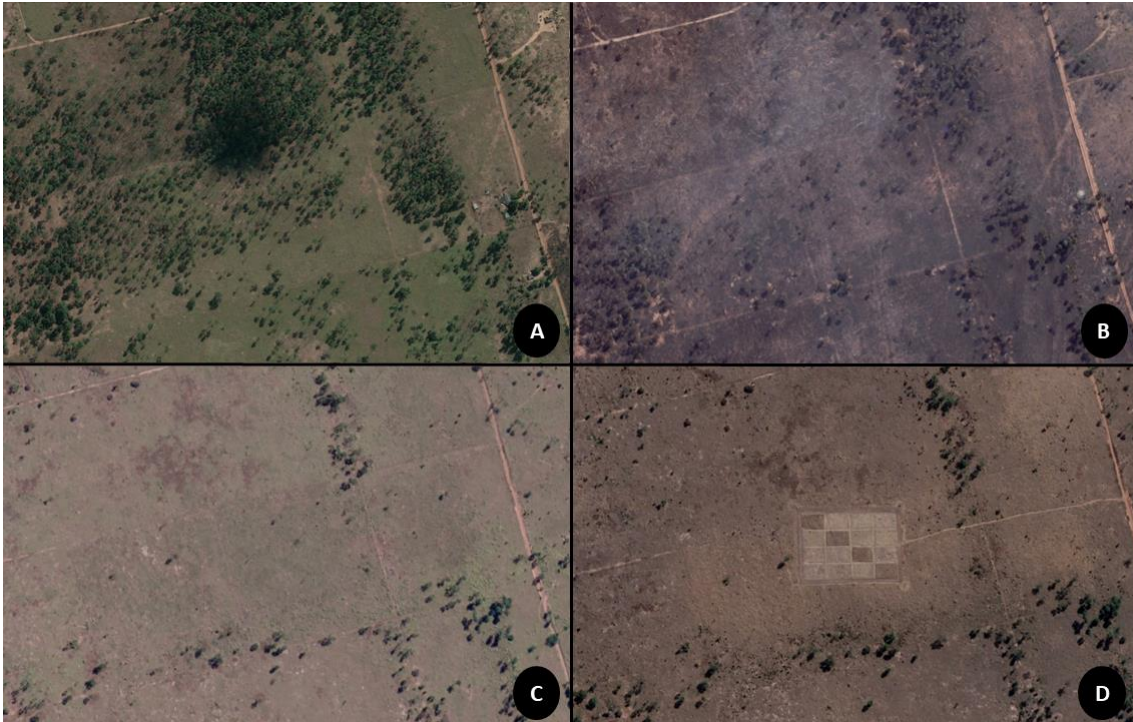


Figura 3. Cronossequência de imagens de satélite da área de estudo: vista geral em 2005 (A); vista geral em 2010, logo após ocorrência de incêndio (B); vista geral em 2015 (C); e imagem mais recente, após instalação do experimento, em 2021 (D). Fonte das imagens: Google Earthtm 2023.

2.2. Delineamento experimental

Para coleta e análise dos dados do experimento, foi adotado o delineamento em blocos casualizados, com quatro tratamentos (técnicas de restauração ecológica) e quatro repetições (parcelas). Os tratamentos foram aplicados em parcelas retangulares com dimensões de 20 m x 30 m (600 m²) e comparados com parcelas controle, sem nenhuma intervenção, totalizando 16 parcelas (Figura 4).

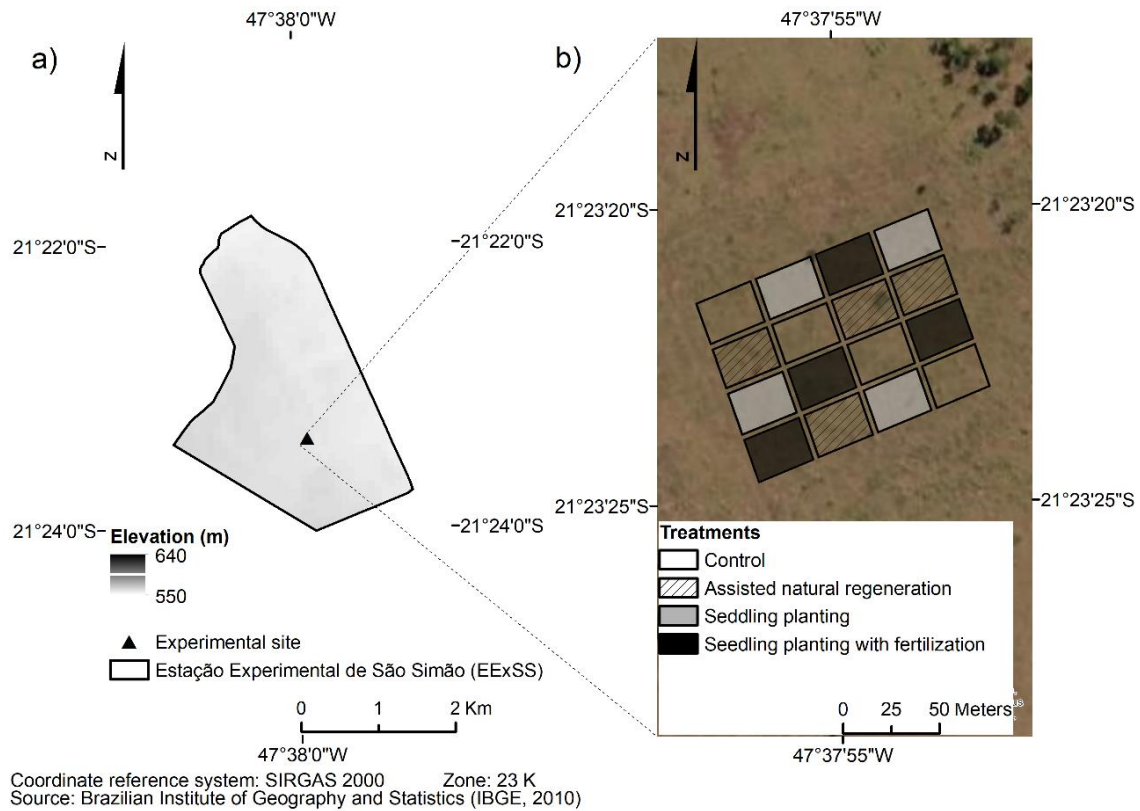


Figura 4. Localização da área de estudo em relação a EExSS (a). Representação esquemática das parcelas experimentais e cobertura vegetal atual da área (b). Fonte da imagem: Google Earthm 2023.

No intuito de reduzir a biomassa de *Urochloa* spp. e estimular a dispersão de sementes e a germinação do banco de sementes do solo (Coutinho, 1982), todas as parcelas, com exceção do tratamento controle (Cr), foram submetidas a fogo controlado em novembro de 2020, totalizando 12 parcelas queimadas (Figura 5). Os tratamentos e técnicas de restauração ecológica de cerrado *sensu stricto* são descritos a seguir, no item 2.3.



Figura 5. Queima controlada dos tratamentos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (A); e área experimental após queima prescrita e controle do fogo, com detalhe para parcelas controle não-queimadas ao fundo, EExSS, São Simão, SP (B).

2.3. Técnicas de restauração ecológica

2.3.1. Controle (Cr)

No tratamento controle não foi realizado nenhum tipo de intervenção ao longo de todo o período de duração do experimento, de forma a representar o potencial natural de regeneração e restauração passiva da vegetação caso nenhuma ação de restauração ecológica fosse realizada.

2.3.2. Fogo + regeneração natural assistida (An)

Neste tratamento foi realizado apenas o manejo dos indivíduos nativos registrados antes (remanescentes) e durante a condução da pesquisa (recolonizadores). Não houve o plantio, transplante e/ou semeadura de nenhum indivíduo e/ou propágulo nas parcelas submetidas a este tratamento, apenas efetuando a roçada seletiva da vegetação, coroando com a capina manual o entorno de todos os indivíduos regenerantes visualmente registrados e sem qualquer tipo de adição de nutrientes e/ou adubação.

2.3.3. Fogo + plantio heterogêneo de mudas (Sp)

Nas parcelas destinadas ao plantio heterogêneo de mudas, foram plantadas mudas de 28 espécies herbáceas, 28 arbustivas, 31 arbóreas e 3 espécies de lianas, totalizando 90 espécies típicas de cerrado *sensu stricto*. A listagem e quantificação das espécies plantadas na área experimental são apresentadas no Anexo 1. É importante ressaltar a reintrodução de *Aristida circinalis* Lindm., considerada “em perigo” e inserida na lista de espécies ameaçadas do estado de São Paulo (São Paulo, 2016).

Todas as mudas foram produzidas em recipientes do tipo “tubetão” com volume aproximado de 150 cm³ e altura média de 0,4 m, medida a partir da base de seu sistema de raízes até o ápice de suas folhas e/ou ramos. Todas as sementes utilizadas foram coletadas em São Simão, SP e/ou municípios limítrofes, garantindo a conservação e utilização de genótipos locais.

Para o cálculo das densidades e quantidades totais de mudas de hábitos herbáceo, arbustivo e arbóreo para a restauração ecológica de cerrado *sensu stricto*, foi utilizada a densidade aproximada de 1.000 indivíduos lenhosos com diâmetro à 30 cm do solo por hectare (DAS30cm \geq 5 cm), conforme disposto no item III do Artigo 3º da Resolução SMA nº 64, de 10 de setembro de 2009, que dispõe sobre o detalhamento das fisionomias da vegetação de Cerrado e de seus estágios de regeneração no estado de São Paulo (São Paulo, 2009).

Excluindo-se as áreas de borda, foram plantadas 209 mudas por parcela, sendo 81 mudas de espécies herbáceas (1.750 ind. ha⁻¹), 81 mudas de espécies arbustivas (1.750 ind. ha⁻¹), 42 mudas de espécies arbóreas (900 ind. ha⁻¹) e 5 mudas de espécies de lianas (\approx 50 ind. ha⁻¹), estas últimas posicionadas de forma aleatória no interior das parcelas experimentais, no esquema de plantio de 1,5 m entre linhas e 1,5 m entre plantas, totalizando um espaçamento de 2,25 m² por indivíduo e uma densidade de 4.444 mudas por hectare, onde as mudas foram inseridas na sequência “erva – arbusto – árvore – arbusto – erva” (Figura 6).

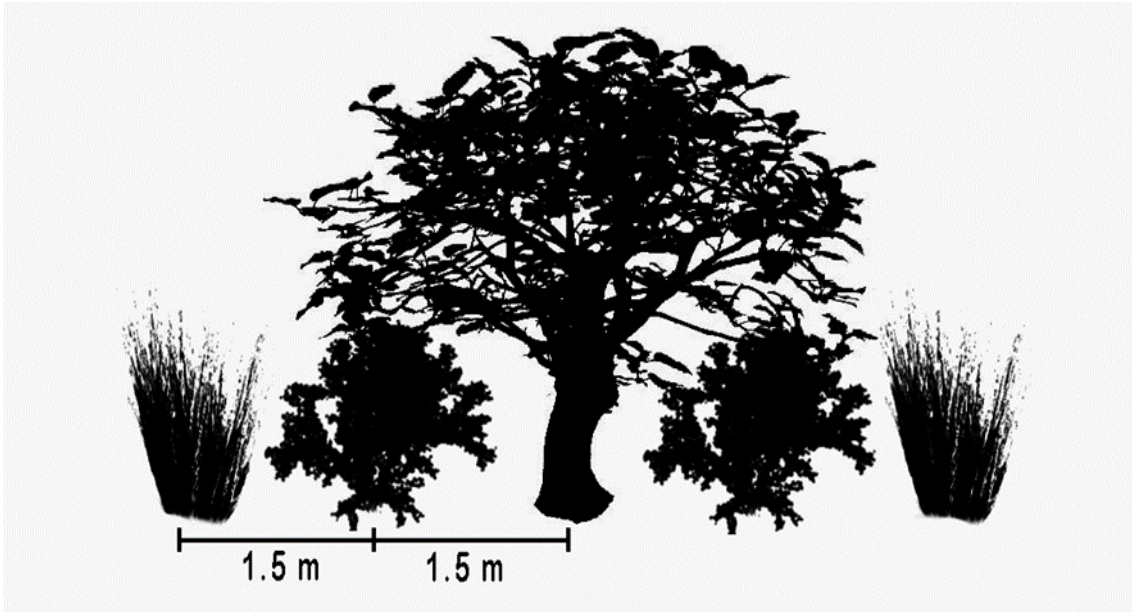


Figura 6. Representação ilustrada do esquema de plantio utilizado em ordem “erva – arbusto – árvore – arbusto – erva” em espaçamento de 2,25 m² por muda (1,5 x 1,5 m).

O plantio das mudas foi efetuado manualmente, onde foram abertas covas com aproximadamente 40 cm de profundidade e 20 cm de diâmetro utilizando ferramentas manuais (Figura 7). Fotos gerais do experimento são apresentadas no Anexo 2.



Figura 7. Etapas da operação de plantio de mudas: abertura de cova para plantio (A); retirada da muda do recipiente (tubetão) (B); muda plantada (C); muda sendo irrigada após o plantio (D), EExSS, São Simão, SP. Data das imagens: jan./2021.

No total, foram realizadas 15 manutenções bimestrais, contadas a partir da implantação do experimento, em janeiro de 2021, até o mês de julho de 2023, contemplando o prazo de 30 meses, onde foram empregadas as seguintes operações:

- i) Roçada: corte baixo semimecanizado da vegetação ruderal infestante via uso de roçadora-costal motorizada;
- ii) Coroamento: capina circular, de diâmetro variando entre 80 a 100 cm, do entorno das mudas, retirando a vegetação ruderal infestante pela raiz;
- iii) Replântio: replântio de mudas mortas por falhas de plantio (quando observada densidade insuficiente de indivíduos por hectare);
- iv) Controle de formigas cortadeiras: aplicação (ronda) de calda inseticida a base de Fipronil (grupo químico pirazole carbonitrile) em olheiros ativos e distribuição de iscas formicidas do tipo MIPIs a base de Sulfluramida (grupo químico das Sulfonamidas Fluoroalifáticas) para controle e extermínio das colônias remanescentes na área.

2.3.4. Fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação (Sf)

Nas parcelas destinadas ao plantio heterogêneo de mudas com adubação de suas covas de plantio, foi adotada metodologia idêntica à descrita no item “2.3.3. Plantio heterogêneo de mudas (Sp)” supracitado, diferindo apenas quanto à adição dos insumos: (i) substrato orgânico; (ii) calcário dolomítico ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$) e; (iii) adubo para plantio e/ou manutenção de mudas ($\text{N} + \text{P}_2\text{O} + \text{K}_2\text{O} + \text{S} + \text{Zn} + \text{B} + \text{Mn} + \text{Cu}$).

Os insumos “substrato orgânico” e “calcário dolomítico” foram aplicados no momento de plantio, nas doses de 250 g e 100 g, respectivamente, por muda plantada neste tratamento, totalizando 816 mudas.

Durante as operações de manutenção do experimento nos meses de janeiro de 2022 e 2023, foram depositados em covetas laterais próximas às mudas plantadas (aproximadamente 25 cm do colo/touceira da planta), 100 g de adubo concentrado para manutenção de mudas, fornecendo 1 g ind.^{-1} dos elementos macronutrientes N, P e K e 130 mg ind.^{-1} do micronutriente S, 80 mg ind.^{-1} dos micronutrientes Zn e Mn e 20 mg ind.^{-1} dos micronutrientes B e Cu.

O uso de fertilizantes para restauração ecológica do Cerrado ainda é um tema em desenvolvimento (Bucci, et al., 2006; Fernandes et al., 2008; Torres, 2017), sendo escassos

estudos científicos com recomendações de adubação. No intuito de minimizar impactos negativos da adição de nutrientes na estrutura e composição da comunidade de plantas do experimento (Durigan et al., 1998; Bustamante et al., 2012), as doses de adubo e calcário utilizadas foram inferiores às de outras pesquisas envolvendo adubação de espécies lenhosas no Cerrado (Matias et al., 2018; Silva et al., 2022).

2.4. Monitoramento bimestral

Para avaliar o desempenho dos tratamentos em relação à cobertura do solo, densidade de indivíduos e diversidade de espécies, foi realizado o monitoramento bimestral de todas as parcelas experimentais e tratamentos de acordo com a Portaria CBRN nº 01 de 17 de janeiro de 2015, que define o parágrafo 2º, do artigo 16 da Resolução SMA nº 32, de 3 de abril de 2014 (São Paulo, 2014; 2015).

A Portaria CBRN nº 01 de 17 de janeiro de 2015 define três “*indicadores ecológicos*” para a avaliação e monitoramento de projetos de restauração ecológica no estado de São Paulo, bem como valores para atestamento de “*recomposição ambiental*”, aqui considerado como a validação pelo órgão ambiental do sucesso na restauração ecológica da área avaliada.

Os indicadores ecológicos devem ser mensurados a partir de parcelas de 100 m², com dimensões de 25 m de comprimento e 4 m de largura, estabelecidas através de uma linha amostral definida a partir de um trena ou material similar dividindo a parcela em duas partes idênticas, com 2 m para cada lado da linha amostral (São Paulo, 2015).

- 1) **Cobertura do solo com vegetação nativa (*VgCov*):** obtido por meio da soma das medidas dos trechos da linha amostral cobertos por vegetação nativa, em metros, em relação ao comprimento total da linha, excluindo-se quaisquer trechos com cobertura por espécies exóticas e/ou com solo exposto, fornecido em porcentagem;
- 2) **Densidade de indivíduos nativos regenerantes (*PtDens*):** contagem dos indivíduos lenhosos nativos regenerantes inseridos nas parcelas amostrais com altura igual ou maior que 50 cm e com circunferência à altura do peito menor que 15 cm ou inexistente ($H \geq 50$ cm e $CAP < 15$ cm), onde o total de indivíduos contabilizados deve ser convertido para número de indivíduos por hectare;

3) Número de espécies nativas regenerantes (*SppDiv*): diversidade de espécies lenhosas (arbustivas e/ou arbóreas) dos indivíduos lenhosos nativos regenerantes registrados durante a mensuração do indicador “*Densidade de indivíduos nativos regenerantes*”, onde uma mesma espécie não deve ser contabilizada mais de uma vez, gerando uma lista única de espécies registradas para cada monitoramento conduzido.

O monitoramento do experimento foi conduzido durante os intervalos de março de 2021 a julho de 2023, totalizando 15 monitoramentos em um período de 28 meses, onde foram alocadas 01 parcela amostral no interior de cada parcela experimental, gerando um total de 16 parcelas amostras para cada monitoramento conduzido (Figura 8).

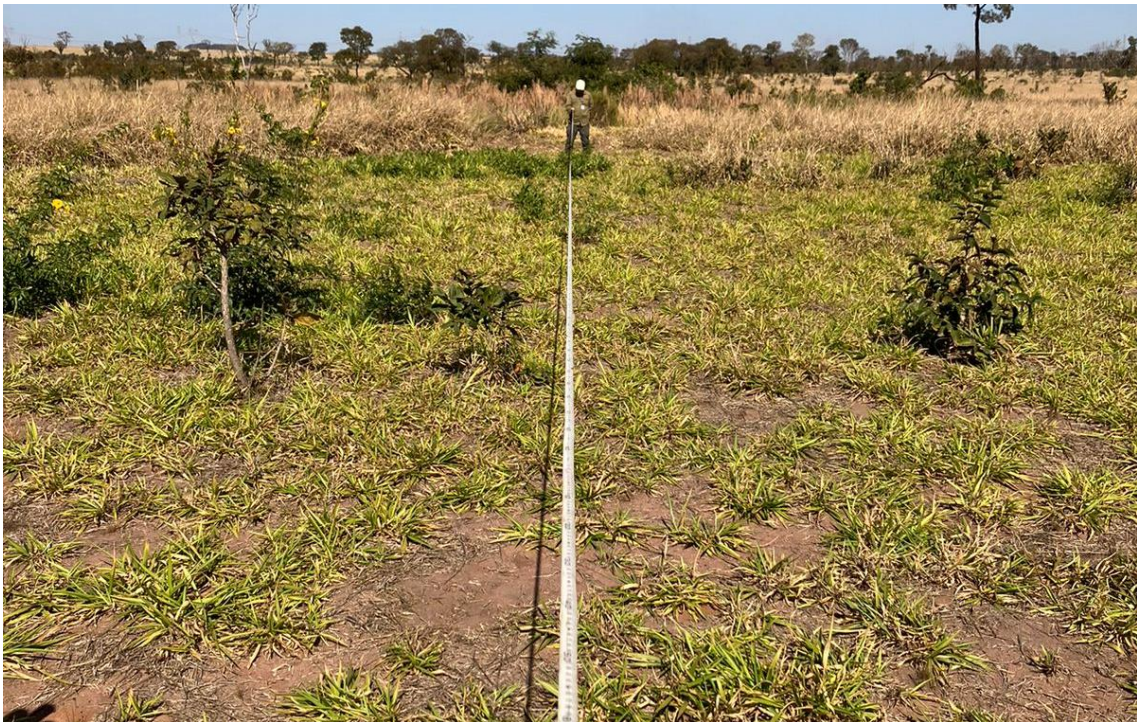


Figura 8. Vista geral de parcela experimental durante monitoramento dos indicadores ecológicos de acordo com Resolução SMA nº 32, de 3 de abril de 2014 e Portaria CBRN nº 01 de 17 de janeiro de 2015, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: jul./2023.

2.5. Avaliação química e física do solo

Para análise granulométrica do solo, foram coletadas 3 amostras de peso aproximado de 500 g por parcela da área experimental nas profundidades: (i) 0 a 10 cm; (ii) 10 a 20 cm; e (iii) 20 a 30 cm, totalizando 48 amostras. Os dados foram coletados utilizando trado do tipo caneco e as análises executadas em laboratório de análises de solo homologado pela Embrapa. Foram determinados os teores de areia total, silte e argila através do método do densímetro (Bouyoucos, 1962).

Para a determinação da densidade do solo (D_s), foram coletadas com anéis metálicos de volume correspondente a 100 cm³ 3 amostras indeformadas nas profundidades: (i) 0 a 10 cm; (ii) 10 a 20 cm; e (iii) 20 a 30 cm, totalizando 48 amostras. As amostras foram secas em estufa a 105°C por 24 horas para a obtenção da massa seca do solo. A D_s foi determinada relacionando a massa seca do solo e o volume do anel metálico (Grossman & Reinsch, 2002).

As amostragens de D_s foram realizadas durante os meses de novembro de 2020, anteriormente à queima prescrita da área e instalação do experimento, novembro de 2021 e novembro de 2022.

Para análise química do solo, foram coletadas 3 amostras por parcela da área experimental nas profundidades: (i) 0 a 10 cm; (ii) 10 a 20 cm; e (iii) 20 a 30 cm, totalizando 48 amostras. Os dados foram coletados durante os meses de novembro de 2020, anteriormente à queima prescrita da área e instalação do experimento, novembro de 2021 e novembro de 2022 utilizando trado do tipo caneco e as análises executadas em laboratório de análises de solo homologado pela Embrapa.

Foram determinados os teores dos macronutrientes Ca, Mg, P e K por resina de troca iônica, os teores do macronutriente S por turbidimetria com BaCl₂ em pó, a determinação da acidez potencial (H+Al) foi estimada pelo pH em SMP, a concentração de alumínio trocável (Al⁺³) através de titulometria em KCl 1 mol L⁻¹ com NaOH 0,025 mol L⁻¹, os valores de pH em cloreto de cálcio (CaCl₂) a 0,01 mol L⁻¹ (EMBRAPA, 1997, 2009) e os teores de matéria orgânica do solo (MOS) pelo método de Walkley-Black (Walkley & Black, 1934; Camargo et al., 2009). Com base nos resultados destas análises químicas foram calculadas a soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica total (CTC_t), saturação por bases (V%) e a saturação por alumínio (m%).

2.6. Avaliação da condutividade hidráulica do solo

Para mensuração da condutividade hidráulica do solo, foram coletadas leituras em 3 pontos por parcela da área experimental, totalizando 48 pontos por amostragem.

Os dados foram coletados durante os meses de novembro de 2020 (*T1*), novembro de 2021 (*T2*) e novembro de 2022 (*T3*) com o uso de anéis metálicos de 16 cm de diâmetro enterrado a 1 cm de profundidade a partir da superfície do solo. Para inserção do anel é necessária a exposição da superfície do solo, removendo serapilheira ou qualquer outro resíduo da superfície do solo, mantendo-se as raízes. No interior do anel é aplicado um volume de água conhecido (150 ml), sendo o tempo de infiltração anotado.

O processo de coleta e leitura foi repetido de 8 a 15 vezes e os dados obtidos ajustados pelo método BEST (Lassabatère et al., 2006), para obtenção da condutividade hidráulica saturada (K_s). Trata-se de um método simples, rápido e barato (Lassabatère et al., 2006; Lozano-Baez et al., 2018; Lozano-Baez et al., 2019), facilitando a aplicação em áreas remotas e sob vegetação densa.

Para cada repetição também foram coletadas uma amostra de solo para determinação do conteúdo inicial de água e uma amostra de solo saturado após as aplicações de água para determinação do tempo de infiltração (Topp & Zebchuk, 1979).

2.7. Análise de dados

Todas as análises foram realizadas utilizando o software estatístico “R” (R Core Team 2020). Para testar diferenças entre os tratamentos e entre os blocos experimentais para os parâmetros ecológicos cobertura do solo com vegetação nativa (*VgCov*), densidade de indivíduos nativos regenerantes (*PtDens*) e número de espécies nativas regenerantes (*SppDiv*), utilizamos análise de variância (ANOVA) considerando os resultados obtidos no último monitoramento bimestral do experimento, realizado em julho de 2023. Utilizamos o teste de Scott-Knott para comparação entre os tratamentos experimentais, teste de Shapiro-Wilk a 5% de significância para avaliar a distribuição dos resíduos e o teste de O'Neill & Mathews para avaliar a homogeneidade de variâncias através dos pacotes ‘ExpDes.pt’ (Ferreira et al., 2021) e “ggplot2” (Wickham, 2016).

Para avaliação dos dados de atributos químicos e físicos do solo, realizamos análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) (Anderson, 2001) para testar diferenças

entre os períodos de amostragem, sendo estes: (i) *T1* – primeira coleta efetuada em 11/2020; (ii) *T2* – segunda coleta realizada em 12/2022. Também foram executadas análises PERMANOVA para os períodos de amostragem separadamente para avaliação da diferenciação entre os tratamentos experimentais (*Cr*, *An*, *Sp* e *Sf*). Os testes PERMANOVA foram baseados em 9.999 permutações restritas de dados brutos, com $\alpha = 0,05$.

Realizamos análises de componentes principais (ACP) para avaliação da discriminação do solo em relação aos tratamentos experimentais e aos períodos de amostragem (*T1* e *T2*) utilizando a função ACP do pacote FactoMineR (Sebastien & Francois, 2008) e o pacote FactoExtra para construção dos gráficos (Kassambara & Mundt, 2020).

Para análise dos dados de condutividade hidráulica saturada do solo (K_s) foi utilizado o teste ANOVA para medidas repetidas no tempo por meio do pacote nlme do ambiente R (Pinheiro, 2023). Os fatores fixos foram o tempo e o tratamento e o fator aleatório foi o plot (local na parcela) no qual a coleta foi repetida ao longo do tempo. Os dados de K_s foram transformados pela técnica Box-Cox para atendimento das premissas da ANOVA, por meio do pacote MASS (Venables & Ripley, 2002).

2.8. Custos de implantação e manutenção

Todos os custos referentes aos insumos e serviços para implantação e manutenções realizadas durante os 30 meses de duração do experimento foram registrados. Foi adotada a cotação média anual do dólar durante o ano de 2021 (IPEA, 2021), obtida a partir do ano em que as compras e contratos para implantação e manutenção do experimento foram realizadas como base para a transformação dos custos em dólares (US\$).

3. RESULTADOS

3.1. Monitoramento bimestral

Os resultados dos indicadores ecológicos cobertura do solo com vegetação nativa (*VgCov*), densidade de indivíduos nativos regenerantes (*PtDens*) e número de espécies nativas regenerantes (*SppDiv*) foram analisados considerando os resultados obtidos em julho de 2023 durante o último monitoramento do experimento, seis meses antes do primeiro nível de adequação recomendado pela Resolução SMA nº 32, de 3 de abril de 2014.

De acordo com o Anexo I da Resolução SMA nº 32, de 3 de abril de 2014 (Tabela 1), que define os “valores utilizados para atestar a recomposição ambiental de projetos de restauração ecológica no estado de São Paulo”, ao final dos 30 meses de duração do experimento, apenas os tratamentos *Sp* e *Sf* apresentaram valores do indicador *VgCov* suficientes para atestar recomposição (Tabela 2).

Tabela 1. Valores intermediários de referência dos indicadores ecológicos “Cobertura do solo por vegetação nativa”, “Densidade de indivíduos nativos regenerantes” e “Número de espécies nativas regenerantes” para monitoramento de projetos de restauração ecológica em vegetação de cerrado dispostos no Anexo I da Resolução SMA nº 32/2014. Fonte: São Paulo, 2014.

cerradão ou cerrado <i>sensu stricto</i>										
indicador	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)			Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)			Número de espécies nativas regenerantes (n°/ssp)			
	nível de adequação	crítico	mínimo	adequado	crítico	mínimo	adequado	crítico	mínimo	adequado
valores intermediários de referência	3 anos	0 a 15	15 a 80	acima de 80	-	0 a 200	acima de 200	-	0 a 3	acima de 3
	5 anos	0 a 30	30 a 80	acima de 80	0 a 200	200 a 500	acima de 500	0 a 3	3 a 10	acima de 10
	10 anos	0 a 50	0 a 50	acima de 80	0 a 500	500 a 1000	acima de 1000	0 a 10	10 a 15	acima de 15
	15 anos	0 a 70	70 a 80	acima de 80	0 a 1000	1000 a 1500	acima de 1500	0 a 15	15 a 20	acima de 20
valores utilizados para atestar recomposição	20 anos	0 a 80	-	acima de 80	0 a 2000	-	acima de 2000	0 a 25	-	acima de 25

Tabela 2. Valores dos indicadores ecológicos da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos durante o período de março de 2021 a julho de 2023 nos tratamentos experimentais avaliados, EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

MONITORAMENTO DE PROJETO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA - 2021/2023												
Tratamentos	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)				Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)				Número de espécies nativas regenerantes (n°/ssp)			
	mar/21	jan/22	jan/23	jul/23	mar/21	jan/22	jan/23	jul/23	mar/21	jan/22	jan/23	jul/23
<i>Cr</i>	2,1%	3,5%	4,3%	3,3%	175	150	125	325	3	4	4	4
<i>An</i>	5,0%	9,8%	9,9%	9,2%	675	825	825	1075	8	9	10	10
<i>Sp</i>	9,3%	16,0%	64,1%	93,5%	75	400	400	400	7	7	8	8
<i>Sf</i>	5,3%	17,9%	90,1%	95,0%	50	250	250	250	8	8	10	10

Nota: Cobertura do solo com vegetação nativa - porcentagem do solo coberta por vegetação nativa; Densidade de indivíduos nativos regenerantes - número de indivíduos nativos por hectare; Número de espécies nativas regenerantes - número de espécies nativas encontradas por parcela; (ind./ha): indivíduos por hectare; (%): porcentagem; (spps): quantidade de espécies.

Os resultados de *VgCov* apresentaram resíduos com distribuição normal (p-valor=0,51), porém, apresentaram homogeneidade das variâncias (p-valor=0,62). O resultado da ANOVA mostrou diferença estatisticamente significativa (p-valor = 9,47e-15) entre os tratamentos (Tabela 3). A comparação dos tratamentos pelo teste de Scott-Knott é apresentada na Tabela 4, havendo a formação de dois grupos distintos, onde os maiores valores de *VgCov* foram obtidos por *Sp* e *Sf* e os menores por *Cr* e *An* (Figura 9).

Tabela 3. Resultados da ANOVA (p-valor<0,005) para os dados do indicador ecológico cobertura do solo com vegetação nativa (*VgCov*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

<i>ANOVA tabela de resultados - VgCov</i>					
Fonte	GL	SQ	QM	F	p-valor
<i>Tr (Cr, An, Sp and Sf)</i>	3	31597	10532.3	1277.00	0.00000
Blocos	3	4	1.3	0.16	0.92069
Residuo	9	74	8.2		
Total	15	31675			

Nota: GL - graus de liberdade; SQ - soma de quadrados; QM - quadrados médios.

Tabela 4. Média e comparação estatística (p-valor<0,005) entre os dados do indicador ecológico cobertura do solo com vegetação nativa (*VgCov*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

Cobertura do solo por vegetação nativa (%) - <i>VgCov</i>		
Tratamentos	<i>emmean</i>	<i>gp</i>
<i>Cr</i>	95.0000	a
<i>An</i>	93.5000	a
<i>Sp</i>	7.5925	b
<i>Sf</i>	3.2700	b

Nota: *emmean* – média marginal estimada; *gp* - grupo de exibição de letras compactas.

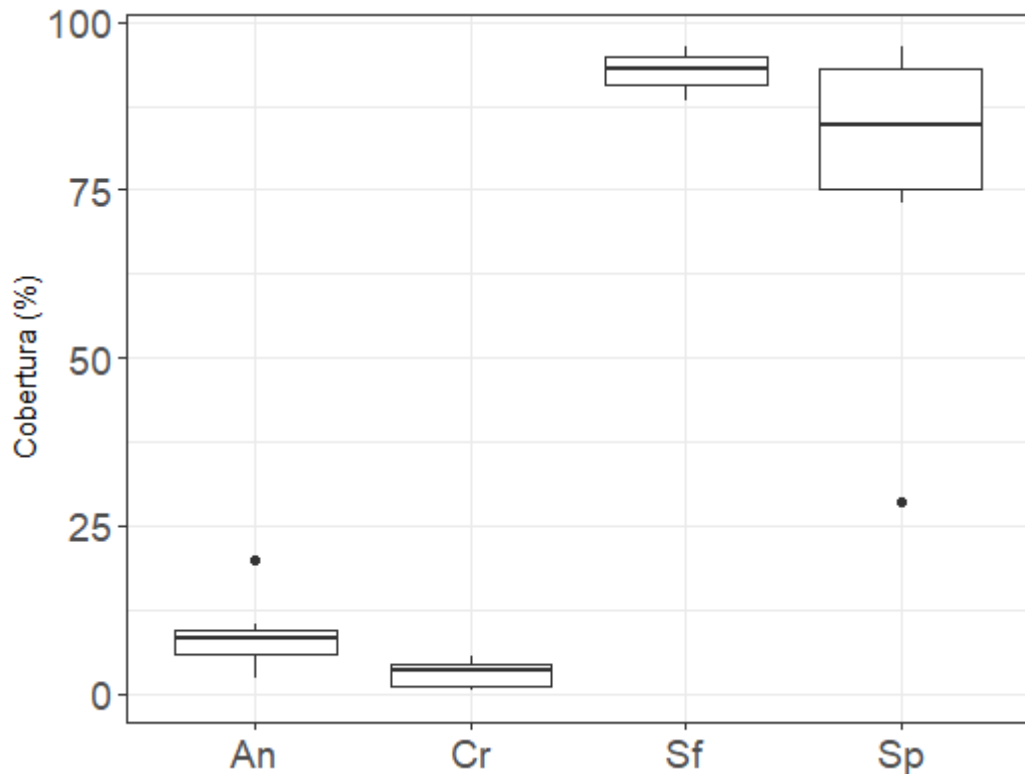


Figura 9. Boxplot dos valores do indicador ecológico cobertura do solo com vegetação nativa (*VgCov*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: Cr – controle; An – fogo + regeneração natural assistida; Sp – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e Sf – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação. Pontos representam outliers.

Os resultados de *PtDens* não apresentaram resíduos com distribuição normal (p -valor = 0,713), porém apresentaram homogeneidade das variâncias (p -valor = 0,14). O resultado da ANOVA não mostrou diferença estatisticamente significativa tanto para os tratamentos (p -valor = 0,094) quanto para os blocos (p -valor = 0,43) (Tabela 5). De acordo com o teste F, as médias não podem ser consideradas diferentes (Figura 10).

Tabela 5. Resultados da ANOVA (p -valor < 0,005) para os dados do indicador ecológico densidade de indivíduos nativos regenerantes (*PtDens*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: Cr – controle; An – fogo + regeneração natural assistida; Sp – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e Sf – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

<i>ANOVA tabela de resultados - PtDens</i>					
Fonte	GL	SQ	QM	F	p-valor
Tr (Cr, An, Sp and Sf)	3	1732500	577500	2.8915	0.09460
Blocos	3	607500	202500	1.0139	0.43078
Residuo	9	1797500	199722		
Total	15	4137500			

Nota: GL - graus de liberdade; SQ - soma de quadrados; QM - quadrados médios.

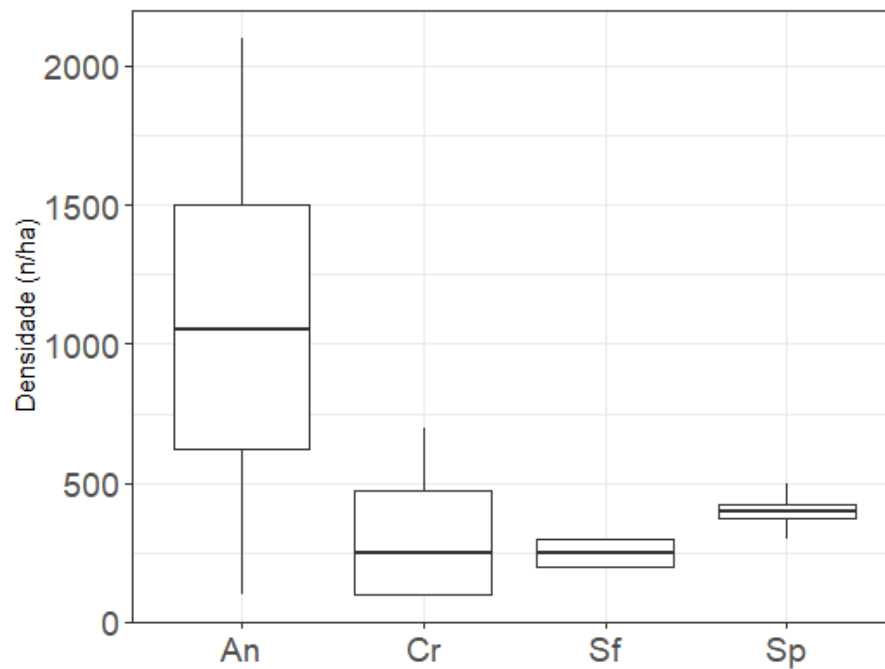


Figura 10. Boxplot dos valores do indicador ecológico densidade de indivíduos nativos regenerantes (*PtDens*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: Cr – controle; An – fogo + regeneração natural assistida; Sp – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e Sf – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

Os resultados de *SppDiv* apresentaram normalidade dos resíduos (p-valor = 0,75) e variâncias homogêneas (p-valor=0,69). O resultado da ANOVA não mostrou diferença estatisticamente significativa (p-valor = 0,1) tanto entre os tratamentos quanto entre blocos (Tabela 6). De acordo com o teste F, as médias não podem ser consideradas diferentes (Figura 11).

Tabela 6. Resultados da ANOVA (p-valor<0,005) para os dados do indicador ecológico número de espécies nativas regenerantes (*SppDiv*) da Resolução SMA nº 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: Cr – controle; An – fogo + regeneração natural assistida; Sp – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e Sf – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

<i>ANOVA tabela de resultados - SppDiv</i>					
Fonte	GL	SQ	QM	F	p-valor
Tr (Cr, An, Sp and Sf)	3	12.1875	4.0625	2.3494	0.14056
Blocos	3	3.1875	1.0625	0.61446	0.62267
Residuo	9	15.5625	1.7292		
Total	15	30.9375			

Nota: GL - graus de liberdade; SQ - soma de quadrados; QM - quadrados médios.

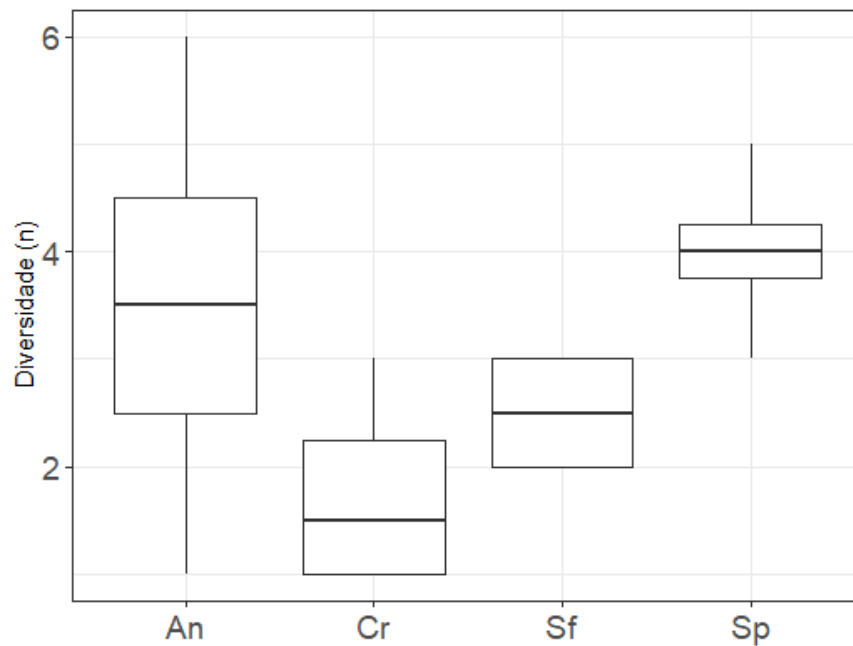


Figura 11. Boxplot dos valores do indicador ecológico número de espécies nativas regenerantes (*SppDiv*) da Resolução SMA n° 32/2014 obtidos para os tratamentos ao final do experimento (30 meses), EExSS, São Simão, SP. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

Durante os primeiros 6 meses de monitoramento, todos os tratamentos experimentais apresentaram resultados considerados “críticos” para o indicador ecológico *VgCov*, não havendo diferenciação estatística (Tabela 7). Para o indicador *PtDens*, *An* apresentou os resultados mais altos e considerados adequados, seguido por *Cr*, *Sp* e *Sf*, que apresentaram os menores resultados, considerados mínimos. Para o indicador *SppDiv*, com exceção de *Cr*, que apresentou resultados considerados mínimos, todos os demais tratamentos apresentaram resultados adequados.

Tabela 7. Classificação dos resultados obtidos durante o monitoramento dos tratamentos experimentais no período de março de 2021 a julho de 2023 de acordo com o Anexo I da Resolução SMA nº 32/2014, EExSS, São Simão, SP, onde: Crit. – crítico (laranja); Min. – mínimo (amarelo); Adeq. – adequado (azul); e Ok – valor utilizado para atestar recomposição (verde). Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

MONITORAMENTO DE PROJETO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA - 2021/2023												
Tratamentos	Cobertura do solo com vegetação nativa (%)				Densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha)				Número de espécies nativas regenerantes (n°/ssp)			
	mar/21	jan/22	jan/23	jul/23	mar/21	jan/22	jan/23	jul/23	mar/21	jan/22	jan/23	jul/23
<i>Cr</i>	Crit.	Crit.	Crit.	Crit.	Min.	Min.	Min.	Adeq.	Min.	Adeq.	Adeq.	Adeq.
<i>An</i>	Crit.	Crit.	Crit.	Crit.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.
<i>Sp</i>	Crit.	Min.	Min.	Ok	Min.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.
<i>Sf</i>	Crit.	Min.	Ok	Ok	Min.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.	Adeq.

Nota: Cobertura do solo com vegetação nativa - porcentagem do solo coberta por vegetação nativa; Densidade de indivíduos nativos regenerantes - número de indivíduos nativos por hectare; Número de espécies nativas regenerantes - número de espécies nativas encontradas por parcela; (ind./ha): indivíduos por hectare; (%): porcentagem; (spps): quantidade de espécies.

Após 12 meses da implantação do experimento, houve a formação de dois grupos entre os tratamentos para o indicador *VgCov*, sendo o primeiro formado por *Sp* e *Sf*, que apresentaram os resultados mais altos e considerados mínimos, e o segundo por *Cr* e *An*, que mantiveram os menores resultados, considerados críticos. Para o indicador *PtDens*, também houve diferenciação e a formação de dois grupos, sendo o primeiro formado por *An*, *Sp* e *Sf*, que apresentaram os resultados mais altos e considerados adequados, e o segundo por *Cr*, que manteve os menores resultados, considerados mínimos. Para *SppDiv*, também houve diferenciação, onde todos os tratamentos obtiveram resultados considerados “adequados”.

Aos 24 meses, houve diferenciação entre *Sp* e *Sf* para *VgCov*, com *Sf* apresentando resultados mais altos e considerados “valores utilizados para atestar recomposição” e a estabilização de *Sp*, com resultados inferiores e considerados mínimos, e *An* e *Cr*, que se diferenciaram dos demais tratamentos num grupo à parte, apresentando resultados considerados críticos. Para *PtDens*, não houve alteração suficiente nos resultados obtidos para os tratamentos, onde *Cr* permaneceu com resultados inferiores considerados mínimos e *An*, *Sp* e *Sf* mantiveram resultados maiores, considerados adequados. Para *SppDiv*, não houve alteração na classificação, onde todos os tratamentos obtiveram resultados considerados “adequados”.

Após 30 meses, houve a formação de dois grupos entre os tratamentos para o indicador *VgCov*, sendo o primeiro formado por *Sp* e *Sf*, que apresentaram os resultados mais altos e considerados “valores utilizados para atestar recomposição”, e o segundo por *Cr* e *An*, que

mantiveram os menores resultados, considerados críticos. também houve diferenciação, onde todos os tratamentos obtiveram resultados considerados “adequados”. Para *SppDiv*, não houve alteração na classificação, onde todos os tratamentos obtiveram resultados considerados “adequados”.

De forma geral, apenas os tratamentos baseados no plantio heterogêneo de mudas foram capazes de cumprir parcialmente o Anexo I da Resolução SMA nº 32/2014, onde *Sf* foi o primeiro tratamento a obter resultados considerados “valores utilizados para atestar recomposição” para *VgCov* após 24 meses da implantação do experimento, seguido por *Sp*, aos 30 meses. Para *PtDens*, apesar de *An* ter sido o primeiro tratamento a obter resultados considerados “adequados”, houve a estabilização de *An*, *Sp* e *Sf* na classificação de seus resultados como “adequados”, com exceção de *Cr*, que obteve a mesma classificação apenas aos 30 meses. Sobre *SppDiv*, todos os tratamentos tiveram classificação semelhante ao longo do tempo, com exceção de *Cr*, que obteve resultados considerados “mínimos” no primeiro monitoramento realizado em março de 2021 (2 meses após a implantação do experimento). Uma vista geral de cada tratamento experimental é apresentada na Figura 12.



Figura 12. Vista geral dos tratamentos experimentais, EExSS, São Simão, SP: *Cr* – controle (A); *An* - regeneração natural assistida (B); *Sp* - plantio heterogêneo de mudas (C); e *Sf* - plantio heterogêneo de mudas com adubação (D). Data das imagens: jul./2023.

3.2. Avaliação dos atributos químicos e físicos do solo

Houve diferenças estatísticas no solo das parcelas experimentais apenas entre os diferentes períodos de amostragem (*T1* e *T2*) em todas as profundidades avaliadas (0-10 cm, 10-20 cm e 20-30 cm), onde *T1* refere-se a novembro de 2020, antes da queima prescrita e implantação do experimento, e *T2* a novembro de 2022, após a última operação de adubação de *Sf*. Não houveram diferenças entre os tratamentos experimentais (PERMANOVA – $p < 0.05$; Tabela 8).

Tabela 8. PERMANOVA dos resultados dos parâmetros físicos e químicos do solo para os tratamentos experimentais entre as diferentes profundidades amostradas para os diferentes períodos de amostragem (*T*) e entre os diferentes tratamentos experimentais (*Tr*), onde: *Tr* – tratamentos experimentais; *T* – período de amostragem; *T1* – novembro de 2020; *T2* – novembro de 2022.

<i>PERMANOVA table of results</i>									
Profundidade amostrada	0-10 cm			10-20 cm			20-30 cm		
Fonte	T	Tr	T x Tr	T	Tr	T x Tr	T	Tr	T x Tr
P(perm)	0.0001	0.1992	0.5592	0.0001	0.1993	0.21	0.0001	0.177	0.2745

Nota: T – período de amostragem; Tr – tratamento experimental; T x Tr – interação entre T e Tr.

Os resultados dos atributos químicos e de estoque de carbono (EC) dos solos das parcelas experimentais são apresentados no Anexo 3, ao passo que os resultados dos atributos físicos do solo avaliados são apresentação no Anexo 4. Os autovalores para os atributos físico e químicos do solo das parcelas experimentais estão apresentados no Anexo 5.

Os atributos químicos apresentaram maior contribuição para explicar a variação entre os períodos de amostragem (*T*), onde os tratamentos e parcelas experimentais, em geral, distribuíram-se de acordo com seu respectivo período de amostragem (*T1* e *T2*).

Para a profundidade de 0 a 10 cm, os três primeiros eixos da ACP explicaram juntos 86,7 % da variação dos dados (Figuras 13 e 14). Os parâmetros Ca ($r = -0,531$), P ($r = -0,457$), Mg ($r = -0,450$) e pH ($r = -0,402$) foram negativamente correlacionados e os mais contributivos para a variação entre *T* (*T1* e *T2*) no eixo 1. Para o eixo 2, K ($r = -0,550$) e MOS ($r = -0,508$) foram negativamente correlacionados e Mg ($r = 0,413$) positivamente correlacionado, sendo os mais contributivos para variação em *T* (Figura 15). Para o eixo 3, Al ($r = -0,722$) foi negativamente correlacionado e pH ($r = 0,456$) positivamente correlacionado, ambos apresentando maior contribuição para variação em *T*.

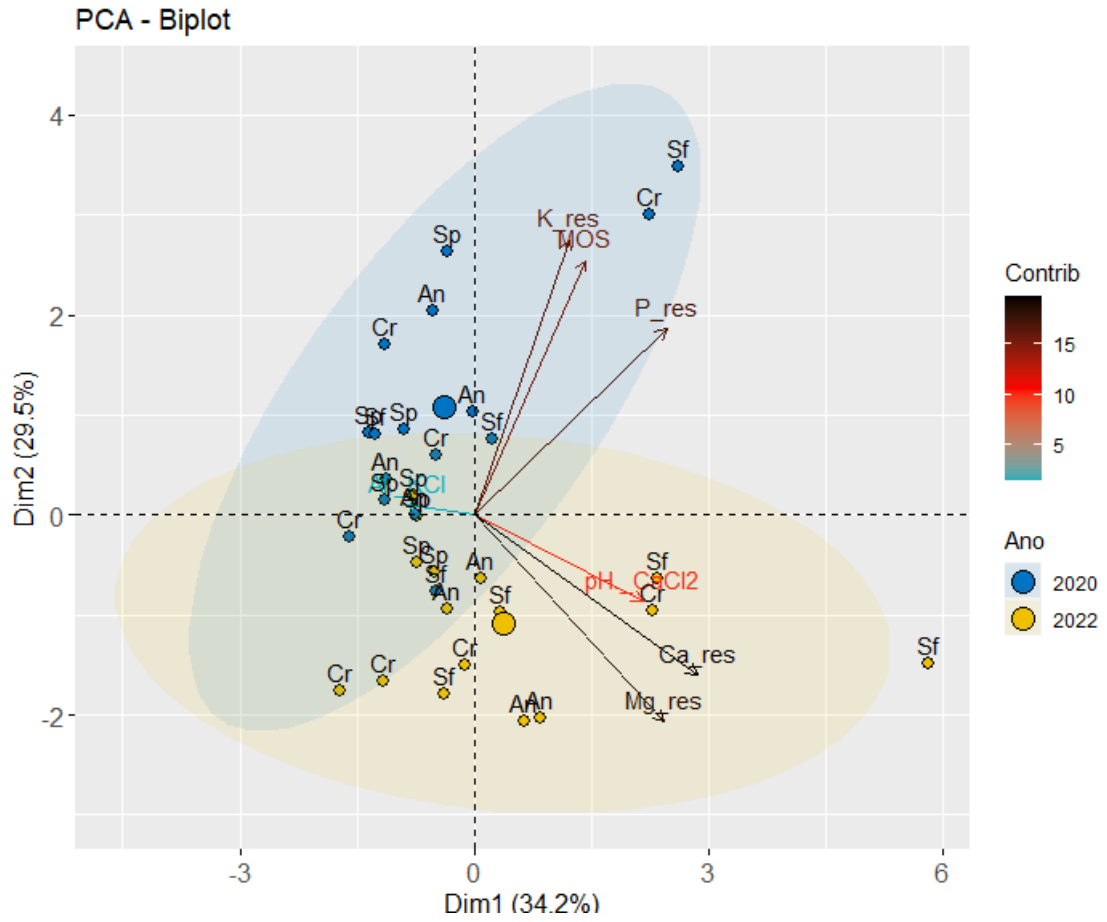


Figura 13. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem *T1* (2020) e *T2* (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 0 a 10 cm para os eixos 1 e 2.

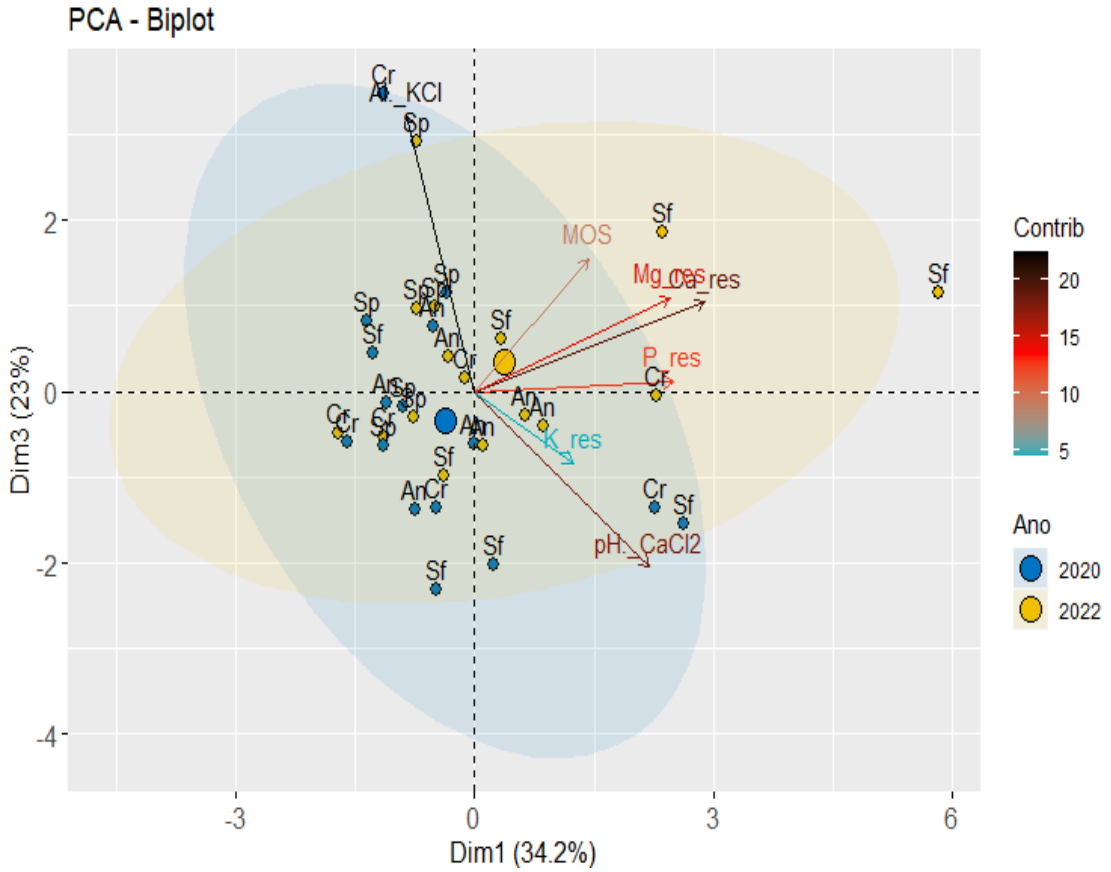


Figura 14. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 0 a 10 cm para os eixos 1 e 3.

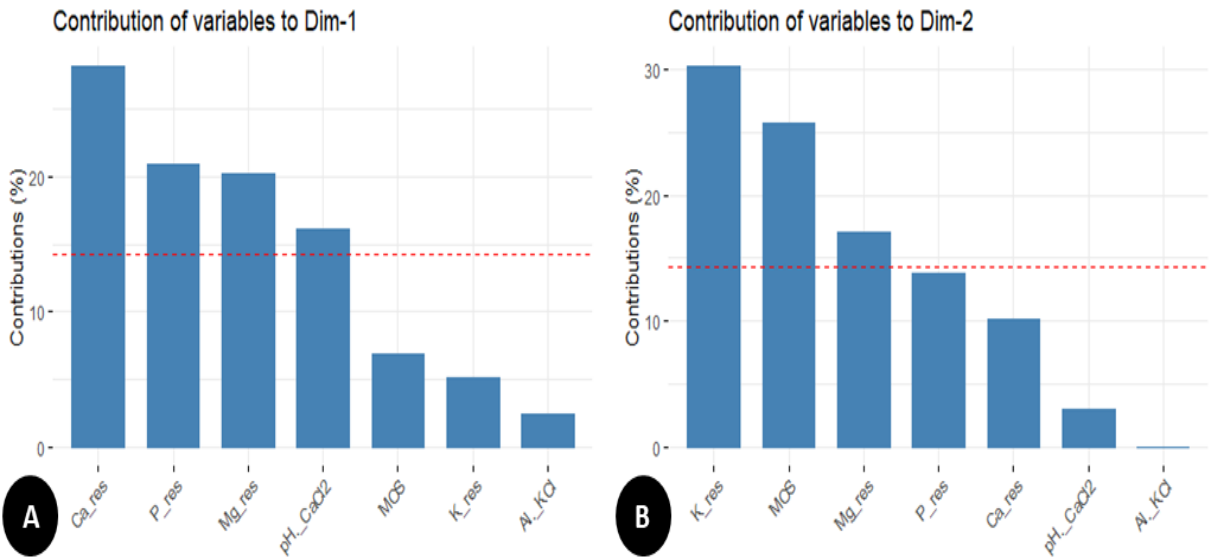


Figura 15. Contribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 0 a 10 cm para os eixos 1 (A) e 2 (B); onde: Ca_res – cálcio; K_res – potássio; Mg_res – magnésio; MOS – matéria orgânica do solo; e P_res – fósforo.

Para a profundidade de 10 a 20 cm, os três primeiros eixos da ACP explicaram juntos 81,7 % da variação dos dados (Figuras 16 e 17), onde os parâmetros mais contributivos para a variação em T foram Mg ($r = 0,552$) e Ca ($r = 0,382$), positivamente correlacionados, e P ($r = -0,532$) negativamente correlacionado para o eixo 1, Al ($r = 0,667$) e MOS ($r = 0,405$) positivamente correlacionados e pH ($r = -0,548$) negativamente correlacionado com o eixo 2 (Figura 18) e Ca ($r = -0,587$), K ($r = -0,470$) e MOS ($r = -0,401$) negativamente correlacionados com o eixo 3.

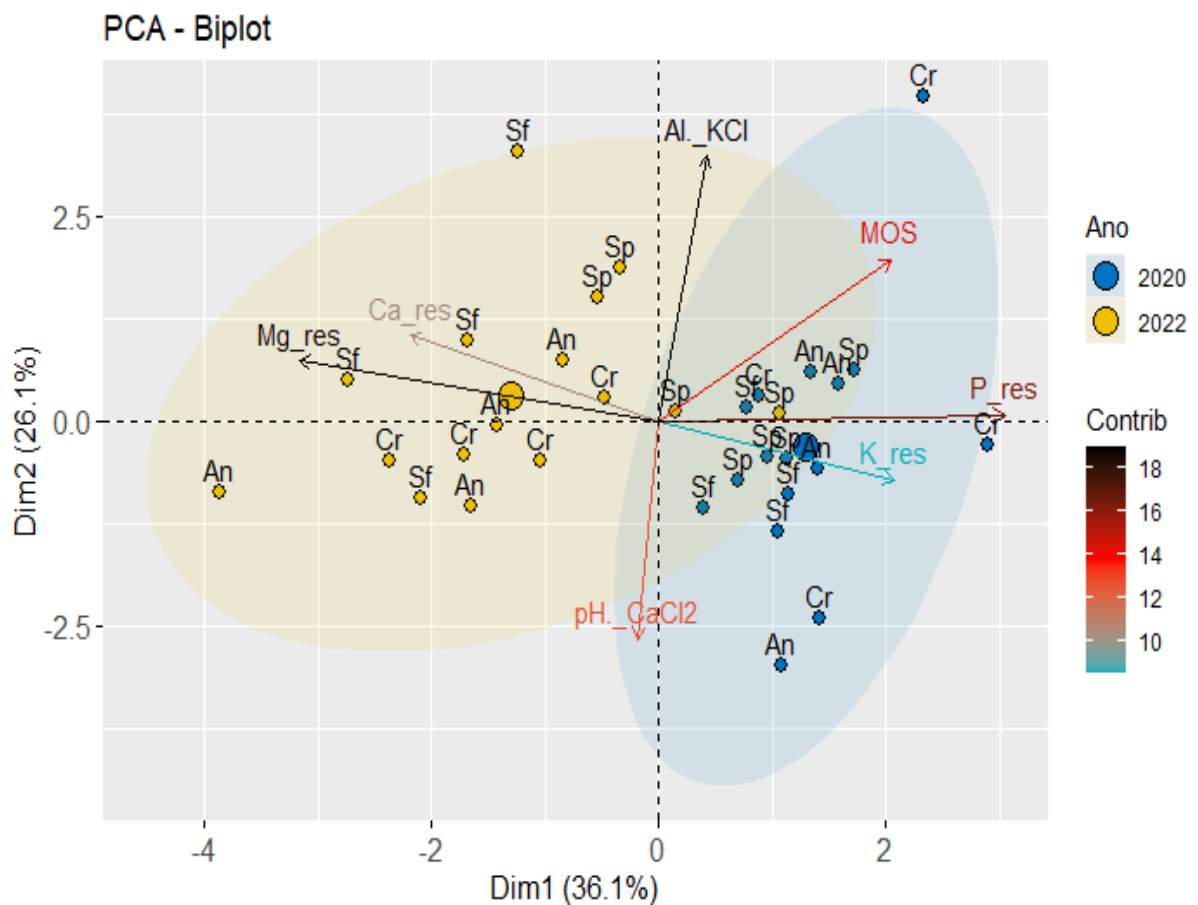


Figura 16. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem $T1$ (2020) e $T2$ (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 10 a 20 cm para os eixos 1 e 2.

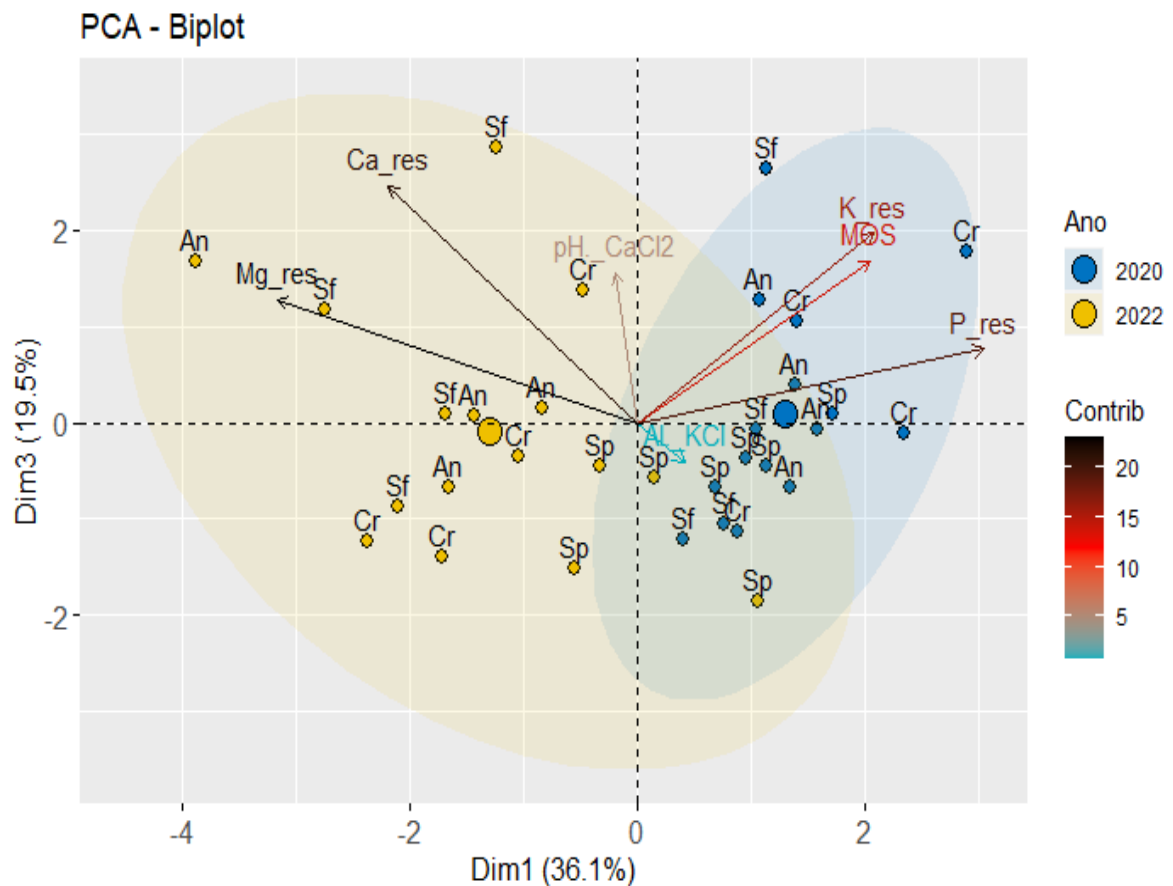


Figura 17. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 10 a 20 cm para os eixos 1 e 3.

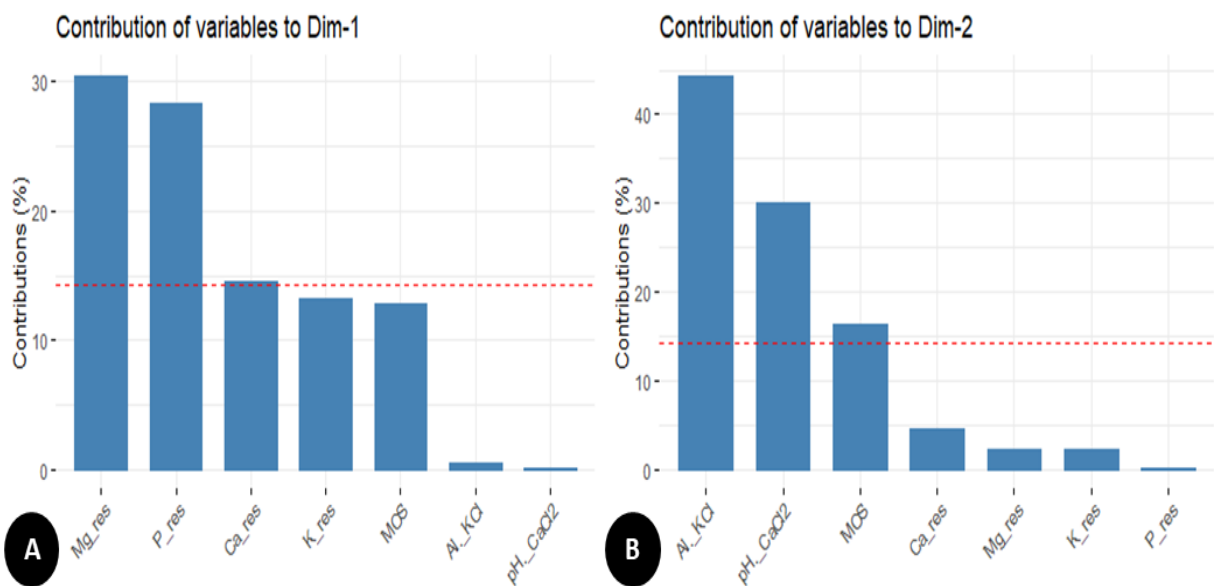


Figura 18. Contribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 10 a 20 cm para os eixos 1 (C) e 2 (D); onde: Al_KCL – alumínio; Ca_res – cálcio; K_res – potássio; Mg_res – magnésio; MOS – matéria orgânica do solo; P_res – fósforo; e pH_CaCl2 – pH.

Para a profundidade de 20 a 30 cm, os três primeiros eixos da ACP explicaram juntos 77,4 % da variação dos dados (Figuras 19 e 20), onde os parâmetros mais contributivos para a variação em T foram Mg ($r = -0,476$), Ca ($r = -0,408$) e Al ($r = -0,406$), negativamente correlacionados, e K ($r = 0,431$) e pH ($r = 0,405$), positivamente correlacionado com o eixo 1, MOS ($r = 0,682$) e P ($r = 0,531$) positivamente correlacionados com o eixo 2 (Figura 21) e pH ($r = -0,515$), Ca ($r = -0,506$) e Mg ($r = -0,445$) negativamente correlacionados e Al ($r = 0,431$) positivamente relacionado com o eixo 3.

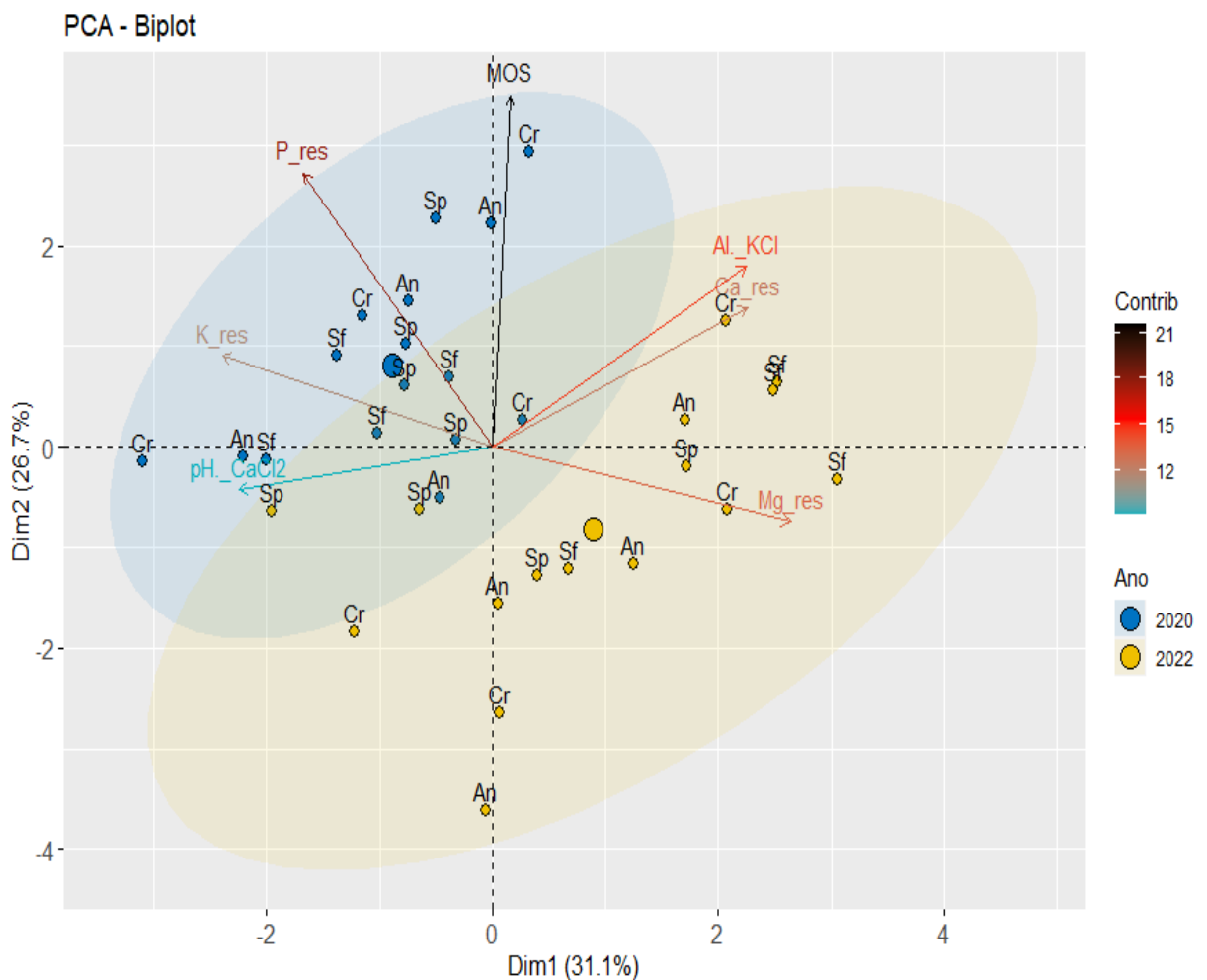


Figura 19. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem $T1$ (2020) e $T2$ (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 20 a 30 cm para os eixos 1 e 2.

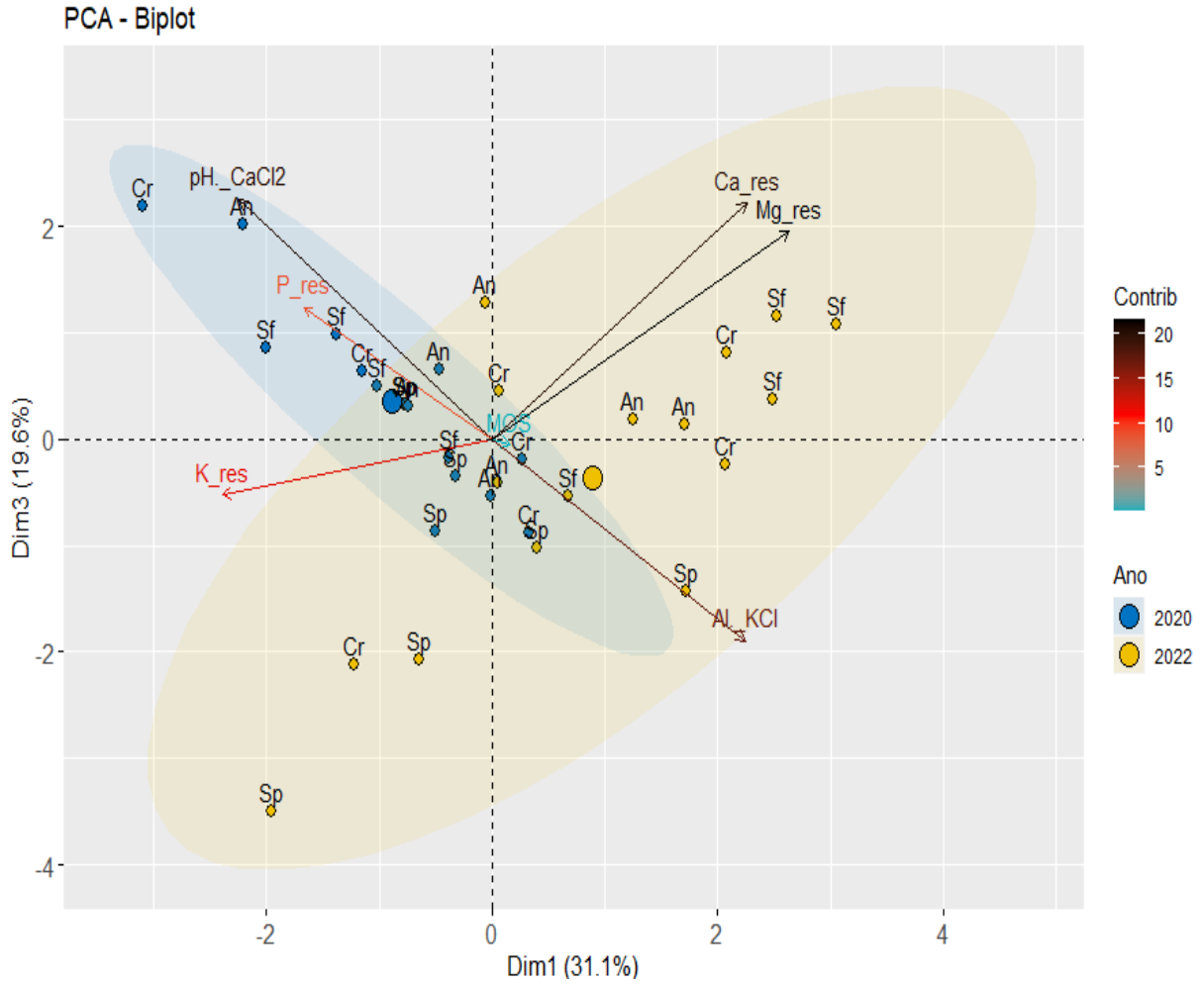


Figura 20. Distribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 20 a 30 cm para os eixos 1 e 3.

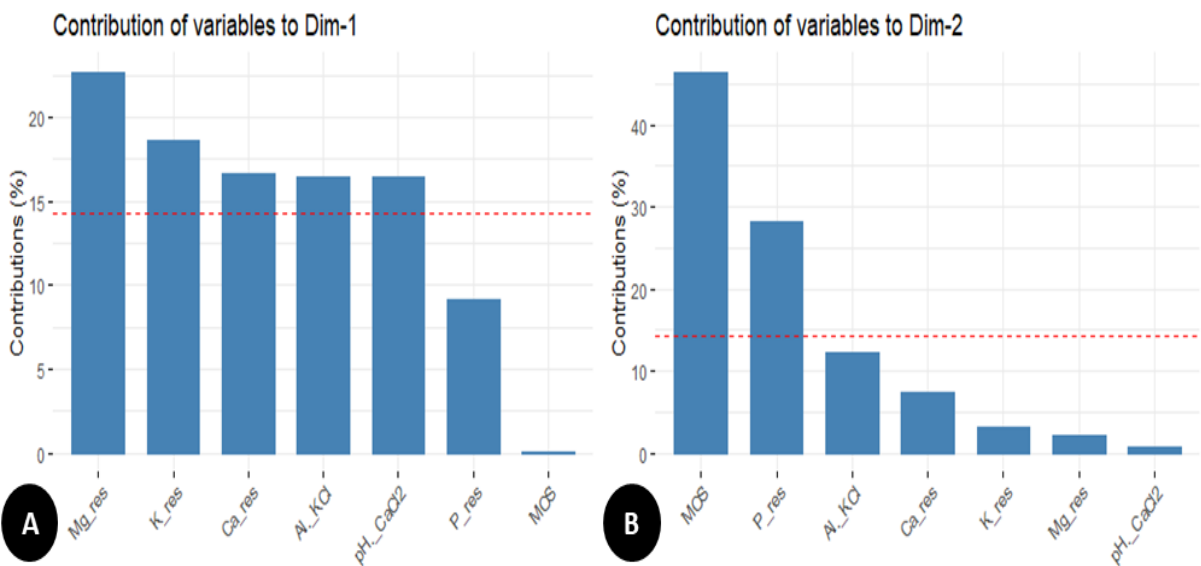


Figura 21. Contribuição dos atributos físicos e químicos do solo para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) na profundidade de 20 a 30 cm para os eixos 1 (C) e 2 (D); onde: Ca_res – cálcio; K_res – potássio; Mg_res – magnésio; MOS – matéria orgânica do solo; e pH_CaCl2 – pH.

É possível notar que a separação entre $T1$ e $T2$ pelas ACP ocorre majoritariamente em decorrência da variação de atributos químicos do solo em todas as profundidades, em especial sobre MOS e pH e dos elementos Mg e P, onde a contribuição de cada atributo para os autovalores das ACP varia entre as profundidades avaliadas. Dentre as contribuições minoritárias, ressaltamos os elementos K, Ca e Al, que também atuaram na diferenciação entre $T1$ e $T2$ e no posicionamento dos autovalores dos tratamentos experimentais entre os eixos das ACP.

3.3. Avaliação da condutividade hidráulica do solo

Houve diferença estatística na condutividade hidráulica saturada do solo (K_s) entre os tratamentos experimentais ($F=7.5$, $p=0,0004$), bem como entre os períodos de amostragem ($F=74.5$; $p<0.0001$ (Tabela 9).

Tabela 9. Resultados da ANOVA para os dados de K_s obtidos para os tratamentos experimentais nos diferentes períodos de amostragem ($T1$, $T2$ e $T3$) e entre os diferentes tratamentos experimentais, onde: Tr – tratamentos experimentais; T – período de amostragem; $T1$ – 11/2020; $T2$ – 11/ 2021; e $T3$ – 11/2022.

<i>ANOVA tabela de resultados</i>				
Fonte	numDF	denDF	F	p-valor
T ($T1$, $T2$ and $T3$)	3	44	7.5	0.0004
Tr (Cr , An , Sp and Sf)	2	88	74.5	<.0001
$T \times Tr$	6	88	4.0	0.0013

Nota: *numDF* – graus de liberdade do numerador; *denDF* – graus de liberdade do denominador.

De forma geral, houve um decréscimo contínuo dos resultados de K_s em todos os tratamentos, incluindo Cr , de acordo com o tempo, onde $T1$, anterior à implantação do experimento, apresentou os maiores resultados e $T3$ os menores (Tabela 10).

Tabela 10. Limites inferiores e superiores, média e comparação estatística ($p\text{-value}<0,005$) entre os valores de K_s obtidos para os tratamentos experimentais nos diferentes períodos de amostragem ($T1$, $T2$ e $T3$), onde: $T1$ – novembro de 2020; $T2$ – novembro de 2021; e $T3$ – novembro de 2022.

Condutividade hidráulica saturada (K_s) ao longo do tempo												
Tratamentos	$T1$ (2020/11)				$T2$ (2021/11)				$T3$ (2022/11)			
	<i>lower CL</i>	<i>emmean</i>	<i>upper CL</i>	<i>gp</i>	<i>lower CL</i>	<i>emmean</i>	<i>upper CL</i>	<i>gp</i>	<i>lower CL</i>	<i>emmean</i>	<i>upper CL</i>	<i>gp</i>
<i>Cr</i>	1,89	1,93	1,96	a	1,85	1,89	1,92	a	1,78	1,81	1,85	a
<i>An</i>	1,92	1,96	1,99	ab	1,88	1,91	1,95	a	1,82	1,86	1,89	ab
<i>Sp</i>	1,92	1,96	1,99	ab	1,9	1,93	1,97	a	1,83	1,86	1,9	b
<i>Sf</i>	1,96	1,99	2,03	b	1,9	1,93	1,97	a	1,86	1,89	1,93	b

Nota: *lower CL* – intervalo de confiança menor; *emmean* – media marginal estimada; *upper CL* – intervalo de confiança maior; *gp* - grupo de exibição de letras compactas.

Em $T1$, houve diferenciação estatística nas parcelas onde os tratamentos *Sf* e *Cr* foram posteriormente alocados, com *Cr* apresentando os menores valores de K_s e *Sf* os maiores. *An* e *Sp* não se diferenciaram dos demais tratamentos e apresentaram resultados intermediários.

Durante $T2$, 10 meses após a implantação do experimento, não houve diferenciação estatística entre nenhum dos tratamentos experimentais, onde todos os tratamentos apresentaram decréscimo nos valores de K_s em comparação com $T1$.

Em $T3$, 22 meses após a implantação do experimento, houve diferenciação estatística entre os tratamentos e a formação de dois grupos, sendo o primeiro formado por *Sp* e *Sf*, que apresentaram os maiores resultados de K_s , e o segundo formado por *Cr*, com os menores resultados. *An* não se diferenciou dos demais tratamentos e apresentou resultados intermediários.

Os resultados das leituras de condutividade hidráulica utilizados para o cálculo dos valores de K_s são apresentados no Anexo 6.

3.4. Custos de implantação e manutenção

Os custos totais para a implantação e/ou manutenção dos tratamentos experimentais variaram bastante, onde os menores custos foram observados para *An*, totalizando R\$ 10.800,00 ha^{-1} , que não alcançou resultados considerados “valores utilizados para atestar recomposição” para nenhum dos indicadores ecológicos avaliados durante os monitoramentos bimestrais realizados até o encerramento da avaliação do experimento, 30 meses após sua implantação (Tabela 11).

Tabela 11. Custos para implantação e manutenção do tratamento *An* durante os 30 meses de monitoramento e condução do experimento, EExSS, São Simão, SP.

Restauração ecológica de cerrado <i>sensu stricto</i> por fogo + regeneração natural assistida (<i>An</i>)						
	Material	Descrição	Custo	Quantidade		Valor
				unitária	total	
MANUTENÇÃO BIMESTRAL (30 meses)	Mão-de-obra	manejo da regeneração natural por parcela	R\$ 180,00	1,0 un.	60 un.	R\$ 10.800,00
	Σ					R\$ 10.800,00
<u>BRL ha⁻¹</u>					<u>R\$ 10.800,00</u>	
<u>USD ha⁻¹</u>					<u>\$ 2.030,20</u>	

Para cálculo dos custos de implantação de *An*, foi adotado o gasto de diárias de trabalho pagas para os colaboradores da equipe técnica do experimento realizarem as operações de condução da regeneração natural e roçada seletiva da vegetação.

Os custos totais para implantação e manutenção de *Sp* perfizeram R\$ 56.172,16 ha⁻¹, onde *Sp* demandou um total de 30 meses para obtenção de resultados considerados “valores utilizados para atestar recomposição” para o indicador ecológico *VgCov* durante os monitoramentos bimestrais realizados (Tabela 12).

Tabela 12. Custos para implantação e manutenção do tratamento *Sp* durante os 30 meses de monitoramento e condução do experimento, EExSS, São Simão, SP.

Restauração ecológica de cerrado <i>sensu stricto</i> por fogo + plantio heterogêneo de mudas (<i>Sp</i>)						
	Material	Descrição	Custo	Quantidade		Valor
				unitária	total	
IMPLANTAÇÃO	Mudas	tubete 290 cm ³	R\$ 5,00	1,00 un.	4444 un.	R\$ 22.220,00
	Mão-de-obra	muda plantada	R\$ 2,00	1,00 un.	4444 un.	R\$ 8.888,00
Σ					R\$ 31.108,00	
MANUTENÇÃO BIMESTRAL (30 meses)	Mão-de-obra	muda plantada	R\$ 0,47	1,0 un.	53328 un.	R\$ 25.064,16
	Σ					R\$ 25.064,16
<u>Custo BRL ha⁻¹</u>					<u>R\$ 56.172,16</u>	
<u>Custo USD ha⁻¹</u>					<u>R\$ 10.559,32</u>	

Os custos totais para implantação e manutenção de *Sf* perfizeram R\$ 59.460,72 ha⁻¹, onde *Sf* demandou o menor prazo para obtenção de resultados considerados “valores utilizados para atestar recomposição” para o indicador ecológico *VgCov* durante os monitoramentos bimestrais realizados, totalizando 24 meses (Tabela 13), sendo o tratamento experimental com o maior custo de implantação e manutenção.

Tabela 13. Custos para implantação e manutenção do tratamento *Sf* para obtenção de resultados considerados “valores utilizados para atestar recomposição” para o indicador ecológico *VgCov* durante os monitoramentos bimestrais realizados, totalizando 24 meses, EExSS, São Simão, SP.

Restauração ecológica de cerrado <i>sensu stricto</i> por fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação (<i>Sf</i>)							
	Material	Descrição	Custo	Quantidade		Valor	
				unitária	total		
IMPLANTAÇÃO	Mudas	tubete 290 cm ³	R\$ 5,00	1,00 un.	4444 un.	R\$ 22.220,00	
	Substrato	subst. orgânico sc. 20 kg	R\$ 10,00	0,25 kg	56 sc.	R\$ 555,50	
	Adubo	10:10:10 + micro sc. 50 kg	R\$ 120,00	0,10 kg	9 sc.	R\$ 1.066,56	
	Calcário	dolomítico sc. 40 kg	R\$ 50,00	0,10 kg	11 sc.	R\$ 555,50	
	Mão-de-obra	muda plantada	R\$ 2,00	1,00 un.	4444 un.	R\$ 8.888,00	
Σ						R\$ 33.285,56	
MANUTENÇÃO BIMESTRAL (24 meses)	Adubo	10:10:10 + micro sc. 50 kg	R\$ 120,00	0,10 kg	27 sc.	R\$ 3.199,68	
	Mão-de-obra	muda plantada	R\$ 0,47	1,0 un.	48884 un.	R\$ 22.975,48	
Σ						R\$ 26.175,16	
<u>BRL ha⁻¹</u>						<u>R\$ 59.460,72</u>	
<u>USD ha⁻¹</u>						<u>\$ 11.177,51</u>	

Todas as notas fiscais referentes às compras de insumos e contratações de serviços utilizados e/ou executados no experimento são apresentadas no Anexo 7.

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados reforçam tanto a problemática envolvendo o cumprimento das disposições da Portaria CBRN n° 01/2015 a partir dos indicadores ecológicos estabelecidos no artigo 16 e descritos no Anexo I da Resolução SMA n° 32/2014 (São Paulo, 2014; 2015) para a restauração de ecossistemas de cerrado *sensu stricto* degradados, quanto a capacidade de

atendimento às orientações de densidade e diversidade de espécies de indivíduos regenerantes do Anexo III da Resolução SMA nº 32/2014 (São Paulo, 2014).

Com exceção de epífitas, o experimento foi capaz de garantir a sobrevivência, estabelecimento e desenvolvimento de 90 espécies de ocorrência comprovada em fisionomias de cerrado *sensu stricto* no estado de São Paulo (Flora do Brasil, 2023) utilizando sementes de populações autóctones e/ou próximas à EExSS em São Simão, SP, reintroduzindo uma comunidade com diversidade de espécies superior a experimentos utilizando semeadura direta (Pellizzaro et al., 2017; Sampaio et al., 2019; Liaffa, 2020) e reforçando a possibilidade de produção de espécies de cerrado *sensu lato* em condições de viveiro para uso em projetos de restauração ecológica, conforme já apontado por outros estudos (Lima et al., 2014; Pilon et al., 2015; Oliveira et al., 2020; Sena et al., 2021).

Apesar dos resultados considerados “valores utilizados para atestar recomposição” obtidos para *VgCov*, os resultados considerados “adequados” para *PtDens* e *SppDiv* demonstram que, apesar do grande investimento e intensa utilização de insumos e operações em *Sp* e *Sf*, o plantio heterogêneo de mudas contendo múltiplas formas de vida não foi capaz de satisfazer as exigências legais para “cumprimento da obrigação de recomposição ambiental” disposto no Artigo 17 da Resolução SMA nº 32/2014 (São Paulo, 2014).

Nesse sentido, reforçamos que o período de condução do experimento é inferior ao primeiro “nível de adequação”, ou idade mínima para avaliação de projetos de restauração ecológica da Resolução SMA nº 32/2014 (São Paulo, 2014). Apesar da inserção de espécies lenhosas em densidade e diversidade superior ao exigido para os indicadores ecológicos *PtDens* (>2.000 ind./ha) e *SppDiv* (>25 espécies), respectivamente, o fato de os indivíduos reintroduzidos por plantio de mudas não terem origem na regeneração natural proíbe sua contabilização para os indicadores ecológicos da Resolução SMA nº 32/2014 (São Paulo, 2014).

O plantio de mudas em área total é indicado para áreas onde o potencial de regeneração natural é baixo ou inexistente (Sampaio et al., 2021). Contudo, levando-se em conta o crescimento geralmente lento, maturação tardia e longevidade de grande parte das espécies lenhosas de cerrado *sensu stricto* (Alves et al., 2013; Marcati et al., 2006), a não-contabilização de indivíduos plantados para *PtDens* e *SppDiv* é um fator limitante para a utilização de técnicas

envolvendo plantio de mudas para a restauração de cerrado *sensu stricto* em áreas invadidas por gramíneas exóticas invasoras com baixa regeneração natural de espécies nativas.

Os resultados baixos de *Cr* para *VgCov*, *PtDens* e *SppDiv* reforçam que a restauração passiva de ecossistemas não-florestais do Cerrado a partir de pastagens abandonadas é limitada, gerando comunidades com estrutura e composição diferentes de ecossistemas prístinos, conforme apontado por outros estudos (Durigan & Ratter, 2006; Cava et al., 2017). Por outro lado, os resultados de *Cr* comprovam a efetividade de *Sp* e *Sf* e o baixo potencial de regeneração natural da área experimental.

Apesar da não-diferenciação em relação a *Cr*, *An* avançou da categoria “crítico” para “adequado” para *VgCov*, *PtDens* e *SppDiv* durante os 30 meses de condução do experimento (São Paulo, 2014), o que, somado a seu menor custo, demonstra o potencial desta técnica na restauração ecológica de cerrado *sensu stricto*, em especial quando conjugada com outras técnicas de restauração ativa, conservando e promovendo o desenvolvimento das espécies e/ou populações autóctones regenerantes, muitas vezes de difícil reprodução e/ou obtenção de propágulos (Lima et al., 2014; Cava et al., 2016).

Os resultados de *Sp* e *Sf* para *VgCov* demonstram que o plantio de mudas, em direção contrária a outros estudos (Pellizzaro et al., 2017; Sampaio et al., 2019; Liaffa, 2020), possui potencial para ser utilizado na restauração ecológica de cerrado *sensu stricto*, fornecendo resultados em menor espaço de tempo, característica extremamente interessante para o mercado de restauração ecológica, agilizando o licenciamento ambiental de empreendimentos.

Em nosso experimento, *Sp* e *Sf* obtiveram resultados de *VgCov* superiores a 90% após 30 meses da implantação do experimento, sendo superiores quando comparados a experimentos de restauração de cerrado *sensu stricto* utilizando sementeira direta no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, GO. Dois anos após a implantação de seu experimento, Cordeiro (2018) obteve cobertura média de 52% em área de cerrado *sensu stricto* degradado, ao passo que Sampaio et al. (2019) alcançaram resultados de cobertura do solo próximos a 60% após 3 estações chuvosas (2 anos). Posteriormente, Liaffa (2020) atingiu 65% de cobertura do solo por vegetação nativa através da sementeira direta em áreas de pastagem abandonadas sob intenso preparo do solo e controle de gramíneas exóticas invasoras após aproximadamente 1 ano.

Sobre a densidade de indivíduos lenhosos (*PtDens*), os resultados de *Sp* e *Sf* são inferiores aos encontrados por Cava et al. (2016) utilizando plantio de mudas de espécies

lenhosas do Cerrado em área de pastagem abandonada originalmente coberta por cerrado (savana florestada) em Canarana, MT. Apesar da dificuldade na comparação dos resultados de *PtDens*, é importante ressaltar que a diversidade de espécies registradas com altura superior a 50 cm aos 24 meses após a implantação do experimento (*SppDiv*) foi superior às encontradas em experimentos utilizando semeadura direta, onde Pellizzaro et al. (2017) registraram duas espécies arbóreas (*Plathymenia reticulata* Benth. e *Tachigali vulgaris* L.G.Silva & H.C.Lima) e Liaffa (2020) um total de três espécies lenhosas (*Dimorphandra mollis* Benth., *Mimosa* sp. e *Solanum lycocarpum* A.St.-Hil.).

Com base nas taxas médias de crescimento para espécies lenhosas provenientes de experimentos para restauração de cerrado *sensu stricto* utilizando semeadura direta (Pellizzaro et al., 2017; Cordeiro, 2018; Liaffa, 2020), é provável que estes ecossistemas persistam por um intervalo de tempo maior em uma condição fisionômica mais próxima de ecossistemas campestres do que savânicos quando comparados aos resultados obtidos em nosso experimento ou em outros estudos utilizando o plantio de mudas arbóreas (Cava et al., 2016; Cordeiro, 2018).

Por outro lado, altas densidades de indivíduos arbóreos plantados, manejados ou recrutados podem causar alterações fisionômicas em campos e savanas, sombreando e suprimindo os estratos não-arbóreos da vegetação através da ocupação dos espaços disponíveis e deposição de serapilheira, reduzindo a diversidade e cobertura de espécies herbáceo-arbustivas (Cava et al., 2017; Buisson et al., 2019). Nesse sentido, o plantio de mudas em *Sp* e *Sf* propiciou o estabelecimento diferentes espécies e formas de vida, fornecendo uma comunidade de plantas de cerrado *sensu stricto* com estrutura e composição adequadas para sua correta caracterização ecológica sob a legislação ambiental (São Paulo, 2009).

O aumento progressivo de *VgCov*, *PtDens* e *SppDiv* em *Sp* e *Sf* demonstra que as espécies introduzidas por plantio de mudas foram capazes de se estabelecer em nichos anteriormente ocupados por *Urochloa* spp., ao passo que a mudança categórica de *VgCov* em *An* (São Paulo, 2014) reforça a efetividade das operações de manutenção e de sua periodicidade no controle de espécies invasoras, conferindo artificialmente resistência à invasão biológica por gramíneas exóticas ao experimento.

Devido ao esquema de plantio e densidade de indivíduos adotados em *Sp* e *Sf*, as operações de coroamento de mudas acabaram na prática por remover completamente os indivíduos de *Urochloa* spp. das parcelas experimentais, evitando pressões de competição e

alelopatia (Damasceno et al., 2018; Souza et al., 2006) e disponibilizando amplas áreas com solo exposto que progressivamente foram recolonizadas por plântulas da comunidade introduzida por plantio de mudas e demais espécies herbáceo-arbustivas autóctones, de forma similar aos resultados de Pereira et al. (2012) em seu experimento com o estabelecimento de espécies arbóreas em pastagens abandonadas no Cerrado.

Conforme apontado por Assis et al. (2020), o fogo prescrito nas parcelas experimentais aliado a roçada bimestral conjugada com a condução dos indivíduos regenerantes nos tratamentos experimentais foi positivo para o crescimento e reprodução vegetativa da regeneração natural, diminuindo a biomassa e interrompendo o aporte de sementes de *Urochloa* spp. no banco de sementes do solo.

De acordo com Giles et al. (2022), a comunidade de plantas reintroduzidas por plantio de mudas em *Sp* e *Sf* abrangeu espécies herbáceas com traços funcionais aquisitivos (p.e. *S. microstachyum* e *S. sanguineum*) e conservativos (p.e. *A. pressus* e *T. spicatus*), permitindo tanto a colonização rápida de espaços abertos quanto resistência contra pulsos de invasão e distúrbios a partir de maiores investimentos em biomassa abaixo do solo e órgãos subterrâneos, comportando-se de forma diferente ao observado em experimentos utilizando semeadura direta, onde gramíneas exóticas novamente invadiram as áreas de estudo após a senescência e morte de parte da comunidade (Coutinho et al., 2019; Laiffa, 2020; Giles et al., 2022).

Contudo, é necessário reforçar a dependência entre os resultados de *VgCov*, *PtDens* e *SppDiv* nos tratamentos *An*, *Sp* e *Sf* com as operações de manutenção realizadas, onde a trajetória ecológica do experimento será possivelmente impactada com a suspensão das intervenções frente à novos pulsos de invasão ou a distúrbios, conforme já observado em outros estudos (Coutinho et al., 2019; Liaffa, 2020). Nesse sentido, é notória a necessidade de estudos adicionais para a correta classificação das espécies de cerrado *sensu lato* em relação à suas estratégias ecológicas, permitindo seu uso e implementação em projetos de restauração ecológica (Pilon et al., 2015; Kolb et al., 2016; Dairel et al., 2020; Giles et al., 2022).

Apesar de *Sp* e *Sf* terem alcançado os “valores utilizados para atestar recomposição ambiental” para o indicador ecológico *VgCov* da Resolução SMA nº 32/2014 (São Paulo, 2014), os maiores resultados de *VgCov* em *Sf* e sua diferenciação em relação a *Sp* indicam que a fertilização afetou positivamente o crescimento das mudas plantadas, fornecendo resultados superiores de cobertura do solo.

Embora adaptadas a solos distróficos e condições de elevada acidez (Goodland & Pollard, 1973; Haridasan, 2008), experimentos com a fertilização do Cerrado são ambíguos (Sasaki & Felipe, 1998; Bucci, et al., 2006; Massi, 2015). Por um lado, estudos sugerem que espécies de cerrado *sensu lato* sejam capazes de responder a uma maior oferta de nutrientes e recursos (Fernandes et al., 2008; Torres, 2017), ao passo que diversos autores demonstram que a adição de nutrientes em ecossistemas oligotróficos não-florestais gera impactos negativos em sua estrutura e composição, favorecendo a invasão biológica e promovendo a substituição e exclusão de espécies (Durigan et al., 1998; Bustamante et al., 2012; Balduino, 2019).

O fornecimento e dosagem de nutrientes às espécies de cerrado *sensu stricto* utilizadas, depositados em covetas laterais próximas às mudas plantadas e a garantia de exclusividade no acesso aos nutrientes fornecidos através da erradicação de espécies invasoras durante as operações de manutenção forneceram condições favoráveis para o estabelecimento e crescimento das mudas, gerando resultados superiores e em menor tempo para *Sf*.

Adicionalmente, é importante reforçar que a adição de nutrientes em *Sf* não alterou os atributos químicos avaliados no experimento, comprovando que a metodologia adotada é eficaz em fornecer nutrientes às mudas plantadas sem gerar a fertilização do solo em área total, prevenindo os impactos negativos associados ao uso de fertilizantes em ecossistemas oligotróficos não-florestais (Foster et al., 2009; Bustamante et al., 2012).

Holmes (2001) e Daws et al. (2013) obtiveram resultados positivos com o fornecimento de quantidades reduzidas de nutrientes na restauração de ecossistemas escleromórficos sobre solos distróficos nas regiões florísticas do Cabo e do sudoeste australiano (Takhtajan, 1986) respectivamente, onde a adição de nutrientes de forma limitada propiciou o recobrimento do solo pela vegetação nativa, em especial sobre áreas em processo de erosão.

Cava et al. (2016) e Liaffa (2020) encontraram 8% e 11% de saturação por bases (V%) nos solos com textura argilosa de seus experimentos, respectivamente, enquanto encontramos valores de V% variando entre 3 a 8%, comprovando o caráter excepcionalmente distrófico do solo de nosso experimento quando comparado a outros estudos com restauração de cerrado *sensu lato*. Os resultados de MOS também foram inferiores aos encontrados em outros experimentos de restauração de cerrado *sensu stricto*. Souza et al. (2016) e Liaffa (2020) encontraram 17,7 e 16 g dm⁻³ de MOS, respectivamente, nos solos de seus experimentos, ambos

com textura argilosa, enquanto registramos uma média de $9,7 \text{ dm}^{-3}$ de MOS durante a última amostragem realizada em 2022.

A textura arenosa encontrada para o solo da área experimental é um fator fortemente moderador dos resultados encontrados para MOS e V%. De fato, são esperados menores teores de MOS em solos arenosos em comparação com solos argilosos em regiões de clima Cwa inseridas no domínio Cerrado devido, principalmente, a sua elevada taxa natural de decomposição de matéria orgânica (Lepsch et al., 1982).

Por conta de sua menor superfície específica e menor complexo sortivo em comparação com argilas e de húmus do solo, solos arenosos tendem a apresentar menores valores de V% em comparação com solos argilosos sob condições de manejo e/ou cobertura semelhantes, especialmente sobre os trópicos, onde o intemperismo e lixiviação são intensos (Brady & Weil, 2013).

A ação antrópica promove alterações nos atributos do solo (Silva et al., 2007), possuindo como principais indicadores modificações na estrutura física, a perda de matéria orgânica, a redução de nutrientes, a ocorrência de processos erosivos e distúrbios no equilíbrio hídrico (Longo, 1999). Logo, a não-diferenciação de MOS em conjunto com a diminuição de K_s ao longo dos períodos de amostragem demonstram o caráter ainda inicial do processo de restauração ecológica e o impacto negativo das operações de implantação, manutenção e monitoramento do experimento sobre o solo, impactando negativamente sua permeabilidade.

Conforme apontado por outros estudos (Ziegler et al., 2004; Chaves et al., 2008; Germer et al., 2010), alterações nos valores de K_s são previstas após mudanças no uso e/ou cobertura do solo quando comparado a sua condição pré-distúrbio ou a ecossistemas de referência, em especial sobre suas camadas superficiais, afetando o ciclo hidrológico regionalmente sobretudo durante a estação seca (Chandler, 2006).

Ainda que a diminuição dos valores de K_s seja esperada para o período avaliado, valores baixos de K_s na superfície dificultam a percolação vertical da água durante eventos de chuva de alta intensidade, favorecendo o fluxo superficial e agravando os processos de erosão e carreamento de nutrientes, contribuindo para a degradação do solo (Gijssman & Thomas, 1996; Germer et al., 2010; Zimmermann et al., 2009).

Cabe ressaltar o registro de processos erosivos e de movimentação de sedimentos na área experimental (Fig. 36, Anexo 2) e entorno da EExSS nas estações chuvosas durante a implantação, manutenção e monitoramento do experimento. A alta susceptibilidade de neossolos quartzarênicos à processos erosivos (Hernani et al., 2015), somado a sua textura arenosa, contribuiu para a intensa remoção e transporte de sedimentos no solo da área experimental, impactando os resultados dos atributos físicos e químicos avaliados.

Estudos sugerem que a restauração ecológica pode melhorar o K_s da camada superficial do solo em paisagens tropicais (Lozano-Baez et al., 2018). Contudo, dos poucos estudos abrangendo a mensuração de K_s , a maioria possui como foco a restauração florestal (Ilstedt et al., 2007; Zwartendijk et al., 2017). Zimmermann et al. (2010) indicam um intervalo mínimo de aproximadamente 8 anos para o restabelecimento de K_s após mudanças na cobertura do solo em pastagens abandonadas sob processo de sucessão secundária na Amazônia em área sobre solos de textura arenosa. Gijsman & Thomas (1996) encontraram valores menores para condutividade hidráulica em áreas de pastagem em comparação com ecossistemas savânicos de referência na Colômbia, ressaltando que a associação de pastagens com leguminosas impacta positivamente as condições físicas do solo.

Lozano-Baez et al. (2018) encontraram valores de K_s maiores em florestas restauradas de mesma idade sob solos franco-arenosos em comparação com solos argilosos no estado de São Paulo, com resultados variando entre 49 a 267 mm h^{-1} . Em nosso estudo, em T3, encontramos valores de K_s variando de 34,655 a 495,774 mm h^{-1} , considerados dentro do intervalo esperado para solos de textura arenosa (Brady & Weil, 2013), ressaltando a variabilidade local e o impacto dos tratamentos experimentais sobre a condutividade hidráulica do solo.

Logo, os resultados superiores de K_s em Sf podem estar relacionados ao maior desenvolvimento e crescimento da vegetação savânica decorrente da adubação empregada, beneficiando a permeabilidade do solo, enquanto que em Cr foram mantidas a cobertura e uso do solo originais, onde a diminuição de K_s ao longo do tempo provavelmente decorreu por eventuais alterações advindas dos processos erosivos registrados na área. Nesse sentido, o posicionamento intermediário de An também pode ser fruto da conjunção do intenso pisoteamento das parcelas durante a condução da regeneração natural e da manutenção da cobertura do solo por *Urochloa* spp.

Comparando os custos para restauração de florestas tropicais apontados por De Groot et al. (2013), totalizando USD 10,000.00, juntamente com dados básicos de correção pelo IGP-M entre os anos de 2013 a 2023 (Banco Central do Brasil, 2023), o custo adicional para implantação de *Sp* e de sua manutenção até a obtenção de resultados de *VgCov* considerados “valores utilizados para atestar recomposição ambiental” pela Resolução SMA nº 32/2014 (São Paulo, 2014) é inferior a USD 1,000.00.

Da mesma forma, pela conversão de US 10,000.00 (De Groot et al., 2013) em 2013 para o valor do dólar atual (IPEA, 2023), o custo adicional para implantação de *Sp* resulta em uma diferença inferior a USD 300.00, cabendo ainda reforçar que os preços de muitos insumos utilizados na restauração ecológica subiram de valor no período avaliado, como por exemplo, o preço de fertilizantes (+46,51%) (Compre Rural Notícias, 2022).

Levando-se em conta o caráter experimental dos tratamentos avaliados e dos resultados obtidos, em especial no que tange o custo de produção das mudas das espécies de cerrado *sensu stricto* utilizadas em nosso experimento, pode-se afirmar que tanto *Sp* quanto *Sf* são metodologias viáveis sob o ponto de vista econômico, contrariando Sampaio et al. (2019) sobre os custos da reintrodução do estrato herbáceo de ecossistemas não-florestais de cerrado *sensu lato* através do plantio de mudas serem “proibitivos”.

Logo, o plantio de mudas heterogêneo, com diversidade funcional de espécies e formas de vida, para a restauração de ecossistemas não-florestais, pode ser uma alternativa potencial para ações e projetos de restauração ecológica no Cerrado, com especial enfoque em unidades de conservação e/ou em áreas limítrofes do domínio na região sul e sudeste do Brasil, onde atualmente predominam pequenos fragmentos de vegetação natural sob diversos processos de degradação e sob intensa pressão de ocupação antrópica (Durigan et al., 2007).

Este estudo fornece resultados importantes sobre o efeito da técnica de plantio de mudas utilizando múltiplas formas de vida para a restauração da estrutura e composição de comunidades de cerrado *sensu stricto* a partir de pastagens abandonadas dominadas por gramíneas exóticas invasoras, tema ainda pouco explorado. Encorajamos estudos e práticas adicionais para avaliação de restauração ecológica de ecossistemas neotropicais não-florestais, especialmente no que tange a avaliação a longo prazo das metodologias propostas e estudos sobre a permanência e dinâmica da comunidade autóctone e reintroduzida ao longo do tempo.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M. & Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22(6):711-728.
- Alves, R.J.V, Silva, N.G., Fernandes Júnior, A.J. & Guimarães, A.R. 2013. Longevity of the Brazilian underground tree *Jacaranda decurrens* Cham. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 85(2):671-677.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, 26(1):32-46.
- Andrade, B., Koch, C., Boldrini, I., Vélez-Martin, E., Hasenack, H., Hermann, J.M., Kollmann, J., Pillar, V. & Overbeck, G.E. 2015. Grassland degradation and restoration: A conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. **Natureza & Conservação**, 13(2):95-104.
- Assis, G.B., Pilon, N.A.L., Siqueira, M.F. & Durigan, G. 2020. Effectiveness and costs of invasive species control using different techniques to restore cerrado grasslands. **Restoration Ecology**, 29(1):e13219.
- Balduino, A.P.C. 2019. **Importância de filtros ecológicos no recrutamento de plantas em jazidas tratadas com lodo de esgoto**. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais) – Faculdade de Planaltina, Universidade de Brasília, p. 241.
- Banco Central do Brasil. 2023. **Calculadora do cidadão, Dados básicos da correção pelo IGP-M (FGV)**. Disponível em: <https://www3.bcb.gov.br/CALCIDADAO/publico/corrigirPorIndice.do?method=corrigirPorIndice>. Acesso em: 30 nov. 2023.
- Bouyoucos, G.J. 1962. Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils. **Agronomy Journal**, 54(5):464-465.
- Brady, N.C. & Weil, R.R. 2013. **Elementos da natureza e propriedades dos solos**. 3.ed. Porto Alegre: Bookman. 704p.
- Brasil. 2000. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**. Diário Oficial da União, Gabinete Civil da Presidência da República, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Seção I, p. 1.
- Brasil. Ministério das Relações Exteriores. 2016. **Contribuição nacionalmente determinada para consecução do objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. Brasília. Disponível em: https://www.gov.br/mre/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf. Acesso em: 14 ago. 2023.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2017. **Planaveg: Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa**. Brasília. Disponível em: <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/servicosambientais/ecossistemas-1/conservacao-1/politica-nacional-de-recuperacao-da-vegetacao->

[nativa/planaveg_plano_nacional_recuperacao_vegetacao_nativa.pdf](#) . Acesso em: 14 ago. 2023.

Bucci, S.J., Scholz, F.G., Goldstein, G., Meinzer, F.C., Franco, A.C., Campanello, P.I., Villalobos-Vega, R., Bustamante, M. & Miralles-Wilhelm, F. 2006. Nutrient availability constrains the hydraulic architecture and water relations of savannah trees. **Plant, cell & environment**, 29(12):2153–2167.

Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F.A.O., Durigan, G., Overbeck, G.E., Fidelis, A., Fernandes, G.W., Bond, W.J., Hermann, J.M., Mahy, G., Alvarado, S.T., Zaloumis, N.P. & Veldman, J.W. 2019. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological Reviews**, 94(2): 590–609.

Bustamante, M.M.C., Brito, D.Q., Kozovits, A.R., Luedemann, G., Mello, T.R.B., Pinto, A.S., Munhoz, C.B.R. & Takahashi, F.S.C. 2012. Effects of nutrient additions on plant biomass and diversity of the herbaceous-subshrub layer of a Brazilian savanna (Cerrado). **Plant Ecology**, 213(5):795-808.

Bustamante, M.M.C., Silva, J.S., Scariot, A., Sampaio, A.B., Mascia, D.L., Garcia, E., Sano, E., Fernandes, G.W., Durigan, G., Roitman, I., Figueiredo, I., Rodrigues, R.R., Pillar, V.D., Oliveira, A.O., Malhado, A.C., Alencar, A., Vendramini, A., Padovezi, A., Carrascosa, H., Freitas, J., Siqueira, J.A., Shimbo, J., Generoso, L.G., Tabarelli, M., Biderman, R., Salomão, R.P., Valle, R., Junior, B. & Nobre, C. 2019. Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change**, 24: 1249–1270.

Camargo, O.A., Moniz, A.C., Jorge, J.A. & Valadares, J.M.A.S. 2009. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agrônomo de Campinas**. Campinas: Instituto Agrônomo, 77 p. (Boletim Técnico, 106).

Cava, M.G.B., Isernhagen I., Mendonça, A.H. & Durigan, G. 2016. Comparação de técnicas para restauração da vegetação lenhosa de Cerrado em pastagens abandonadas. **Hoehnea**, 43(2):301-315.

Cava, M.G.B., Pilon, N.A.L., Ribeiro, M.C. & Durigan, G. 2017. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. **Journal of Applied Ecology**, 55(3):1164-1172.

Chandler, D.G. 2006. Reversibility of forest conversion impacts on water budgets in tropical karst terrain. **Forest Ecology and Management**, 224(1-2): 95–103.

Chaves, J., Neill, C., Germer, S., Gouveia Neto, S.C., Krusche, A. & Elsenbeer, H. 2008. Land management impacts on runoff sources in small Amazon watersheds. **Hydrological Processes**, 22(12):1766–1775.

Compre Rural Notícias. 2022. **Brasil importa 15.300.000 de t de fertilizante e preços caem.** Disponível em: <https://www.comprerural.com/brasil-importa-15-300-000-de-t-de-fertilizante-e-precos-caem/>. Acesso em: 30 nov. 2023.

Cordeiro, A.O.O. 2018. **Controle de gramíneas exóticas na restauração ecológica de Cerrado sentido restrito e reintrodução de espécies nativas.** Tese (Doutorado em Botânica) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, p. 65.

Coutinho, A.G., Alves, M., Sampaio, A.B., Schmidt, I.B. & Vieira, D.L.M., 2019. Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, 22(1): 61–70.

Dairel, M. & Fidelis, A. 2020. How does fire affect germination of grasses in the Cerrado? **Seed Science Research**, 30(4):275-283.

Damasceno, G., Souza, L., Pivello, V.R., Gorgone-Barbosa, E., Girollo, P.Z. & Fidelis, A. 2018. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. **Biological Invasions**, 20(12):3621–3629.

Daws, M.I., Standish, R.J., Koch, J.M. & Morald, T.K. 2013. Nitrogen and phosphorus fertilizer regime affect jarrah forest restoration after bauxite mining in Western Australia. **Applied Vegetation Science**, 16(4):610–618.

De Groot, R., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmquist, T. & Farley, J. 2013. Benefits of investing in ecosystem restoration. **Conservation Biology**, 27(6): 1286–1293.

Durigan, G., Contieri, W.A., Franco, G.A.D.C & Garrido, M.A.O. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de Cerrado em área de pastagem, Assis, SP. **Acta Botanica Brasilica**, 12(3): 421-429.

Durigan, G. & Ratter, J.A. 2006. Successional changes in cerradão and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962-2000. **Edinburgh Journal of Botany**, 63(1):119–130.

Durigan, G., Siqueira, M.F.D. & Franco, G.A.D.C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, 64(4): 355–363.

Durigan, G., Pilon, N.A.L., Assis, G.B., Souza, F.M. & Baitello, J.B. 2018. **Plantas pequenas do cerrado: biodiversidade negligenciada.** 1. ed. São Paulo. p. 11.

Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. 1997. Centro Nacional de Pesquisa do Solo. **Manual de métodos e análise de solo.** 2. ed. Rio de Janeiro.

Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. 2009. Centro Nacional de Pesquisa do Solo. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.** 2. ed. Brasília.

- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the Limits of Restoration: The Need for Realistic Goals. **Restoration Ecology**, 8(1): 2-9.
- Fernandes, G., Coelho, M., Machado, R., Ferreira, M., Aguiar, L., Dirzo, R., Scariot, A. & Lopes, C. 2016. Afforestation of savannas: An impending ecological disaster. **Natureza & Conservação**, 14:146-151.
- Fernandes, L.A., Alves, D.S., Silva, L.F., Silva, N.C.A., Martins, E.R., Sampaio, R.A. & Costa, C.A. 2008. Níveis de nitrogênio, fósforo e potássio para a produção de mudas de fava d'anta (*Dimorphandra mollis* Benth). **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, 10(1):94-99.
- Ferreira, E.B., Cavalcanti, P.P. & Nogueira, D.A. 2021. _ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs (Portugues)_, R package version 1.2.2. **Cran.R-Project**. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>. Acesso em: 14 jan. 2024.
- Flora e Funga do Brasil. 2023. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 17 ago. 2023.
- Foster, B.L., Kindscher, K., Houseman, G.R. & Murphy, C.A. 2009. Effects of hay management and native species sowing on grassland community structure, biomass, and restoration. **Ecological Applications**, 19(7):1884-1896.
- Germer, S., Neill, C., Krusche, A.V. & Elsenbeer, H. 2010. Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: undisturbed forest to pasture. **Journal of Hydrology**, 380(3-4):473-480.
- Gijsman, A.J. & Thomas, R.J. 1996. Evaluation of some physical properties of an oxisol after conversion of native savanna into legume-based or pure grass pastures. **Tropical Grasslands**, 30:237-248.
- Giles, A., Costa, P.B., Rowland, L., Abrahão, A., Lobo, L., Verona, L., Silva, M.C., Monge, M., Wolfsdorf, G., Petroni, A., D'angioli, A.M., Sampaio, A.B., Schimidt, I. & Oliveira, R.S. 2022. How effective is direct seeding to restore the functional composition of neotropical savannas? **Restoration Ecology**, 30(1): e13474.
- GISTEMP. 2023. **GISS Surface Temperature Analysis (GISTEMP), version 4**. Disponível em: <https://data.giss.nasa.gov/gistemp/>. Acesso em: 14 ago. 2023.
- Goodland, R. & Pollard, R. 1973. The brazilian Cerrado vegetation: A fertility gradient. **Journal of Ecology**, 61(1):219-224.
- Grossman, R.B. & Reinsch, T.G. 2002. Bulk density and linear extensibility, pp. 201-222, in: Dick, W.A. (ed.). **Methods of soil analysis: physical methods**. Soil Science Society of America, Madison.
- Guerra, A., Reis, L.K., Borges, F.L.G., Ojeda, P.T.A., Pineda, D.A.M., Miranda, C.O., Maidana, D.P.F.L., dos Santos, T.M.R., Shibuya, P.S., Marques, M.C.M., Laurance, S.G.W. &

Garcia, L.C. 2020. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, 458:117802.

Haridasan, M. 2008. Nutritional adaptations of native plants of the Cerrado biome in acid soils. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, 20(3):183-195.

Hernani, L.C., Chagas, C.S., Gonçalves, A.O. & Melo, A.S. 2015. Potencial natural de erosão e geotecnologias para a classificação de capacidade de uso dos solos, pp. 135-157, in: Castro, S.S. & L.C., Hernani (eds.). **Solos frágeis: caracterização, manejo e sustentabilidade**. Embrapa, Rio de Janeiro.

Holmes, P. 2001. Shrubland restoration following woody alien invasion and mining: effects of topsoil depth, seed source, and fertilizer addition. **Restoration Ecology**, 9(1):71-84.

Istedt, U., Malmer, A., Verbeeten, E. & Murdiyarsa, D. 2007. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, 251(1-2):45–51.

Instituto Agrônomo de Campinas-IAC. 1982. **Levantamento Pedológico Semidetalhado do Estado de São Paulo (escala 1:100.000), Quadrícula de Descalvado**. EMBRAPA/ SAA/ CPA/ IAC, Rio de Janeiro, RJ.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE. 1970. **Cravinhos: região sudeste do Brasil**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 1982. 1 carta topográfica, color., 4465 × 3555 pixels, 17 MB, pdf. Escala 1:50.000. Projeção UTM. Datum horizontal: Córrego Alegre, MG, Datum vertical: marégrafo Imbituba, SC. Folha SF 23-V-C-I-4, MI-2637-4.

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA. **Taxa de câmbio comercial para compra: real (R\$) / dólar americano (US\$) – média 2021**. Disponível em: <http://www.ipeadata.gov.br/ExibeSerie.aspx?serid=38590&module=M>. Acesso em: 16 nov. 2023.

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA. **Taxa de câmbio comercial para compra: real (R\$) / dólar americano (US\$) – janeiro de 2023**. Disponível em: <http://www.ipeadata.gov.br/ExibeSerie.aspx?serid=38590&module=M>. Acesso em: 11 jan. 2023.

Joly, C.A. & Padgurschi, M.C.G. 2019. Apresentando o diagnóstico brasileiro de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, pp. 6-32, in: Joly, C.A., Scarano, F.R., Seixas, C.S., Metzger, J.P., Ometto, J.P., Bustamante, M.M.C., Padgurschi, M.C.G., Pires, A.P.F., Castro, P.F.D., Gadda, T. & P. Toledo (eds.). **1º Diagnóstico brasileiro de biodiversidade & serviços ecossistêmicos**. Editora Cubo, São Carlos.

Kageyama, P.Y. & Gandara, F.B. 2003. Restauração e conservação de ecossistemas florestais, pp. 383-394, in: Cullen Jr., L., Rudran, R. & C.B., Valladares-Padua (eds.). **Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre**. 1 ed. UFPR, Curitiba.

- Kassambara, A. & Mundt, F., 2020. Factoextra: Extract and Visualize the Results of Multivariate Data Analyses. **R Package Version 1.0.7**. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/factoextra/factoextra.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2023.
- Kolb, R.M., Pilon, N.A.L. & Durigan, G. 2016. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. **Acta Botanica Brasilica**, 30(1):87–92.
- Kummu, M., Guillaume, J.H.A., De Moel, H., Eisner, S., Flörke, M., Porkka, M., Siebert, S., Veldkamp, T.I.E. & Ward, P.J. 2016. The world's road to water scarcity: shortage and stress in the 20th century and pathways towards sustainability. **Scientific Reports**, 6(1): 38495.
- Lassabatère, L., Angulo-Jaramillo, R., Soria, J. M., Cuenca, R., Braud, I. & Haverkamp, R. 2006. Beerkan estimation of soil transfer parameters through infiltration experiments - BEST. **Soil Science Society of American Journal**, 70(2): 521-532.
- Le, S., Josse, J. & Husson, F. 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. **Journal of Statistical Software**, 25(1): 1-18.
- Lepsch, I.F., Silva, N.M. & Espironelo, A. 1982. Relação entre matéria orgânica e textura de solos sob cultivo de algodão e cana-de-açúcar, no Estado de São Paulo. **Bragantia**, 41(8):231-236.
- Liaffa, A.B.S. 2020. **Restauração ecológica no Cerrado: intenso preparo de solo e alta densidade de semeadura não eliminam a necessidade de erradicação de gramíneas exóticas invasoras**. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, p. 68.
- Lima, G.A.G. & Sant'Ana, R.S. 2007. Pequenos Produtores e a Cooperação Informal na Agrovila II do Assentamento "17 de Abril", Restinga/SP. **Serviço Social & Realidade**, 16(1): 126-162.
- Lima, J.E.F.W. & Silva, E.M. 2005. Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado brasileiro, p. 28, in: Scariot, A., Sousa-Silva, J.C. & J.M., Felfili (orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Lima, Y.B.C., Durigan, G. & Souza, F.M. 2014. Germinação de 15 espécies vegetais do Cerrado sob diferentes condições de luz. **Bioscience Journal**, 30(6):1864-1872.
- Longo, R.M., Espíndola, C.R. & Ribeiro, A.I. 1999. Modificações na estabilidade de agregados no solo decorrentes da introdução de pastagens em áreas de cerrado e floresta amazônica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, 3(3):276-280.
- Lozano-Baez, S., Cooper, M., Ferraz, S., Ribeiro Rodrigues, R., Pirastru, M., & Di Prima, S. 2018. Previous Land Use Affects the Recovery of Soil Hydraulic Properties after Forest Restoration. **Water**, 10(4): 453.

Lozano-Baez, S.E., Cooper, M., Frosini de Barros Ferraz, S., Ribeiro Rodrigues, R., Castellini, M. & Di Prima, S. 2019. Recovery of Soil Hydraulic Properties for Assisted Passive and Active Restoration: Assessing Historical Land Use and Forest Structure. **Water**, 11(1): 86.

Mapbiomas. 2023. **Infográficos, Cerrado, Evolução anual da cobertura e uso da terra (1985-2022)**. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/09/MBI-Infografico-cerrado-8.0-BR-rev4-1-scaled.jpg>. Acesso em: 23 out. 2023.

Marcati, C.R., Oliveira, J.S. & Machado, S.R. 2006. Growth rings in cerrado woody species: occurrence and anatomical markers. **Biota Neotropica**, 6(3): n00206032006.

Massi, K.G. 2015. Efeitos da fertilização mineral na produção e germinação de sementes e na biomassa de plântulas de *Dalbergia miscolobium* Benth. **Revista Árvore**, 39(6):1039-1046.

Matias, R.A.M., Venturoli, F., Martins, R. de C.C., Pieruzzi, F.P., Abreu, A.L.S. de & Lima, M.B. de O. 2018. Nutritional supplementation required by native Cerrado species development, in nursery. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, 40(1): e37047.

Mazzochini, G.G., Lira-Martins, D., de Barros, F.V., Oliveira, A.C.C., Xavier, R.O., Furtado, M.N., Verona, L.S., Viani, R.A.G., Rowland, L. & Oliveira, R.S. 2024. Effects of grass functional diversity on invasion success by exotic grasses in Cerrado grasslands. **Journal of Applied Ecology**, 61(2): 271–280.

Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B. & Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, 403(6772): 853–858.

Oliveira, A.C.C. 2019. **Produção de mudas de duas espécies de gramíneas nativas para restauração do Cerrado**. Dissertação (Mestrado em Agricultura e Ambiente) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, p. 104.

Oliveira, A.C.C., Forti, V.A., Loiola, P.P. & Viani, R.A.G. 2020. Techniques for seedling production of two native grasses: new perspectives for Brazilian Cerrado restoration. **Restoration Ecology**, 28(2):297–303.

Oliveira, A.C.C., Forti, V.A. & Viani, R.A.G. 2021. Fertility responses of a native grass: technology supporting native plant production for restoration in Brazil. **Restoration Ecology**, 30(3): e13534.

Oliveira, J., Camargo, M., Calderano Filho, B. & Rossi, M. 2000. Mapa Pedológico do Estado de São Paulo. **O Agrônomo**, 52:21–23.

Parr, C.L., Lehmann, C.E., Bond, W.J., Hoffmann, W.A. & Andersen, A.N. 2014. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. **Trends in ecology & evolution**, 29(4): 205–213.

Pellizzaro, K.F., Cordeiro, A.O.O., Alves, M., Motta, C.P., Rezende, G.M., Silva, R.R.P., Ribeiro, J.F., Sampaio, A.B., Vieira, D.L.M. & Schmidt, I.B. 2017. “Cerrado” restoration by

direct seeding: Field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, 40(3):681–693.

Pereira, S.R., Laura, V.A. & Souza, A.L.T. 2012. Establishment of fabaceae tree species in a tropical pasture: influence of seed size and weeding methods. **Restoration Ecology**, 21(1):67–74.

Pilon, N.A.L., Udulutsch, R.G. & Durigan, G. 2015. Padrões fenológicos de 111 espécies de Cerrado em condições de cultivo. **Hoehnea**, 42(3):425–443.

Pilon, N.A.L., Buisson, E. & Durigan, G., 2018a. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, 26(1):73–81.

Pilon, N.A.L., Assis, G.B., Souza, F.M. & Durigan, G., 2018b. Native remnants can be sources of plants and topsoil to restore dry and wet Cerrado grasslands. **Restoration Ecology**, 27(3):569–580.

Pilon, N.A.L., Cava, M.G.B., Hoffmann, W.A., Abreu, R.C.R., Fidelis, A. & Durigan, G. 2020. The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, 109(1):154–166.

Pilon, N.A.L., Cava, M.G.B., Hoffmann, W.A., Abreu, R.C.R., Fidelis, A. & Durigan, G. 2021. The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, 109(1):154–166.

Pinheiro, J.C. & Bates D.M., R Core Team. 2023. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. **R package version 3.1-163**. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/nlme/nlme.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2023.

Pivello, V.R., Carvalho, V.M.C., Lopes, P.F., Peccinini, A.A. & Rosso, S. 1999. Abundance and distribution of native and alien grasses in a "cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica**, 31(1): 71–82.

Pivello, V.R. 2008. Os cerrados e o fogo. **ComCiência**, 104: 0–0.

R Core Team. 2020. **R: A language and environment for statistical computing**. Disponível em: <https://www.R-project.org/>. Acesso em: 14 nov. 2023.

Rossa-Feres, D.C., Martins, M., Marques, O.A.V., Martins, I.A., Sawaya, R.J. & Haddad, C.F.B. Herpetofauna, p. 89, in: Rodrigues, R.R., Joly, C.A., Brito, M.C.W., Paese, A., Metzger, J.P., Casatti, L., Nalon, M.A., Menezes, M., Ivanauskas, N.M., Bolzani, V. & V.L.R., Bononi (orgs.). **Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. Instituto de Botânica, São Paulo.

Salmona, Y.B., Matricardi, E.A.T., Skole, D.L., Silva, J.F.A., Coelho Filho, O., Pedlowski, M.A., Sampaio, J.M., Castrillón, L.C.R., Brandao, R., Silva, A.L. & Souza, S.A. 2023. A Worrying Future for River Flows in the Brazilian Cerrado Provoked by Land Use and Climate Changes. **Sustainability**, 15(5): 4251.

- Sampaio, A.B., Vieira, D.L., Holl, K.D., Pellizzaro, K.F., Alves, M., Coutinho, A.G., Cordeiro, A., Ribeiro, J.F. & Schmidt, I.B. 2019. Lessons on direct seeding to restore neotropical savanna. **Ecological Engineering**, 138: 148–154.
- Sampaio, A.B., Ribeiro, K.T., Vieira, D.M. & Silva, D.C.B. 2021. **Guia de restauração ecológica para gestores de unidades de conservação: Versão 1**. 1. ed. Brasília.
- Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C., Oliveira, V.A., Lumbrreras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Araújo Filho, J.C., Oliveira, J.B. & Cunha, T.J.F. 2018. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Embrapa, Brasília.
- Santos, G.L., Pereira, M.G., Delgado, R.C., Magistrali, I.C., Silva, C.G., Oliveira, C.M.M., Larangeira, J.P.B. & Silva, T.P. 2021. Degradation of the Brazilian Cerrado: Interactions with human disturbance and environmental variables. **Forest Ecology and Management**, 482: 118875.
- São Paulo. n.d. **Histórico de operações do talhão 53**. Caderno de gerenciamento EExSS, Instituto Florestal de São Paulo, São Simão, SP.
- São Paulo. 2006. **Decreto nº 51.453, de 29 de dezembro de 2006**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 30 dez. 2006. Seção I, p. 37-38.
- São Paulo. 2009. **Resolução SMA nº 64 de 2009**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo, SP, 11 set. 2009. Seção I, p. 59–60.
- São Paulo. 2014. **Resolução SMA nº 32 de 2014**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo, SP, 05 abr. 2014. Seção I, p. 36–37.
- São Paulo. 2015. **Portaria CBRN nº 01 de 2015**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo, SP, 17 jan. 2015. Seção I, p. 45–46.
- São Paulo. 2020. **Inventário florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. Seção de Manejo e Inventário Florestal, São Paulo. 40 p.
- São Paulo. 2016. **Resolução SMA nº 57 de 2016**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Secretaria de Meio Ambiente, São Paulo, SP, 30 jun. 2016. Seção I, p. 55–57.
- São Paulo. 2020. **Decreto nº 65.274, de 26 de outubro de 2020**. Diário Oficial do Estado de São Paulo, Assembleia Legislativa do Estado de São Paulo, São Paulo, SP, 27 out. 2020. Seção I, p. 1.
- São Paulo. Secretaria de Meio Ambiente, Infraestrutura e Logística. 2023. **Plano Estadual de Meio Ambiente. São Paulo**. Disponível em: <https://smastr16.blob.core.windows.net/2001/2023/06/Plano-Meio-Ambiente.pdf>. Acesso em: 17 out. 2023.

- Sasaki, R.M. & Felipe, G.M. 1998. Response of *Dalbergia miscolobium* Benth. seedlings, a cerrado tree species, to mineral nutrient supply. **Brazilian Journal of Botany**, 21(1):65-72.
- Sattler, M.A. 2006. **Variabilidade espacial de atributos de um Argissolo vermelho amarelo sob pastagem e vegetação nativa na bacia hidrográfica do Itapemirim**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) - Universidade Federal do Espírito Santo, Alegre, p. 67.
- Schmidt, I., Ferreira, M., Sampaio, A., Walter, B., Vieira, D. & Holl, K. 2019. Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in Central Brazil. **Restoration Ecology**, 27(5):942–948.
- Sena, L., Bahia, T.O. & Fernandes, G.W. 2021. Vegetative Propagation of *Schizachyrium tenerum* (Poaceae) Under Different Substrates and Environments. **Floresta e Ambiente**, 28(2): e20200051.
- Silva, I. R. & Mendonça, E.S. 2007. Matéria Orgânica do Solo, pp. 275-374, in: Novais, R.F., Alvarez V., Barros, N.F., Ferreira, R.L., Cantarutti, R.B., & J.C.L., Neves. **Fertilidade do Solo**. 1. ed. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa.
- Silva, O.M.C., Nieri, E.M., Santana, L.S., Almeida, R.S., Araujo, G.C.R., Botelho, S.A. & Melo, L.A. 2022. Adubação fosfatada no crescimento inicial de sete espécies florestais nativas destinadas à recuperação de uma área degradada. **Ciência Florestal**, 32(1): 371-394.
- Silveira, F.A.O., Arruda, A.J., Bond, W.J., Durigan, G., Fidelis, A., Kirkman, K., Oliveira, R. S., Overbeck, G.E., Sansevero, J.B.B., Siebert, F., Siebert, S.J., Young, T.P., & Buisson, E. 2020. Myth-busting tropical grassy biome restoration. **Restoration Ecology**, 28(5): 1067–1073.
- Souza, L.S., Velini, E.D., Martins, D. & Rosolem, C.A. 2006. Efeito alelopático de capim - braquiária (*Brachiaria decumbens*) sobre o crescimento inicial de sete espécies de plantas cultivadas. **Planta Daninha**, 24(4):657-668.
- Souza, M.F., Martins, E.F., Fernandes, L.A. & Nere, P.S. 2016. Emergência e desenvolvimento inicial de sementes de *Dimorphandra mollis* Benth. em campo. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, 18(1):186-190.
- Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Barbieri, R.F., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., Scaramuzza, C.A.M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B. & Balmford, A. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, 1(4): 0099.
- Strassburg, B.B.N., Iribarrem, A., Beyer, H.L., Cordeiro, C.L., Crouzeilles, R., Jakovac, C.C., Braga Junqueira, A., Lacerda, E., Latawiec, A.E., Balmford, A., Brooks, T.M., Butchart, S.H.M., Chazdon, R.L., Erb, K., Brancalion, P., Buchanan, G., Cooper, D., Díaz S., Donald, P.F., Kapos, V., Leclère, D., Miles, L., Obersteiner, M., Plutzer, C., Scaramuzza, C.A.M., Scarano, F.R. & Visconti, P. 2020. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, 586(7831): 724–729.

- Takhtajan, A. 1986. **Floristic Regions of the World**. Berkeley: University of California Press, 544 p.
- Topp, G.C. & Zebchuk, W. 1979. The determination of soil-water desorption curves for soil cores. **Canadian Journal of Soil Science**, 59(1): 19-26.
- Torres, W.G.A. 2017. **Saturação de bases em solo do Cerrado para produção de mudas de pequi e baruzeiro**. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal) – Instituto de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Minas Gerais, p. 73.
- UNEP. 2022. **The UN Decade on Ecosystem Restoration (2021-2030): Flagship Initiatives**. Disponível em: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/37848>. Acesso em: 14 ago. 2023.
- Veldman, J.W., Buisson, E., Durigan, G., Fernandes, W.G., Le Stradic, S., Mahy, G., Negreiros, D., Overbeck, G., Veldman, R.G., Zaloumis, N.P., Putz, F.E. & Bond, W.J. 2015. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 13(3): 154–162.
- Veldman, J.W., Aleman, J.C., Alvarado, S.T., Anderson, M., Archibald, S., Bond, W.J., Boutton, T.W., Buchmann, N., Buisson, E., Canadell, J.G., Dechoum, M.S., Diaz-Toribio, M.H., Durigan, G., Ewel, J.J., Fernandes, G.W., Fidelis, A., Fleischman, F., Good, S.P., Griffith, D.M., Hermann, J.M., Hoffmann, W.A., Le Stradic, S., Lehmann, C.E.R., Mahy, G., Nerlekar, A.N., Nippert, J.B., Noss, R.F., Osborne, C.P., Overbeck, G.E., Parr, C.L., Pausas, J.G., Pennington, R.T., Perring, M.P., Putz, F.E., Ratnam, J., Sankaran, M., Schmidt, I.B., Schmitt, C.B., Silveira, F.A.O., Staver, A.C., Stevens, N., Still, C.J., Strömberg, C.A.E., Temperton, V.M., Varner, J.M. & Zaloumis, N.P. 2019. Comment on “The global tree restoration potential”. **Science**, 366(6463): eaay7976.
- Venables, W.N. & Ripley, B. D. 2002. MASS: Support Functions and Datasets for Venables and Ripley's MASS. **Cran.R-Project**. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/MASS/MASS.pdf>. Acesso em: 18 ago. 2023.
- Walkley, A. & Black, I.A. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, 37(1):29-38.
- Wickham, H. 2016. Data Analysis, pp. 189-201, in: Wickham, H. (ed.). **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag, New York.
- Ziegler, A.D., Giambelluca, T.W., Tran, L.T., Vana, T.T., Nullet, M.A., Fox, J., Vien, T.D., Pinthong, J., Maxwell, J.F. & Evett, S. 2004. Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: evidence of accelerated overland flow generation. **Journal of Hydrology**, 287(1–4):124–146.
- Zimmermann, B. & Elsenbeer, H. 2008. Spatial and temporal variability of soil saturated hydraulic conductivity in gradients of disturbance. **Journal of Hydrology**, 361(1):78-95.

Zimmermann, B. & Elsenbeer, H. 2009. The near-surface hydrological consequences of disturbance and recovery: A simulation study. **Journal of Hydrology**, 364(1-2):115-127.

Zimmermann, B., Papritz, A. & Elsenbeer, H. 2010. Asymmetric response to disturbance and recovery: Changes of soil permeability under forest–pasture–forest transitions. **Geoderma**, 159(1-2):209–215.

Zwartendijk, B.W., van Meerveld, H.J., Ghimire, C.P., Bruijnzeel, L.A., Ravelona, M. & Jones, J.P.G. 2017. Rebuilding soil hydrological functioning after swidden agriculture in eastern Madagascar. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 239:101–111.

CAPÍTULO 2 - Mudanças no banco de sementes do solo sob diferentes técnicas de restauração ecológica de cerrado *sensu stricto*

RESUMO

A avaliação do banco de sementes é uma ferramenta importante para acessar o potencial de regeneração natural e as regras de montagem de ecossistemas naturais e projetados. Avaliamos mudanças na abundância e diversidade de espécies no banco de sementes do solo de um experimento de restauração em uma pastagem abandonada originalmente coberta por cerrado *sensu stricto* com baixa regeneração natural invadida por *Urochloa* spp. Estabelecemos parcelas envolvendo a restauração ativa por plantio de mudas (*Sp* e *Sf*) e manejo da regeneração natural (*An*) em comparação com parcelas controle (*Cr*). Utilizando um amostrador (25 x 25 x 10 cm), coletamos quatro amostras de banco de sementes de solo para cada tratamento em quatro períodos diferentes, de 2020 a 2023 (*T1*, *T2*, *T3* e *T4*), totalizando 64 amostras por período. As amostras foram colocadas em bandejas plásticas (45,5 x 28 x 7,7 cm) para germinação em casa de vegetação e mantidas por um período de 120 dias. Utilizamos análises PERMANOVA para testar os efeitos dos fatores (tratamentos e períodos) e análises SIMPER para identificar as espécies que mais contribuíram para as diferenças entre tratamentos e períodos. Houve diferenças significativas ao longo dos períodos de amostragem e entre os tratamentos na abundância de plântulas emergidas, onde *Sf* e *Sp* diferiram de *An* e *Cr* ($p < 0,05$). As análises SIMPER indicaram que a dissimilaridade média entre os períodos de amostragem do banco de sementes do solo foi alta entre *T1* e *T4* (81,17%), caracterizada pelo progressivo aumento na abundância de plântulas de espécies nativas, predominantemente ruderais, e pela diminuição de *Urochloa* spp. Nossos resultados mostram que os bancos de sementes do solo diferiram significativamente de acordo com os períodos de amostragem e tratamentos de restauração. A abundância e diversidade de espécies nativas aumentaram das amostragens iniciais para as finais (*T1* a *T4*). Além disso, as parcelas sob tratamentos de restauração apresentaram maior abundância de plântulas emergidas e diversidade de espécies quando comparadas às parcelas controle (*Cr*).

Palavras-chave: avaliação do banco de sementes, recrutamento de plântulas, técnicas de restauração ativa

ABSTRACT

Seed bank assessment is an important means of evaluating the potential for natural regeneration and assembly rules of natural and novel ecosystems. We assessed changes in the abundance and diversity of soil seed bank species in a restoration experiment of an abandoned pasture invaded by *Urochloa* spp. that was originally covered by *cerrado sensu stricto*, where natural regeneration was very low. We established active restoration plots by seedling planting (*Sp* and *Sf*), and assisted natural regeneration plots (*An*), which we compared with control plots (abandonment - *Cr*). Using a sampler (25 x 25 x 10 cm), we collected four soil seed bank samples for each treatment in three different periods, from 2020 to 2023 (T1, T2, T3 and T4), totaling 64 samples per period. Samples were placed in plastic trays (45.5 x 28 x 7.7 cm) for germination under greenhouse conditions, and kept for a period of 120 days. We performed PERMANOVA to test the effects of the factors (treatment and period), and SIMPER analysis was used to identify the species that contributed most to the differences among treatments and periods. There were significant differences in emerged seedling abundance across sampling periods and between treatments, where *Sf* and *Sp* differed from *An* and *Cr* ($p < 0.05$). The SIMPER analyzes indicated high average dissimilarity between *T1* and *T4* (81.17%) sampling periods, characterized by the progressive increase in seedling abundance of native species, predominantly ruderal, and by the decrease of *Urochloa* spp. Our results show that soil seed banks differed significantly according to sampling periods and restoration treatments. The abundance and diversity of native species increased from the initial to final samplings (*T1* to *T4*). In addition, plots under restoration treatments showed greater abundance of emerged seedlings and species diversity when compared to control plots (*Cr*).

Keywords: seed bank evaluation, seedling recruitment, active restoration techniques

1. INTRODUÇÃO

O recrutamento de indivíduos é provavelmente o processo mais importante na dinâmica de populações e comunidades de plantas (Eriksson & Ehrlén, 1992), conectando o banco de sementes e a vegetação acima do solo espacial e temporalmente em várias escalas (Simpson et al., 1989). A proximidade de fontes de sementes, diferentes padrões de fenologia reprodutiva, produção de sementes e regimes de perturbação têm sido associados à influência de aspectos espaciais e temporais do desenvolvimento da comunidade vegetal (Hughes & Fahey, 1988; Young et al., 2001).

Define-se por banco de sementes o conjunto de sementes viáveis no solo ou serapilheira associados a uma determinada dimensão espacial durante um período de tempo estabelecido (Simpson et al., 1989). O recrutamento de indivíduos do banco de sementes do solo pode desempenhar um papel proeminente na restauração ecológica de áreas onde a vegetação nativa foi eliminada ou gravemente degradada (van der Valk & Pederson, 1989), incluindo locais dominados por espécies exóticas invasoras (Brooks et al., 2010). No entanto, são comuns processos de substituição de espécies no banco de sementes do solo em áreas severamente perturbadas, causando impactos negativos em seu potencial de regeneração natural, facilitando a invasão de plantas e reduzindo a chegada de propágulos, levando a uma redução na riqueza de espécies nativas no banco de sementes do solo e à dominância de espécies invasoras e/ou “ruderais” (van der Valk & Pederson, 1989; Xavier et al., 2016; Machado et al., 2012, Machado et al., 2021).

Diversos estudos relatam a contribuição do banco de sementes do solo para a restauração da vegetação numa vasta gama de ecossistemas (Diemont, 1990; Putwain & Gillham, 1990; Pywell et al., 1997; Akinola et al., 1998; Hyatt & Casper, 2000; Liu et al., 1998; Hyatt & Casper, 2000; Liu et al., 2008). Avaliar o potencial de regeneração associado ao banco de sementes do solo é um passo importante para identificar as melhores estratégias de manejo a serem empregadas nos esforços de conservação e/ou restauração ecológica (Miranda Neto et al., 2016). Tal avaliação deve incluir informações sobre a composição, abundância e distribuição potencial de cada espécie da comunidade (Welling et al., 1988). Assim, a composição do banco de sementes depende da produção de sementes pela vegetação acima do solo e da longevidade das sementes de cada espécie nas condições locais (van der Valk & Pederson, 1989).

O Cerrado compreende um mosaico de fitofisionomias, incluindo campos, savanas e florestas (Ribeiro e Walter, 2008). No Brasil, o processo de conversão da vegetação do Cerrado levou à perda de aproximadamente metade de sua área original (Strassburgh et al., 2017), onde, em regiões como o estado de São Paulo, os ecossistemas não-florestais do Cerrado foram reduzidos a menos de 1.000 km², referentes a menos de 3% de sua cobertura original. Contudo, quando comparada às florestas tropicais, a restauração ecológica do Cerrado ainda é incipiente (Durigan & Engel, 2012), exigindo abordagens disruptivas (Passareti et al., 2020).

Os ecossistemas não-florestais do Cerrado possivelmente não seguem trajetórias sucessionais fixas, entre outros fatores devido ao domínio de espécies “rebrotadoras” e a presença de características conservadoras em suas comunidades de plantas (Giles et al., 2022; Pausas et al., 2018; Bond & Midgley, 2001), permitindo sua alta persistência em ecossistemas propensos ao fogo (Enright et al., 2014). A dinâmica populacional de diversas espécies do Cerrado é baseada na reprodução assexuada, principalmente a partir de gemas e/ou órgãos subterrâneos (Hoffman, 1998). No entanto, a contribuição a longo prazo da chuva de sementes ou do recrutamento de bancos de sementes nesses ecossistemas ainda é pouco conhecida (Miyaniishi & Kellman, 1986; García-Núñez & Azocar, 2004; Xavier et al., 2021), indicando que os bancos de sementes podem ser uma fonte importante para a restauração ecológica em o Cerrado (van der Valk & Pederson 1989), conforme visto através de experimentos de transposição de solo superficial e transferência de feno (Ferreira et al., 2015; Pilon et al., 2018).

Técnicas relacionadas ao manejo de banco de sementes, como a restauração passiva ou a condução da regeneração natural podem ser eficazes na restauração de áreas degradadas (Costalonga et al., 2006), porém seu uso não elimina as incertezas do estabelecimento e sobrevivência das mudas em condições de campo (van der Valk & Pederson, 1989). Devido às lacunas de conhecimento e aos obstáculos ecológicos, a reintrodução de espécies nativas do Cerrado raramente é testada em condições de campo (Silva et al., 2015), permanecendo tecnicamente difícil e cara (Dayrell et al., 2016). Logo, para a implementação da restauração dos ecossistemas não-florestais do Cerrado, é essencial a experimentação na montagem e introdução de conjuntos de espécies com desempenho altamente competitivo e de rápido estabelecimento contra espécies exóticas invasoras, sem excluir árvores de crescimento lento (Pellizzaro et al., 2017).

Embora ervas e arbustos sejam componentes importantes da estrutura e funcionalidade de ecossistemas não-florestais (Mendonça et al., 2008; Bond & Parr, 2010), estudos recentes

sobre o Cerrado e outras savanas tropicais sugerem que muitas espécies não-arbóreas produzem número limitado de sementes, muitas das quais de baixa qualidade (Silcock & Scattini, 2007; Fontenele et al., 2020; Kolb et al., 2016), tornando os esforços de restauração ecológica utilizando essas plantas um grande desafio (Buisson et al., 2019).

Ainda que adaptadas à limitação nutricional imposta por solos majoritariamente distróficos e/ou ácidos com elevada saturação por alumínio (Haridasan, 2000), estudos sugerem que o fornecimento de nutrientes a espécies do Cerrado pode favorecer seu crescimento (Bucci et al., 2006), como também o aumento da massa de suas sementes, possibilitando maiores porcentagens de germinação, sobrevivência e crescimento de plântulas (Nietsche et al., 2004).

Apesar de sua grande resiliência, a ocorrência ou invasão de gramíneas exóticas representam um grande risco à regeneração natural e/ou restauração dos ecossistemas não-florestais do Cerrado (Durigan et al., 1998; Hoffmann & Haridasan, 2008), impactando de forma negativa e persistente as espécies não-arbóreas, em especial graminóides, através da redução drástica de sua cobertura do solo e diversidade (Pivello et al., 1999, Damasceno et al., 2018).

Isto posto, o presente estudo teve como objetivo avaliar a influência do uso de diferentes técnicas de restauração ativa de cerrado *sensu stricto* ao longo de três anos consecutivos na estrutura e composição do banco de sementes do solo em uma área degradada utilizada inicialmente para silvicultura e mais tarde como pastagem dominada por gramíneas exóticas e com baixa regeneração natural de espécies nativas. Partimos da premissa de que as técnicas de restauração utilizadas influenciarão positivamente os resultados de abundância de plântulas emergidas e diversidade de espécies presentes no banco de sementes do solo do experimento em comparação com as parcelas controle, reforçando a importância do banco de sementes do solo para o sucesso da restauração ecológica (Xavier et al., 2023). Esperamos também que os tratamentos utilizando o plantio heterogêneo de mudas, com uso mais intensivo de operações e insumos, apresentem resultados superiores na abundância de plântulas emergidas e na diversidade de espécies quando comparados com as demais técnicas de restauração ecológica avaliadas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido na Estação Experimental de São Simão – EExSS (21°23'23" S e 47°37'56" W, 694,03 ha), São Simão, sudeste do Brasil. A EExSS atualmente é coberta por um mosaico de vegetação secundária de Cerrado, incluindo campos úmidos, savanas e florestas, além de pastagens abandonadas e plantações de Pinus. O clima é CWa (mesotérmico com inverno seco), seguindo a classificação de Köppen (Alvares et al., 2013). A temperatura média é de 18,5°C nos meses mais frios e 22,2°C nos meses mais quentes, com precipitação anual em torno de 1.300mm (Alvares et al., 2013). Os solos mais comuns na área são neossolos, com textura arenosa, baixo teor de nutrientes (distróficos) e alta saturação de alumínio (Oliveira et al., 2000; Santos et al., 2018).

O local de estudo foi utilizado para silvicultura de pinus (*Pinus elliottii* Engelm.) de 1962 a 1991, como pastagem de 1991 a 1996 e desde então encontra-se sem uso definido (São Paulo, n.d.). Atualmente, a vegetação do local de estudo consiste em um campo antrópico com espécies nativas esparsamente distribuídas imersas em uma pastagem altamente dominada pelas gramíneas africanas *Urochloa decumbens* (Stapf) R.D.Webster e *Urochloa brizantha* (Hochst. ex A.Rich.) R.D.Webster.

2.2. Delineamento experimental

O experimento foi montado no local de estudo em janeiro de 2021 em uma área de aproximadamente 1 ha utilizando delineamento em blocos inteiramente casualizados com três tratamentos (técnicas de restauração ecológica) com quatro repetições (parcelas) medindo 20 m x 30 m (600 m²) por bloco comparados com parcelas controle sem qualquer intervenção (Tabela 14), totalizando 16 parcelas.

Tabela 14. Descrição dos tratamentos de restauração ecológica aplicados no experimento, EExSS, São Simão, SP.

Tratamentos	Descrição
<i>Cr</i>	Sem intervenções \ sem fogo prescrito
<i>An</i>	Coroamento de indivíduos regenerantes e roçada mecanizada de <i>Urochloa</i> spp.
<i>Sp</i>	Plantio de 204 mudas de 90 espécies de cerrado <i>sensu stricto</i> contemplando ervas (≈ 1.750 ind. ha ⁻¹), arbustos (≈ 1.750 ind. ha ⁻¹), árvores (≈ 900 ind. ha ⁻¹) e lianas (>50 ind. ha ⁻¹)
<i>Sf</i>	Plantio de 204 mudas por parcela (4.444 ind. ha ⁻¹) de 90 espécies de cerrado <i>sensu stricto</i> contemplando ervas (≈ 1.750 ind. ha ⁻¹), arbustos (≈ 1.750 ind. ha ⁻¹), árvores (≈ 900 ind. ha ⁻¹) e lianas (>50 ind. ha ⁻¹) com fertilização (100 g ind. ⁻¹) durante 2021-2023 (3x)

Antes da implantação do experimento, todas as parcelas, exceto *Cr*, foram submetidas a fogo prescrito em novembro de 2020 para reduzir a biomassa de *Urochloa* spp. e estimular a dispersão de sementes e a germinação do banco de sementes do solo (Coutinho 1982), totalizando 12 parcelas queimadas. Para a manutenção dos tratamentos experimentais, foi realizada a roçada mecânica e capina manual de *Urochloa* spp. no entorno dos indivíduos plantados e/ou regenerantes bimestralmente, excetuando-se *Cr*.

2.3. Amostragem do banco de sementes do solo

Amostras do banco de sementes do solo foram coletadas nas 16 parcelas experimentais com 4 repetições por parcela, totalizando 64 amostras. Os pontos de coleta foram distribuídos aleatoriamente nas parcelas, com distância mínima de dez metros entre si, utilizando coletores metálicos de 25 x 25 x 10 cm (6,25 dm³). O banco de sementes do solo foi amostrado em quatro períodos distintos, sendo: (i) *T1* - antes do fogo prescrito e implantação do experimento (outubro de 2020); *T2* - após o fogo prescrito e implantação do experimento (agosto de 2021); *T3* - 14 meses após o início do experimento (março de 2022); e *T4* - 26 meses após o início do experimento (março de 2023).

Cada amostra foi colocada em bandejas plásticas perfuradas de 45,5 x 28 x 7,7 cm (9,81 dm³), apresentando uma espessura média de 1,5 cm após acondicionada. Todas as amostras permaneceram em casa de vegetação em condições naturais de umidade e temperatura do ar (Figura 22), onde cada amostra foi regada diariamente e coberta com plástico transparente levemente suspenso, para evitar contaminação e dessecação rápida (Gross 1990). Em todas as

bandejas, plântulas emergidas foram registradas e identificadas até o nível de espécie ao longo de 120 dias, onde a emergência foi avaliada três vezes (dias) por semana, ininterruptamente. Plântulas indeterminadas foram transferidas para recipientes individuais para posterior identificação. Alocamos aleatoriamente quatro bandejas extras com areia esterilizada como tratamento controle para identificar possíveis contaminações e/ou invasão de propágulos (Xavier et al., 2016).



Figura 22. Alocação de coletar e amostragem de banco de sementes do solo (A, B e C); e bandeja com amostra de banco de sementes do solo e plântulas emergidas (D).

2.4. Análise de dados

Realizamos análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA) (Anderson, 2001) para testar diferenças na abundância de plântulas emergidas entre os períodos de amostragem ($T1$, $T2$, $T3$ e $T4$) e entre os tratamentos de restauração (Cr , An , Sp e Sf). Os testes PERMANOVA foram baseados em 9.999 permutações restritas de dados brutos. A análise de porcentagens de similaridade (SIMPER, Clarke, 1993) foi utilizada para avaliar semelhanças entre e dentro dos períodos de amostragem (entre parcelas) e tratamentos de restauração. O escalonamento multidimensional não métrico (MDS) foi realizado utilizando as distâncias de Bray-Curtis (Kruskal & Wish, 1978) através do pacote estatístico PRIMER v.6 (Clarke & Gorley, 2006) para avaliar padrões multivariados entre os dados.

3. RESULTADOS

Durante o experimento surgiram 4.661 plântulas de 14 famílias e 25 espécies. Todas as plântulas emergidas foram registradas e identificadas em nível de espécie (Tabela 15). A família mais abundante foi Cyperaceae, representada principalmente por *Bulbostylis hirtella* (Schrad.) Urb., responsável por mais de 75% de todas as plântulas emergidas, seguida por Poaceae, representada por *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag., que apresentou um total de 428 plântulas emergidas. Outras espécies nativas de Cyperaceae, além de Rubiaceae e Portulacaceae, também foram comuns no banco de sementes do solo, porém menos abundantes. Foram encontradas 13 espécies oriundas de espécies plantadas nos tratamentos de restauração *Sp* e *Sf*, 5 espécies consideradas ruderais, 1 espécie invasora e 6 espécies autóctones, encontradas tanto nas parcelas experimentais como no entorno do experimento. No total encontramos 19 ervas, 5 arbustos, 1 liana e 1 espécie invasora. Nenhuma plântula emergiu nas bandejas controle, sugerindo ausência de contaminação nas bandejas.

Tabela 15. Resultados dos totais de plântulas emergidas e diversidade de espécies de plântulas encontrados nos tratamentos experimentais nos diferentes períodos de amostragem (*T1*, *T2*, *T3* e *T4*), onde: *T1* – 10/2020; *T2* – 08/2021; *T3* – 03/2022; e *T4* – 03/2023. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

Param.	Amostragem do banco de sementes do solo																			
	<i>T1</i>					<i>T2</i>					<i>T3</i>					<i>T4</i>				
	<i>Cr</i>	<i>An</i>	<i>Sp</i>	<i>Sf</i>	Σ	<i>Cr</i>	<i>An</i>	<i>Sp</i>	<i>Sf</i>	Σ	<i>Cr</i>	<i>An</i>	<i>Sp</i>	<i>Sf</i>	Σ	<i>Cr</i>	<i>An</i>	<i>Sp</i>	<i>Sf</i>	Σ
SA	24	48	28	24	124	37	223	124	83	467	94	338	1393	499	2324	81	234	773	658	1746
SD	5	5	4	4	7	5	5	6	8	9	5	4	9	9	14	9	7	12	17	23

Nota: Param. – parâmetros avaliados; SA – abundância de plântulas emergidas (total de indivíduos por bandeja); SD – diversidade de espécies (total de espécies registradas por bandeja).

Os dados brutos das avaliações do banco de sementes do experimento são apresentados no Anexo 8. De acordo com os resultados da PERMANOVA, houveram diferenças estatísticas na abundância e diversidade de plântulas emergidas entre os períodos de amostragem e entre os tratamentos experimentais (Tabela 16).

Tabela 16. Resultados da PERMANOVA para os totais de plântulas emergidas encontrados entre os tratamentos experimentais e entre os diferentes períodos de amostragem, onde: *T1* – 10/2020; *T2* – 08/ 2021; *T3* – 03/2022; e *T4* – 03/2023. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

<i>PERMANOVA table of results</i>						
Fonte	df	SS	MS	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
T (<i>T1, T2, T3</i> and <i>T4</i>)	3	13953	4651	25.016	0.0029	9919
Tr (<i>Cr, An, Sp</i> and <i>Sf</i>)	3	38650	12883	69.295	0.0001	9903
T x Tr	9	14370	1596.7	0.85881	0.7202	9857
Res	48	89242	1859.2			
Total	63	1,56E+09				

Nota: T – período de amostragem; Tr – tratamento experimental; T x Tr – interação entre T e Tr.

A abundância de plântulas emergidas entre os períodos de amostragem foi diferente, principalmente entre *T4* em comparação com *T1* e *T2*, enquanto não foram observadas diferenças entre *T1* e *T2* ($p > 0,05$) (Tabela 17). Considerando os tratamentos experimentais, observamos diferenças significativas na abundância de plântulas e a formação de dois grupos, sendo o primeiro formado por *Sf* e *Sp*, que apresentaram os maiores resultados, e o segundo grupo formado por *An* e *Cr*, que apresentaram os menores resultados (Tabela 18).

Tabela 17. Resultados pareados de PERMANOVA para os totais de plântulas emergidas encontrados entre os diferentes períodos de amostragem, onde: *T1* – 10/2020; *T2* – 08/ 2021; *T3* – 03/2022; e *T4* – 03/2023. Tratamentos: *Cr* – controle; *An* – fogo + regeneração natural assistida; *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

<i>Pairwise PERMANOVA table of results</i>						
Fonte	Grupos					
	<i>T1</i> x <i>T2</i>	<i>T1</i> x <i>T3</i>	<i>T1</i> x <i>T4</i>	<i>T2</i> x <i>T3</i>	<i>T2</i> x <i>T4</i>	<i>T3</i> x <i>T4</i>
P(perm)	0.3649	0.0001*	0.0001*	0.0003*	0.0001*	0.0058*
Unique perms	9950	9969	9948	9949	9935	9949

Tabela 18. Resultados pareados de PERMANOVA para os totais de plântulas emergidas encontrados entre os tratamentos experimentais, onde: *Cr* – controle (sem intervenções); *An* – regeneração natural assistida; *Sp* – plantio heterogêneo de mudas; e *Sf* – plantio heterogêneo de mudas com adubação.

<i>Pairwise PERMANOVA table of results</i>							
Fontes	Grupos	<i>An x Cr</i>	<i>An x Sf</i>	<i>An x Sp</i>	<i>Cr x Sf</i>	<i>Cr x Sp</i>	<i>Sf x Sp</i>
P(perm)		0.0561	0.0045*	0.0423*	0.033*	0.0271*	0.2864
Unique perms		9953	9937	9949	9949	9952	9956

As análises SIMPER indicaram que a maior dissimilaridade ocorreu entre os períodos amostrais *T1* e *T4* (81,17%) (Tabela 19), onde *B. hirtella* foi a espécie que mais contribuiu para as dissimilaridades entre *T1* e *T4* (31,97%), seguido por *S. microstachyum*, gramínea reintroduzida pelo plantio de mudas, que contribuiu consistentemente para a dissimilaridade devido ao aumento observado em sua abundância ao longo do tempo, especialmente em *T4*. Contrariamente, a diminuição da abundância de *C. aggregatus* e *Urochloa* spp. também contribuíram para diferenças entre os períodos de amostragem. Estas espécies, juntamente com plântulas emergidas de *Urochloa* spp., foram responsáveis por mais de 65% das dissimilaridades entre *T1* e *T4*.

Tabela 19. Comparação utilizando análise SIMPER entre os totais de plântulas emergidas e dissimilaridades entre o primeiro (*T1* - outubro de 2020) e último (*T4* - março de 2023) período de amostragem com a contribuição cumulativa de espécies ($\approx 80\%$) para dissimilaridades.

Taxa	<i>T1</i>	<i>T4</i>	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
	Abundância média	Abundância média			
<i>Bulbostylis hirtella</i> (Schrad.) Urb.	0.79	3.44	25.95	31.97	31.97
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag.	0.00	1.50	10.45	12.87	44.85
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	0.91	0.37	8.90	10.97	55.81
<i>Urochloa</i> spp.	0.78	0.04	7.94	9.79	65.60
<i>Cyperus flavescens</i> L.	0.36	0.29	4.61	5.68	71.28
<i>Mollugo verticillata</i> L.	0.00	0.45	2.87	3.54	74.82
<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	0.00	0.35	2.68	3.30	78.12
<i>Portulaca mucronata</i> Link	0.09	0.36	2.63	3.24	81.36

Comparando os tratamentos, as análises SIMPER também indicaram altas dissimilaridades entre os tratamentos de restauração *Cr* em comparação com *Sp* e *Sf*. A abundância de plântulas de *B. hirtella* e *C. aggregatus*, duas espécies consideradas ruderais, contribuiu principalmente para as dissimilaridades dos tratamentos *Sp* (32,25%) (Tabela 20) e *Sf* (23,98%) (Tabela 21) em comparação a *Cr*, respectivamente. *S. microstachyum*, reintroduzida por plantio de mudas, contribuiu também para dissimilaridades através de um grande aumento em *Sf* (1,33) comparado a *Cr* (0,09). Plântulas emergidas de *Urochloa* spp. também contribuíram para a dissimilaridade dos tratamentos *Sp* e *Sf* de diferentes maneiras, diminuindo sua abundância quando comparada entre *Cr* (0,52) e *Sp* (0,39) e mantendo sua abundância entre *Cr* (0,52) e *Sf* (0,53), resultando em maior percentual de contribuição.

Tabela 20. Comparação utilizando análise SIMPER da contribuição cumulativa das espécies ($\approx 80\%$) para as dissimilaridades entre o banco de sementes do solo do tratamento de restauração *Sp* e *Cr* no período de amostragem T4 (março de 2023). Tratamentos: *Cr* – controle; e *Sp* – fogo + plantio heterogêneo de mudas.

Taxa	<i>Cr</i>	<i>Sp</i>	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
	Abundância média	Abundância média			
<i>Bulbostylis hirtella</i> (Schrad.) Urb.	1.37	2.97	23.44	32.25	32.25
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	0.55	0.96	11.32	15.58	47.83
<i>Urochloa</i> spp.	0.52	0.39	7.64	10.51	58.34
<i>Portulaca mucronata</i> Link	0.00	0.75	5.77	7.95	66.29
<i>Cyperus flavescens</i> L.	0.33	0.27	5.67	7.81	74.10
<i>Borreria poaya</i> (A.St.-Hil.) DC.	0.29	0.50	4.77	6.57	80.66

Tabela 21. Comparação utilizando análise SIMPER da contribuição cumulativa das espécies ($\approx 80\%$) para as dissimilaridades entre o banco de sementes do solo do tratamento de restauração *Sfe* e *Cr* no período de amostragem T4 (março de 2023). Tratamentos: *Cr* – controle; e *Sf* – fogo + plantio heterogêneo de mudas com adubação.

Taxa	<i>Cr</i>	<i>Sf</i>	Dissimilaridade média	Contribuição (%)	Contribuição cumulativa (%)
	Abundância média	Abundância média			
<i>Bulbostylis hirtella</i> (Schrad.) Urb.	1.37	2.41	17.73	23.98	23.98
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	0.55	0.67	9.11	12.32	36.29
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag.	0.09	1.33	8.73	11.81	48.10
<i>Urochloa</i> spp.	0.52	0.53	8.67	11.72	59.82
<i>Cyperus flavescens</i> L.	0.33	0.62	6.73	9.10	68.92
<i>Portulaca mucronata</i> Link	0.00	0.88	6.28	8.49	77.41
<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	0.18	0.43	4.00	5.40	82.82

Ao longo dos períodos de amostragem, das dez espécies reintroduzidas por plantio de mudas presentes no banco de sementes do solo (Anexo 10), cinco contribuíram para as

dissimilaridades nas análises SIMPER entre os tratamentos experimentais. Apesar de sua menor contribuição, os graminóides *E. distichophylla*, *C. viridiflavescens* e *A. circinalis* e o arbusto *M. mollissima*, reintroduzidos a partir do plantio de mudas no experimento, foram importantes para as dissimilaridades entre *Sp* e *Sf* em comparação com *Cr* e *An* durante *T4*.

Ressaltamos a chegada dos arbustos *Baccharis linearifolia* (Lam.) Pers. (Asteraceae – Astereae), *Cochlospermum regium* (Mart. ex Schrank) Pilg. (Bixaceae), *Chamaecrista debilis* (Vogel) H.S.Irwin & Barneby (Fabaceae – Caesalpinioideae) e *Diplusodon virgatus* Pohl (Lythraceae) entre *T3* e *T4* nos tratamentos *Sp* e *Sf*, apesar de não terem contribuído para as análises.

Por fim, as plântulas das espécies emergidas nas avaliações do banco de sementes do solo também foram observadas em condições de campo entre as diferentes parcelas experimentais (Figura 23).

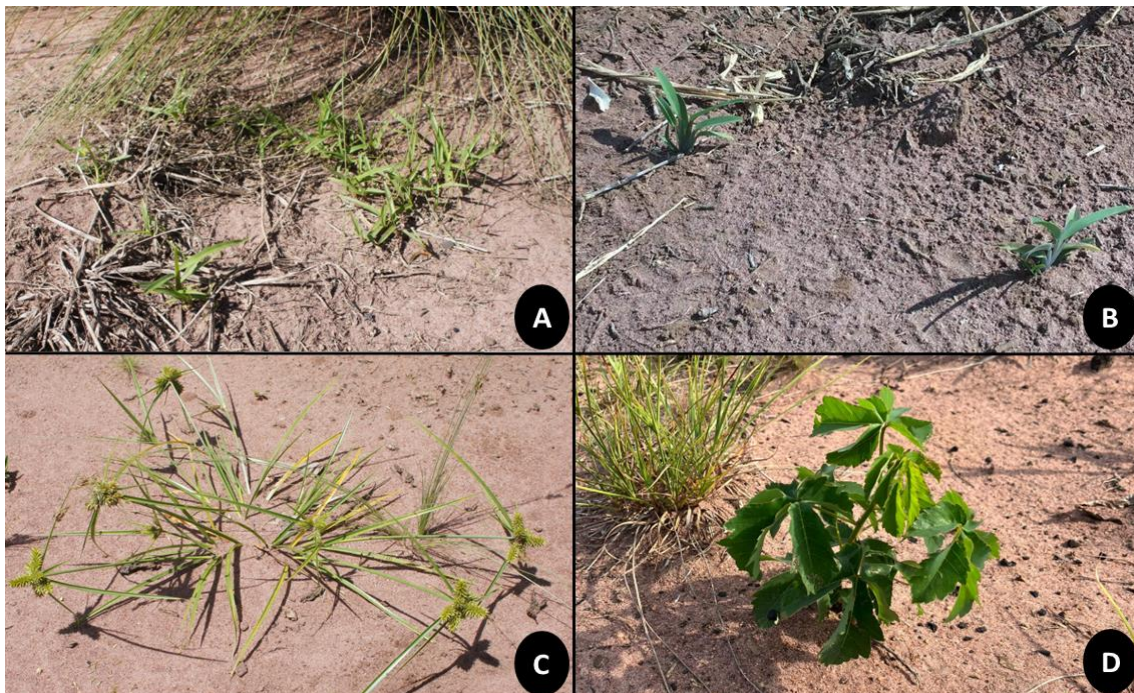


Figura 23. Plântulas emergidas do banco de sementes do solo nas parcelas experimentais. *Schizachyrium microstachyum* (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag. (A); *Eustachys distichophylla* (Lag.) Nees. (B); *Cyperus aggregatus* (Willd.) Endl. (C); e *Cochlospermum regium* (Mart. ex Schrank) Pilg. (D), EExSS, São Simão, SP. Data das imagens: jan./2023.

4. DISCUSSÃO

Nossos resultados mostram que a abundância e composição dos bancos de sementes do solo avaliados diferem significativamente ao longo do tempo e entre os tratamentos experimentais, com um aumento na abundância e diversidade de espécies nativas de acordo com o avanço do tempo (*T1* a *T4*) e dos tratamentos *Sp* e *Sf* comparados com *An* e *Cr*. A vegetação acima do solo contribuiu em grande parte para a diferenciação dos bancos de sementes do solo, onde *Sp* e *Sf* apresentaram maior abundância de plântulas emergidas e diversidade de espécies, seguindo o 'modelo de dinâmica espiral', o que sugere a existência de uma relação onde a vegetação estabelecida e o banco de sementes de solo estão intimamente conectados, afetando-se continuamente no tempo (Caballero et al., 2008; Peralta et al., 2016).

Comparado a outros estudos de banco de sementes do solo em áreas de cerrado em processo de restauração ecológica, a diversidade de espécies encontrada pode ser considerada alta. Machado et al. (2013) encontraram apenas oito espécies no banco de sementes do solo em área minerada de cerrado *sensu stricto* em Diamantina, MG, enquanto Machado et al. (2021) encontraram um total de nove espécies em uma área minerada de cerrado *sensu stricto* em processo de restauração ecológica em Vazante, MG.

Contudo, quando comparado a estudos realizados em ecossistemas naturais de cerrado sob diferentes históricos de perturbações, os resultados encontrados são considerados baixos. Xavier et al. (2016) encontraram 56 espécies para áreas de cerrado dominadas por *Pteridium esculentum* (G. Forst.) Cockayne em São Carlos, SP, ao passo que Linê et al. (2020) encontraram 36 espécies em cerrado *sensu stricto* em Casa Verde, MS e Cesarino (2002) encontrou um total de 29 morfotipos de sementes em áreas de cerrado *sensu stricto* em Mogi Guaçu, SP. No entanto, Ikeda et al. (2008) encontraram apenas quatro espécies no banco de sementes do solo do cerrado *sensu stricto* antropizado por áreas de incêndio e 12 espécies em local conservado vizinho com a mesma vegetação.

Os resultados de diversidade de espécies encontrados encontram-se em posição intermediária entre áreas severamente impactadas por mineração em processo de restauração ecológica (Machado et al., 2013; Machado et al., 2021) e ecossistemas perturbados de cerrado *sensu stricto* (Cesarino, 2002; Linê et al., 2020), onde a predominância de espécies graminóides e ruderais na abundância e diversidade de plântulas emergidas podem ainda refletir os impactos de longo prazo oriundos das atividades silvícolas e pecuárias implementadas na área de estudo

no passado, representados notadamente pelos efeitos negativos da invasão e dominância de *Urochloa* spp. (Williams & Baruch, 2000).

A menor abundância de plântulas emergidas e diversidade de espécies em *Cr* e *An* em relação a *Sp* e *Sf* reflete os impactos de *Urochloa* spp. sobre a composição e funcionalidade em ecossistemas tropicais em processo de restauração ecológica, onde a invasão e dominância de gramíneas exóticas invasoras promove estados estáveis alternativos (Coutinho et al., 2018). No geral, gramíneas exóticas invasoras são uma grande ameaça para a biodiversidade e o funcionamento de savanas e campos neotropicais, onde se espalham com muita facilidade, sendo muito competitivas, tolerantes ao fogo e capazes de modificar severamente uma ampla gama de ambientes (Pivello et al., 1999; Hoffmann et al., 2004; Damasceno et al., 2018).

Como apontado por Veldman et al. (2015), pastagens secundárias formadas após o abandono tendem a ser dominadas por espécies ruderais com boa dispersão e/ou emergência em bancos de sementes persistentes no solo. Cava et al. (2018) também mostraram que espécies nativas não se regeneraram espontaneamente em uma cronosequência de pastagens abandonadas e invadidas por gramíneas exóticas invasoras no Brasil, sustentando a baixa diversidade de espécies encontrada, com maiores resultados de abundância de plântulas emergidas de espécies ruderais ao longo dos períodos de amostragem e avaliação dos bancos de sementes do solo do experimento.

A presença de graminóides nos bancos de sementes do solo avaliados é consistente com a eficiência tipicamente alta deste grupo em colonizar ecossistemas abertos no domínio Cerrado (Saraiva et al., 2020). A ocorrência de graminóides em *Cr* e *An* demonstra sua alta capacidade de coexistência com gramíneas exóticas invasoras, tendo em vista o fato de não terem sido reintroduzidas por plantio de mudas e sua permanência na área mesmo após longo histórico de uso, além da necessidade de estudos para a compreensão e utilização destas espécies em projetos de restauração ecológica, especialmente onde há necessidade de recobrimento rápido do solo. Por outro lado, é importante ressaltar que estas mesmas espécies frequentemente são negligenciadas e ativamente excluídas de ecossistemas em restauração no Cerrado pelo uso indiscriminado de herbicidas (Silva et al., 2015; Silva et al., 2017; Assis et al., 2020), comprometendo sua regeneração natural (Torezan & Mantoani, 2013).

A abundância de plântulas monocotiledôneas emergidas também são um indicativo de que as espécies graminóides registradas em nosso experimento podem se comportar como

espécies aquisitivas, através da produção de grande quantidade de sementes, geralmente pequenas, com altas taxas de germinação e crescimento rápido de biomassa acima do solo (Power et al., 2011; Verdú, 2000). Em contraste, as espécies lenhosas do Cerrado geralmente apresentam crescimento lento em comparação com graminóides (Rossatto et al., 2015; Giles et al., 2021), explicando em parte a chegada de espécies arbustivas posteriormente no experimento, em *T3* e *T4*, 14 e 26 meses após a implantação do experimento, respectivamente.

Houve diminuição progressiva na abundância de plântulas emergidas de *Urochloa* spp. Ao longo dos períodos de amostragem (*T1* a *T4*) em todos os tratamentos de restauração e em *Cr*, evidenciando possíveis efeitos da roçada e capina manual bimestral de *Urochloa* spp. na diminuição da produção de suas sinflorescências e chegada no banco de sementes do solo das parcelas dos tratamentos experimentais, ao passo que em *Cr* sua diminuição pode estar ligada ao grande volume de biomassa mantido ao longo do experimento e também à ocorrência de geadas (Fig. 37, Anexo 2) na área em julho de 2021 (INMET, 2021), retendo parte das sementes acima do nível do solo entre a densa camada de biomassa seca (palhada). Contudo, a diminuição de *Urochloa* spp. em *Cr* também indica a possível existência de fenômenos ativos não mensurados impactando negativamente a germinação e emergência destas espécies especificamente, como, por exemplo, anormalidades genéticas (Mendes-Bonato et al., 2002).

O fogo prescrito em novembro de 2020, combinado com a roçada mecânica e capina manual de *Urochloa* spp. bimestralmente durante a condução e manutenção do experimento indicam que microsítios abertos com alta disponibilidade de luz aceleraram a produção de sementes, maturidade e quebra de dormência das espécies do banco de sementes do solo em comparação com microsítios não-abertos nas parcelas *Cr*. Resultados semelhantes foram encontrados por Mdela et al. (2020) na África do Sul, onde a alta disponibilidade de luz e variação da temperatura e umidade do solo em microsítios abertos promoveram altas densidades de sementes de graminóides, facilitando o processo de restauração ecológica.

A abundância semelhante de plântulas emergidas de *Urochloa* spp. entre *Cr* e *Sf* pode indicar que a fertilização de ecossistemas abertos do Cerrado contribui para a invasão e dominância de *Urochloa* spp., conforme relatado por Durigan et al. (1998). Porém, cabe ressaltar que *Sf* foi o tratamento com maior diversidade de espécies arbustivas registradas no banco de sementes do solo e o único a possuir espécies herbáceas nativas reintroduzidas que contribuíram para dissimilaridades com *Cr* e *An*, indicando que a fertilização possivelmente

acelerou o desenvolvimento, a maturação e a reprodução destas espécies, contribuindo de forma ambígua para o processo de restauração ecológica de cerrado *sensu stricto* no experimento.

Acredita-se que o estabelecimento de um conjunto de espécies nativas competitivas após a erradicação de espécies invasoras seja importante para evitar a reinvasão de ecossistemas restaurados (Giles et al., 2021). Entre as espécies estabelecidas na área anteriormente à implantação do experimento, *B. hirtella*, *C. agregatus* e *C. flavescens* foram as que mais contribuíram para a dissimilaridade entre os períodos de amostragem e tratamentos de restauração. Plântulas emergidas de *P. mucronata* começam a aparecer em *Sp* e *Sf* em *T3*, tornando-se uma espécie importante na dissimilaridade entre tratamentos de restauração em *T3*. A partir de *T4*, plântulas emergidas de *M. verticillata* são registradas em *Cr*, *Sp* e *Sf*, indicando sua possível presença no banco de sementes persistente do solo (Garwood, 1989). Todas essas espécies são notavelmente típicas de ambientes perturbados e possuem amplas áreas de distribuição na América tropical (Flora do Brasil, 2020), indicando o caráter ainda primário e ruderal na regeneração natural do experimento.

Entre as espécies reintroduzidas por plantio de mudas, a assembleia iniciou-se com *S. microstachyum* e *E. disticophylla* em *T2*, seguidas por *A. leucostachyus*, *A. riparia* e *A. setifolia*, juntamente com as espécies arbustivas *D. virgatus* e *M. molíssima* em *T3* e por *A. circinalis*, *C. viridiflavescens*, acompanhados dos arbustos *B. linearifolia*, *C. debilis* e *C. regium* em *T4*. Estes resultados demonstram que com o avanço dos períodos de amostragem há um aumento na diversidade de espécies e formas de vida no banco de sementes do solo provenientes de espécies plantadas em *Sp* e *Sf*. Portanto, no futuro, espera-se que as espécies arbóreas plantadas se reproduzam e sejam incorporadas ao banco de sementes do solo do experimento. Por fim, os registros de plântulas emergidas de *E. disticophylla* e *S. microstachyum* em parcelas *An* e *Cr* durante *T3* e *T4*, respectivamente, demonstram que o delineamento experimental no local de estudo permitiu a colonização de espécies reintroduzidas pelo plantio de mudas em outros tratamentos sem sua ocorrência anteriormente.

A chegada de espécies via dispersão de sementes foi um fator preponderante na abundância e diversidade de plântulas emergidas, sendo maior nas parcelas *Sp* e *Sf*, tanto para espécies estabelecidas quanto introduzidas por plantio de mudas, demonstrando o potencial, ao menos parcial, das técnicas utilizadas para a restauração ecológica de ecossistemas não-florestais neotropicais. No curto prazo, a limitação de sementes é um fator chave para o estabelecimento de espécies nativas e para a restauração de fisionomias não-florestais do

Cerrado em pastagens abandonadas, conforme afirmam pesquisas anteriores relacionadas (Maracahipes et al., 2018; Schmidt et al., 2019; Sampaio et al., 2018; Schmidt et al., 2019; Sampaio et al., 2018; Schmidt et al., 2019; Sampaio et al., 2019).

A vegetação não-florestal do Cerrado é caracterizada pela coexistência de espécies conservadoras e aquisitivas, com baixo recrutamento dos bancos de sementes do solo (Pilon et al., 2020), dificultando a categorização de plantas que colonizam, cobrem o solo e persistem como espécies pioneiras, secundárias ou tardias (Dayrell et al., 2018). Tais mecanismos e trajetórias de comunidades vegetais podem não ocorrer da mesma forma em ecossistemas não-florestais em processo de restauração, onde observamos um grande recrutamento de plântulas tanto em condições de viveiro quanto em campo, sendo a abundância composta principalmente por espécies estabelecidas e ruderais, que provavelmente se beneficiaram das técnicas de restauração ecológica avaliadas nos tratamentos experimentais, especialmente pela roçada e capina manual de *Urochloa* spp.

A sucessão ecológica caracterizada pela alta renovação de espécies ao longo do tempo é improvável em savanas neotropicais conservadas, uma vez que a maioria das espécies em ecossistemas prístinos e não perturbados são consideradas rebrotadoras conservativas (“*resprouters*”) (Silveira et al., 2020). Nossos resultados mostram que em *Sp* e *Sf* há um aumento gradual e progressivo na abundância de plântulas emergidas de espécies introduzidas pelo plantio de mudas, tanto em viveiro quanto em condições de campo, levando a mudanças na composição e estrutura da comunidade ao longo do tempo. É importante enfatizar que tais mudanças podem, e provavelmente são devidas a processos de facilitação provenientes dos tratamentos de restauração e menos prováveis do legado histórico de espécies ou efeitos prioritários (Young & Chase, 2001).

A chegada de gramíneas introduzidas por plantio de mudas em *T2*, seguidas de arbustos em *T3* e *T4*, demonstra que os processos de recolonização em áreas processo de restauração ecológica não seguem a mesma dinâmica de ecossistemas conservados, conforme previsto por Giles et al. (2022) em suas pesquisas com áreas de Cerrado em restauração ecológica por semeadura direta.

Embora não tenha sido realizada análise das características funcionais, o aumento da diversidade e dos hábitos das plântulas emergidas pode indicar que o recrutamento também ocorrerá para outras espécies introduzidas pelo plantio de mudas, incluindo árvores e lianas,

indicando que quando a restauração abranger todos os grupos funcionais da comunidade, sua trajetória ecológica será mais dependente da vegetação acima do solo do que dos padrões aquisitivos ou conservadores das espécies.

Compreender as relações existentes entre a composição de espécies dos bancos de sementes e na vegetação acima do solo, não somente fornecerá informações sobre os mecanismos de sucessão, como também informará a gestão adequada de ecossistemas naturais (Martinez-Duro et al., 2012).

O conhecimento atual sugere que a relação entre a vegetação acima do solo e o banco de sementes do solo é intimamente mantida ao longo do tempo, onde pequenas alterações nesta relação levam a mudanças dinâmicas no ecossistema (Caballero et al., 2008). Contudo, há pouca informação sobre quão próximo os componentes acima e abaixo do solo se assemelham entre si durante longos intervalos de tempo sob o ponto de vista da sucessão secundária de comunidades de plantas em ecossistemas naturais (Martinez-Duro et al., 2012). Em ecossistemas campestres paleárticos, a semelhança entre a vegetação acima do solo e o banco de sementes é baixa em comunidades dominadas por espécies perenes (Bakker et al., 1996), porém é alta em comunidades dominadas por plantas anuais, como em áreas perturbadas durante os primeiros estágios sucessionais e em ecossistemas campestres mediterrânicos (Peco et al., 1998).

A abundância e a diversidade de plântulas emergidas foram maiores nas parcelas manejadas com os tratamentos *Sp* e *Sf*, notadamente pela roçada e capina manual de *Urochloa* spp., provavelmente em decorrência da abertura de nichos para reocupação e fornecimento de sementes por meio da reintrodução de indivíduos pelo plantio de mudas. Resultados semelhantes foram obtidos por Kardol (2007) em pastagens paleárticas abandonadas, onde a chegada de sementes foi mais eficaz no estabelecimento de comunidades vegetais funcionais do que a adição de palha, madeira ou remoção do solo superficial, evitando a substituição de comunidades vegetais nativas e posteriores sob o ponto de vista sucessional por espécies invasoras iniciais.

A diminuição de *Urochloa* spp. e o aumento de espécies nativas no banco de sementes do solo das parcelas experimentais corrobora a eficiência dos tratamentos implementados, apresentando maiores resultados em *Sp* e *Sf*, para ativação dos mecanismos de regeneração natural, indicando potencial de restauração passiva do banco de sementes do solo para ambas

as comunidades de plantas estabelecidas ou introduzidas por plantio de mudas. Contudo, os impactos das espécies de ervas e arbustos emergentes do banco de sementes do solo no efeito de prioridade temporal (Young & Chase, 2001) e no desempenho da competição com espécies invasoras (Corbin e D'Antonio, 2004), especialmente gramíneas exóticas, ainda precisam ser determinados em pesquisas futuras.

Semelhante ao transplante de plantas inteiras, o plantio de mudas permitiu o rápido restabelecimento da comunidade herbácea e suas interações (Pywell et al., 1995), além da recuperação de atributos de composição funcional típicos de ecossistemas de cerrado *sensu stricto* (Pilon et al., 2018, Giles et al., 2022). Assim, sementes produzidas por plantas adultas de espécies estabelecidas e introduzidas por plantio de mudas podem funcionar como ações ativas de restauração por semeadura direta, conforme resultados obtidos por estudos envolvendo esse tema específico (Giles et al., 2022; Pellizzaro et al., 2017; Passareti & Pilon, 2020).

Logo, o plantio heterogêneo de mudas, com diversidade funcional de espécies e formas de vida, para a restauração de ecossistemas não-florestais pode ser uma alternativa potencial para ações e projetos de restauração ecológica no Cerrado, com especial enfoque em unidades de conservação e/ou em áreas limítrofes do domínio na região sul e sudeste do Brasil, onde atualmente predominam pequenos fragmentos de vegetação natural sob diversos processos de degradação e sob intensa pressão de ocupação antrópica (Durigan et al., 2007).

De acordo com nossos resultados, o plantio heterogêneo de mudas de espécies típicas de cerrado *sensu stricto*, somado à remoção sistemática de *Urochloa* spp. do interior das parcelas dos tratamentos *Sp* e *Sf*, permitiu a reintrodução de parte destas espécies plantadas no banco de sementes do solo, aumentando também a abundância e emergência de plântulas de espécies nativas autóctones de comportamento ruderal. Apesar dos resultados de abundância de plântulas emergidas não terem diferido estatisticamente, a maior contribuição de espécies nativas reintroduzidas por plantio de mudas para as dissimilaridades encontradas entre *Sf* e *Cr* indica que a adubação das mudas em *Sf* teve efeito positivo na reintrodução de parte das espécies plantadas no banco de sementes do solo, contribuindo para o processo de restauração ecológica.

Este estudo investigou o efeito de diferentes técnicas de restauração nos padrões de banco de sementes em pastagens abandonadas dominadas por gramíneas exóticas invasoras,

tema ainda pouco explorado em projetos de restauração de Cerrado, especialmente para espécies herbáceas e arbustivas. Encorajamos fortemente pesquisas e práticas adicionais de restauração ecológica de ecossistemas neotropicais não-florestais, especialmente focadas na avaliação da sucessão ecológica no banco de sementes do solo em escalas temporais maiores e contemplando múltiplas formas de vida e interações ecológicas.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Akinola, M.O., Thompson, K. & Hillier, S.H. 1998. Development of soil seed banks beneath synthesized meadow communities after seven years of climate manipulations. **Seed Science Research**, 8(4):493–500.

Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M. & Sparovek, G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, 22(6):711-728.

Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, 26(1):32-46.

Assis, G.B., Pilon, N.A., Siqueira, M.F. & Durigan, G. 2020. Effectiveness and costs of invasive species control using different techniques to restore cerrado grasslands. **Restoration Ecology**, 29(1): e13219.

Bakker, J.P., Bakker, E.S., Rosén, E., Verweij, G.L. & Bekker, R.M. 1996. Soil seed bank composition along a gradient from dry alvargrassland to Juniperus shrubland. **Journal of Vegetation Science**, 7(2):165–176.

Bond, W.J. & Midgley, J.J. 2001. Ecology of sprouting in woody plants: The persistence niche. **Trends in Ecology & Evolution**, 16(1):45–51.

Bond, W.J. & Parr, C.L. 2010. Beyond the forest edge: ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. **Biological Conservation**, 143(10):2395–2404.

Brooks, K.J., Setterfield, S.A. & Douglas, M.M. 2010. Exotic grass invasions: Applying a conceptual framework to the dynamic of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. **Restoration Ecology**, 18(2):188-197.

- Bucci, S.J., Scholz, F.G., Goldstein, G., Meinzer, F.C., Franco, A.C., Campanello, P.I., Villalobos-Vega, R., Bustamante, M. & Miralles-Wilhelm, F. Nutrient availability constrains the hydraulic architecture and water relations of savannah trees. **Plant Cell and Environment**, 29(12): 2153-2167.
- Buisson, E., Le Stradic, S., Silveira, F.A.O., Durigan, G., Overbeck, G.E., Fidelis, A., Fernandes, G.W., Bond, W.J., Hermann, J.-M., Mahy, G., Alvarado, S.T., Zaloumis, N.P. & Veldman, J.W. 2019. Resilience and restoration of tropical and subtropical grasslands, savannas, and grassy woodlands. **Biological reviews of the Cambridge Philosophical Society**, 94(2):590–609.
- Caballero, I., Olano, J.M., Loidi, J. & Escudero, A. 2008. A model for small-scale seed bank and standing vegetation connection along time. **Oikos**, 117(12):1788–1795.
- Cava, M.G.B., Pilon, N.A.L., Ribeiro, M.C. & Durigan, G. 2018. Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. **Journal of Applied Ecology**, 55(3):1164–1172.
- Cesarino, F. 2002. **Bancos de sementes do solo da Reserva Biológica e Estação Experimental de Moji Guaçu, em área de cerrado do estado de São Paulo**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, pp. 47-50.
- Clarke, K.R. 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. **Austral Ecology**, 18(1):117–143.
- Corbin, J. & D’antonio, C. 2004. Competition between native perennial and exotic annual grasses: Implications for an historical invasion. **Ecology**, 85(5):1273–1283.
- Costalonga, S.R., Reis, G.G., Reis, M.G.F., Silva, A.F., Borges, E.E.L. & Guimarães, F.P. 2006. Florística do banco de sementes do solo em áreas contíguas de pastagem degradada, plantio de eucalipto e floresta em Paula Cândido, MG. **Floresta**, 36(2):239-250.
- Coutinho, A.G., Alves, M., Sampaio, A.B., Schmidt, I.B. & Vieira, D.L.M. 2018. Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, 22(1): 61-70.

- Coutinho, L.M. 1982. Ecological effects of fire in Brazilian Cerrado, pp. 273-291, in: Huntley, B.J. & B.H., Walker (eds.). **Ecology of Tropical Savannas**. Springer Berlin Heidelberg, Berlin.
- Damasceno, G., Souza, L., Pivello, V.R., Gorgone-Barbosa, E., Giroldo, P.Z. & Fidelis, A. 2018. Impact of invasive grasses on Cerrado under natural regeneration. **Biological Invasions**, 20(12): 3621–3629.
- Dayrell, R., Jardim Arruda, A., Buisson, E. & Silveira, F. 2016. Overcoming challenges on using native seeds for restoration of megadiverse resource-poor environments: a reply to Madsen et al. **Restoration Ecology**, 24(6):710–713.
- Dayrell, R.L.C., Arruda, A.J., Pierce, S., Negreiros, D., Meyer, P.B., Lambers, H. & Silveira, F.A.O. 2018. Ontogenetic shifts in plant ecological strategies. **Functional Ecology**, 32(12):2730–2741.
- Diemont, W.H. 1990. Seedling emergence after sod cutting in grassheath. **Journal of Vegetation Science**, 1(1):129–132.
- Durigan, G., Contieri, W.A., Franco, G.A.D.C. & Garrido, M.A.O. 1998. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. **Acta Botanica Brasilica**, 12(3 suppl 1):421–429.
- Durigan, G., Siqueira, M.F. & Franco, G.A.D.C. 2007. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agrícola**, 64(4): 355-363.
- Durigan, G. & Engel, V.L. 2012. Restauração de Ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir?, pp. 41-68, in: Martins, S.V. (ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Editora UFV, Viçosa.
- Enright, N.J., Fontaine, J.B., Lamont, B.B., Miller, B.P. & Westcott, V.C. 2014. Resistance and resilience to changing climate and fire regime depend on plant functional traits. **Journal of Ecology**, 102(6): 1572–1581.
- Eriksson, O. & Ehrlén, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. **Oecologia**, 91(3):360–364.
- Ferreira, M.C., Walter, B.M.T. & Vieira, D.L.M. 2015. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. **Restoration Ecology**, 23(6):723–728.

Flora e Funga do Brasil. 2023. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 17 ago. 2023.

Fontenele, H., Cruz-Lima, L., Pacheco-Filho, J. & Miranda, H. 2020. Burning grasses, poor seeds: post-fire reproduction of early-flowering Neotropical savanna grasses produces low-quality seeds. **Plant Ecology**, 221:1265-1274.

García-Núñez, C. & Azócar, A. 2004. Ecología de la regeneración de árboles de la sabana. **Ecotropicos**, 17(1-2):1-24.

Giles, A., Costa, P., Rowland, L., Abrahão, A., Lobo, L., Verona, L., Silva, M., Monge, M., Wolfsdorf, G., Petroni, A., D'angioli, A., Sampaio, A., Schmidt, I. & Oliveira, R. 2022. How effective is direct seeding to restore the functional composition of neotropical savannas? **Restoration Ecology**, 30(1):e13474.

Garwood, N.C. 1989. Tropical soil seed banks: a review, pp. 148-209, in: Leck, M.A., Parker, T. & R.S. Simpson (eds.). **Ecology soil seed banks**, Academic Press, San Diego.

Gross, L.L. 1990. A comparison of methods for estimating seed numbers in the soil. **Journal of Ecology**, 78(4):1079-1083.

Haridasan, M. 2000. Nutrição mineral de plantas nativas do Cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, 12(1):54-64.

Hoffmann, W.A. 1998. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied Ecology**, 35(3):422-433.

Hoffmann, W.A., Orthen, B. & Franco, A.C. 2004. Constraints to seedling success of savanna and forest trees across the savanna-forest boundary. **Oecologia**, 140(2): 252-260.

Hoffmann, W.A. & Haridasan, M. 2008. The invasive grass, *Melinis minutiflora*, inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, 33(1):29-36.

Hughes, J.W. & Fahey, T.J. 1988. Seed dispersal and colonization in a disturbed northern hardwood forest. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, 115(2):89-99.

Hyatt, L.A., & Casper, B.B. 2000. Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. **Journal of Ecology**, 88(3):516-527.

Ikeda, F.S., Mitja, D., Vilela, L. & Silva, J.C.S. 2008. Banco de sementes em cerrado sensu stricto sob queimada e sistemas de cultivo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 43(6):667–673.

Instituto Nacional de Meteorologia - INMET. 2021. **Banco de dados Meteorológicos**. Disponível em: <https://bdmep.inmet.gov.br/#>. Acesso em: 20 nov. 2021.

Kardol, P. 2007. **Plant and soil community assembly in secondary succession on ex-arable land**. Tese (Doutorado em Ecologia de Produção e Conservação de Recursos) - Wageningen University. Wageningen, pp. 127-129.

Kolb, R.M., Pilon, N.A.L. & Durigan, G. 2016. Factors influencing seed germination in Cerrado grasses. **Acta Botanica Brasilica**, 30(1):87–92.

Kruskal, J.B. & Wish, M. 1978. **Multidimensional Scaling**. Sage University Paper Series on Quantitative Applications in the Social Sciences. Sage Publications, Newbury Park, pp. 7-11.

Linê, J.D.B., Fernandes, S.S.L., Mello, L.S., Zolin, T.D.S & Pereira, Z.V. 2020. Soil seed bank in three cerrado phytophysiognomies in eastern Mato Grosso do Sul. **Research, Society and Development**, 9(9): e546997291.

Liu, M., Jiang, G., Yu, S., Li, Y. & Li, G. 2008. The Role of Soil Seed Banks in Natural Restoration of the Degraded Hunshandak Sandlands, Northern China. **Restoration Ecology**, 17(1):127–136.

López Peralta, A., Sánchez, A., Luzuriaga, A. & Escudero, A. 2016. Factors driving species assemblage in Mediterranean soil seed banks: From the large to the fine scale. **Annals of Botany**, 117(7):1221-1228.

Machado, F.S., Moura, A.S., De Trotta, R.R., França, A.C.M. De, Santos, R.M. Dos, Borém, R.A.T., Fontes, M.A.L. & Guilherme, L.R.G. 2021. Differences in the soil seed bank of a mining area and its surroundings: a case study inserted in the Cerrado domain. **Iheringia, Série Botânica**, 76:e2021014.

Machado, V.M., Santos, J.B., Pereira, I.M., Lara, R.O., Cabral, C.M. & Amaral, C.S. 2013. Avaliação do banco de sementes de uma área em processo de recuperação em cerrado campestre. **Planta Daninha**, 31(2):303–312.

- Maracahipes, L., Carlucci, M.B., Lenza, E., Marimon, B.S., Marimon, B.H., Guimarães, F.A.G. & Cianciaruso, M.V. 2018. How to live in contrasting habitats? Acquisitive and conservative strategies emerge at inter- and intraspecific levels in savanna and forest woody plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, 34:17–25.
- Martinez-Duro, E., Luzuriaga, A., Ferrandis, P., Escudero, A. & Herranz, J.M. 2012. Does aboveground vegetation composition resemble soil seed bank during succession in specialized vegetation on gypsum soil? **Ecological Research**, 27(1): 43-51.
- Mendes-Bonato, A.B., Valle, C.B., Pagliarini, M.S. & Penteadó, M.I.O. 2002. **Caracterização citogenética de acessos de *Brachiaria brizantha* (Gramineae)**. Boletim de Pesquisa e desenvolvimento 15. EMBRAPA, Campo Grande, 31 p.
- Mendonça, R.C., Felfili, J.M., Walter, B.M.T., Da-Silva-Júnior, M.C., Rezende, A.V., Filgueiras, T.D.S., Nogueira, P.E. & Fagg, C.W. 2008. Flora vascular do Bioma Cerrado: Checklist com 12.356 espécies, pp. 422-442, in: de Almeida, S.P., Ribeiro, J.F. & S.M., Sano (eds.). **Cerrado: ecologia e flora v.2**, Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- Miranda Neto, A., Martins, S.V., Silva, K. De A., Lopes, A.T. & Demolinari, R. de A. 2016. Banco de Sementes em Mina de Bauxita Restaurada no Sudeste do Brasil. **Floresta e Ambiente**, 24:e00125414.
- Miyaniishi, K. & Kellman, M. 1986. The role of fire in recruitment of two neotropical savanna shrubs, *Miconia albicans* and *Clidemia sericea*. **Biotropica**, 18(3):224-230.
- Mndela, M., Madakadze, C.I., Nherera-Chokuda, F. & Dube, S. 2020. Is the soil seed bank a reliable source for passive restoration of bush-cleared semi-arid rangelands of South Africa? **Ecological Processes**, 9(1):1.
- Nietsche, S., Gonçalves, V.D., Pereira, M.C.T., Santos, F.A., Abreu, S.C. & Mota, W.F. 2004. Tamanho da semente e substratos na germinação e crescimento inicial de mudas de cagaiteira. **Ciência Agrotécnica**, 28(6): 1321-1325.
- Oliveira, J., Camargo, M., Calderano Filho, B. & Rossi, M. 2000. Mapa Pedológico do Estado de São Paulo. **O Agrônomo**, 52:21–23.

- Passaretti, R.A., Pilon, N.A.L. & Durigan, G. 2020. Weed control, large seeds and deep roots: Drivers of success in direct seeding for savanna restoration. **Applied Vegetation Science**, 23(3):406–416.
- Pausas, J.G., Lamont, B.B., Paula, S., Appezzato-Da-Glória, B. & Fidelis, A. 2018. Unearthing belowground bud banks in fire-prone ecosystems. **New Phytologist**, 217(4):1435–1448.
- Peco, B., Ortega, M. & Levassor, C. 1998. Similarity between seed bank and vegetation in Mediterranean grassland: a predictive model. **Journal of Vegetation Science**, 9(6): 815–828.
- Pellizzaro, K.F., Cordeiro, A.O.O., Alves, M., Motta, C.P., Rezende, G.M., Silva, R.R.P., Ribeiro, J.F., Sampaio, A.B., Vieira, D.L.M. & Schmidt, I.B. 2017. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. **Brazilian Journal of Botany**, 40(3):681–693.
- Pilon, N.A.L., Buisson, E. & Durigan, G. 2018. Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. **Restoration Ecology**, 26(1):73–81.
- Pilon, N.A.L., Cava, M.G.B., Hoffmann, W.A., Abreu, R.C.R., Fidelis, A. & Durigan, G. 2020. The diversity of post-fire regeneration strategies in the cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, 109(1):154–166.
- Pivello, V., Shida, C. & Meirelles, S. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the Biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, 8(9):1281–1294.
- Power, S.C., Cramer, M.D., Verboom, G.A. & Chimphango, S.B.M. 2011. Legume seeders of the Cape Floristic Region inhabit more fertile soils than congeneric resprouters sometimes. **Plant Ecology**, 212(12):1979–1989.
- Putwain, P.D. & Gillham, D.A. 1990. The significance of the dormant viable seed bank in the restoration of heathlands. **Biological Conservation**, 52(1):1–16.
- Pywell, R.F., Putwain, P.D. & Webb, N.R. 1997. The decline of heathland seed populations following the conversion to agriculture. **Journal of Applied Ecology**, 34(4):949–960.
- Pywell, R.F., Webb, N.R. & Putwain, P.D. 1995. A Comparison of Techniques for Restoring Heathland on Abandoned Farmland **Journal of Applied Ecology**, 32(2):400–411.

Ribeiro, J.F & Walter, B.M.T. 1998. Fitofisionomias do bioma Cerrado, pp. 89-166, in: Sano, S.M. & S.P., Almeida (eds). **Cerrado: ambiente e flora**. Embrapa Cerrados, Planaltina.

Sampaio, A., Vieira, D., Holl, K., Pellizzaro, K., Alves, M., Coutinho, A., Cordeiro, A., Ribeiro, J. & Schmidt, I. 2019. Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. **Ecological Engineering**, 138:148-154.

Santos, H.G., Jacomine, P.K.T., Anjos, L.H.C., Oliveira, V.A., Lumbrreras, J.F., Coelho, M.R., Almeida, J.A., Araújo Filho, J.C., Oliveira, J.B. & Cunha, T.J.F. 2018. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5 ed. Embrapa, Brasília.

São Paulo. 2020. **Inventário florestal do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente. Seção de Manejo e Inventário Florestal, São Paulo. 40 p.

São Paulo. n.d. **Histórico de operações do talhão 54**. Caderno de gerenciamento EExSS. Instituto Florestal de São Paulo, São Simão, SP.

Saraiva, D.F., Botelho, S.A., de Paula, C.C., Vinicius-Silva, R., Morais, P.J. & Melo, L.A. 2020. Gramíneas nativas potenciais para revegetação de áreas degradadas, a partir da avaliação de topsoil de Campo Rupestre Ferruginoso. **Hoehnea**, 47: e1122019.

Schmidt, I.B., Ferreira, M.C., Sampaio, A.B., Walter, B.M.T., Vieira, D.L.M. & Holl, K.D. 2019. Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. **Restoration Ecology**, 27(5):942–948.

Silcock, R. & Scattini, W.J. 2007. The original native pasture ecosystems of the eastern and western Darling Downs - Can they be restored? **Tropical Grasslands**, 41(3):154-163.

Silva, R.R.P., Oliveira, D.R., Da Rocha, G.P.E. & Vieira, D.L.M. 2015. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, 23(4):393–401.

Silva, R.R.P. & Vieira, D.L.M. 2017. Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. **Applied Vegetation Science**, 20(3): 410–421.

Simpson, R.L., Leck, M.A. & Parker, V.T. 1989. Seed Banks: General concepts and methodological issues, pp. 3-8, in: Leck, M.A., Parker, V.T. & R.L., Simpson (eds.). **Ecology of Soil Seed Banks**. Academic Press, San Diego.

- Strassburg, B.B.N., Brooks, T., Feltran-Barbieri, R., Iribarrem, A., Crouzeilles, R., Loyola, R., Latawiec, A.E., Oliveira Filho, F.J.B., Scaramuzza, C.A. De M., Scarano, F.R., Soares-Filho, B. & Balmford, A. 2017. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, 1(4):0099.
- Torezan, J.M. & Mantoani, M.C. 2013. Controle de gramíneas no sobosque de florestas em restauração, pp. 1-3, in: Durigan, G. & V.S., Ramos (eds.). **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.
- Van Der Valk, A.G. & Pederson, R.L. 1989. Seed banks and the management and restoration of natural vegetation, pp. 329-344, in: Leck, M.A., Parker, V.T. & R.L., Simpson (eds.). **Ecology of Soil Seed Banks**. Academic Press, San Diego.
- Veldman, J.W., Buisson, E., Durigan, G., Fernandes, G.W., Le Stradic, S., Mahy, G., Negreiros, D., Overbeck, G.E., Veldman, R.G., Zaloumis, N.P., Putz, F.E. & Bond, W.J. 2015. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. **Frontiers in Ecology and the Environment**, 13(3):154–162.
- Verdú, M. 2000. Ecological and evolutionary differences between Mediterranean seeders and resprouters. **Journal of Vegetation Science**, 11:265–268.
- Welling, C.H., Pederson, R.L. & Van Der Valk, A.G. 1988. Temporal Patterns in Recruitment from the Seed Bank During Drawdowns in a Prairie Wetland. **Journal of Applied Ecology**, 25(3):999–1007.
- Williams, D.G & Baruch, Z. 2000. African grass invasion in the Americas: ecosystem consequences and the role of ecophysiology. **Biological Invasions**, 2(2):123-140.
- Xavier, R.O., Alday, J.G., Marrs, R.H. & Matos, D.M.S. 2016. The role of *Pteridium arachnoideum* (Kaulf) on the seed bank of the endangered Brazilian Cerrado. **Brazilian Journal of Biology**, 76(1):256–267.
- Xavier, R.O., Christianini, A.V., Pegler, G., Leite, M.B. & Matos, D.M.S 2021. Distinctive seed dispersal and seed bank patterns of invasive African grasses favour their invasion in a neotropical savanna. **Oecologia**, 196(1): 155–169
- Xavier, R.O., Melo, U.M., Pivello, V.R., Marrs, R.H., De Castro, P.G.A., Do Nascimento, J.L. & Da Silva Matos, D.M. 2023. Combining mechanical control and tree planting to restore

montane Atlantic forests dominated by the Neotropical bracken (*Pteridium arachnoideum*).
Forest Ecology and Management, 529(8):120657.

Young, T., Chase, J. & Huddleston, R. 2001. Community Succession and Assembly: Comparing, Contrasting and Combining Paradigms in the Context of Ecological Restoration.
Ecological Restoration, 19(1):5–18.

CONCLUSÃO GERAL

O presente estudo evidenciou o potencial de utilização da técnica de plantio de mudas para a restauração de ecossistemas degradados e sem resiliência de cerrado *sensu stricto* utilizando múltiplas formas de vida, inserindo um total de 90 espécies contemplando ervas, arbustos, árvores e lianas em uma densidade e distribuição espacial com concepção similar a ecossistemas savânicos naturais.

Os resultados alcançados demonstram que os tratamentos utilizando plantio de mudas obtiveram valores superiores de cobertura do solo por vegetação nativa e resultados similares de densidade de indivíduos nativos e diversidade de espécies nativas quando comparados com a regeneração natural assistida ou o abandono (restauração passiva) de pastagens dominadas por *Urochloa* spp., reiterando a necessidade de intervenções para a restauração de ecossistemas de cerrado *sensu stricto* degradados e sem resiliência.

Apesar da condutividade hidráulica do solo ter diminuído e o tempo de condução do experimento ser insuficiente para a recuperação da permeabilidade do solo, o plantio de mudas obteve resultados superiores às parcelas controle durante a última avaliação em 2022, demonstrando possíveis efeitos positivos sobre o solo.

Com o avanço do tempo, o plantio de mudas e operações de manutenção causaram a diminuição progressiva de *Urochloa* spp. e o aumento de espécies nativas no banco de sementes, ativando os mecanismos de regeneração natural para ambas comunidades de plantas estabelecidas ou reintroduzidas.

O cumprimento dos padrões de referência legal para cobertura do solo por vegetação nativa, somado aos custos totais de implantação e condução dos tratamentos por plantio de mudas próximos aos utilizados pelo mercado para restauração de florestas tropicais comprova que a produção em viveiro de espécies de cerrado *sensu stricto* é possível e possui potencial para uso em larga-escala.

Por último, estudos futuros são necessários para validar os resultados obtidos e avaliar a trajetória de comunidades de cerrado *sensu stricto* reintroduzidas por plantio de mudas em ecossistemas sem resiliência e dominados por gramíneas exóticas frente à novos pulsos de invasão e sobre a permanência e dinâmica das espécies autóctones e reintroduzidas ao longo do tempo.

ANEXOS

Anexo 1: Listagem e quantificação das espécies plantadas na área experimental, EExSS, São Simão, SP (início)

Família	Nome científico	Nome popular	Hábito	Quantidade
Anacardiaceae	<i>Anacardium humile</i> A.St.-Hil.	Cajuzinho	Arbusto	8
Annonaceae	<i>Annona coriacea</i> Mart.	Marolo	Árvore	8
Apocynaceae	<i>Forsteronia pubescens</i> A.DC.	Cipó-de-leite	Liana	8
Apocynaceae	<i>Hancornia speciosa</i> Gomes	Mangaba	Árvore	8
Apocynaceae	<i>Himatanthus obovatus</i> (Müll. Arg.) Woodson	Pau-de-leite	Árvore	8
Apocynaceae	<i>Mandevilla emarginata</i> (Vell.) C.Ezcurra	-	Arbusto	8
Asteraceae-Astereae	<i>Baccharis linearifolia</i> (Lam.) Pers.	Alecrim-de-folha-fina	Arbusto	40
Asteraceae-Gnaphalieae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Macela	Erva	16
Asteraceae-Heliantheae	<i>Aldama arenaria</i> (Baker) E.E.Schill. & Panero	-	Arbusto	32
Bignoniaceae	<i>Adenocalymma peregrinum</i> (Miers) L.G.Lohmann	Ciganinha	Arbusto	16
Bignoniaceae	<i>Amphilophium elongatum</i> (Vahl) L.G.Lohmann	-	Liana	24
Bignoniaceae	<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	Ipê-amarelo-cascudo	Árvore	8
Bignoniaceae	<i>Jacaranda decurrens</i> Cham.	Carobinha	Arbusto	16
Bignoniaceae	<i>Zeyheria montana</i> Mart.	Bolsa-de-pastor	Arbusto	8
Bixaceae	<i>Cochlospermum regium</i> (Mart. ex Schrank) Pilg.	Algodão-do-cerrado	Arbusto	48
Bromeliaceae	<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L.B.Sm.	Abacaxi-do-cerrado	Erva	32
Bromeliaceae	<i>Bromelia balansae</i> Mez	Caraguatá	Erva	16
Burseraceae	<i>Protium ovatum</i> Engl.	Breu-do-cerrado	Arbusto	16
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Pau-santo	Árvore	8
Calophyllaceae	<i>Kielmeyera grandiflora</i> (Wawra) Saddi	Pau-santo	Árvore	8
Caryocaraceae	<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	Pequi	Árvore	8
Chrysobalanaceae	<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth.	Baga-de-Ema	Árvore	8
Chrysobalanaceae	<i>Leptobalanus humilis</i> (Cham. & Schltdl.) Sothers & Prance	Oiti-bravo	Árvore	8
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum microphyllum</i> A.St.-Hil.	Cocão	Árvore	8

Anexo 1: Listagem e quantificação das espécies plantadas na área experimental, EExSS, São Simão, SP (continuação)

Família	Nome científico	Nome popular	Hábito	Quantidade
Fabaceae	<i>Anadenanthera peregrina</i> var. <i>falcata</i> (Benth.) Altschul	Angico-do-cerrado	Árvore	8
Fabaceae	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	Pata-de-vaca	Arbusto	16
Fabaceae	<i>Chamaecrista debilis</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	-	Arbusto	16
Fabaceae	<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth.	Caviúna-do-cerrado	Árvore	8
Fabaceae	<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	Faveiro	Árvore	8
Fabaceae	<i>Enterolobium gummiferum</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Timburi-do-cerrado	Árvore	8
Fabaceae	<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Jatobá-do-cerrado	Árvore	8
Fabaceae	<i>Leptolobium elegans</i> Vogel	Perobinha-do-campo	Árvore	16
Fabaceae	<i>Mimosa dolens</i> Vell.	Juqueri	Arbusto	8
Fabaceae	<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Vinhático	Árvore	8
Fabaceae	<i>Platypodium elegans</i> Vogel	Amendoim-do-campo	Árvore	16
Fabaceae	<i>Senna rugosa</i> (G.Don) H.S.Irwin & Barneby	Casiruba	Arbusto	40
Fabaceae	<i>Stryphnodendron rotundifolium</i> Mart.	Barbatimão	Árvore	16
Fabaceae	<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Angelim-do-cerrado	Árvore	16
Lamiaceae	<i>Aegiphila verticillata</i> Vell.	Milho-de-grilo	Árvore	24
Lamiaceae	<i>Medusantha mollissima</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	Macassá	Arbusto	40
Lythraceae	<i>Diplusodon virgatus</i> Pohl	-	Arbusto	32
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis megaphylla</i> (A.Juss.) B.Gates	-	Arbusto	8
Malpighiaceae	<i>Banisteriopsis stellaris</i> (Griseb.) B.Gates	Cipó-prata	Liana	8
Malpighiaceae	<i>Peixotoa tomentosa</i> A.Juss.	-	Arbusto	8
Malvaceae	<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	Paineira-do-campo	Árvore	16
Malvaceae	<i>Pseudobombax longiflorum</i> (Mart.) A.Robyns	Embiruçú	Árvore	16
Melastomataceae	<i>Miconia rubiginosa</i> (Bonpl.) DC.	Pixirica	Arbusto	16
Moraceae	<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	Mama-cadela	Árvore	8

Anexo 1: Listagem e quantificação das espécies plantadas na área experimental, EExSS, São Simão, SP (continuação)

Família	Nome científico	Nome popular	Hábito	Quantidade
Myrtaceae	<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.) O.Berg	Guabiroba	Arbusto	32
Myrtaceae	<i>Eugenia bimarginata</i> DC.	Cereja-do-cerrado	Arbusto	32
Myrtaceae	<i>Eugenia myrcianthes</i> Nied.	Pêssego-do-cerrado	Árvore	8
Myrtaceae	<i>Eugenia pitanga</i> (O.Berg) Nied.	Pitanga-do-campo	Arbusto	8
Myrtaceae	<i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC.	Cereja-do-campo	Arbusto	32
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Uvaia-do-cerrado	Árvore	8
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Guamirim-do-cerrado	Árvore	16
Myrtaceae	<i>Psidium australe</i> Cambess.	Araçá-do-campo	Arbusto	24
Ochnaceae	<i>Ouratea spectabilis</i> (Mart.) Engl.	Bati	Árvore	8
Poaceae-Aristidoideae	<i>Aristida circinalis</i> Lindm.	-	Erva	16
Poaceae-Aristidoideae	<i>Aristida flaccida</i> Trin. & Rupr.	Capim-carrapato	Erva	8
Poaceae-Aristidoideae	<i>Aristida jubata</i> (Arechav.) Herter	Capim-barba-de-bode	Erva	56
Poaceae-Aristidoideae	<i>Aristida riparia</i> Trin.	Capim-rabo-de-raposa	Erva	40
Poaceae-Aristidoideae	<i>Aristida setifolia</i> Kunth	Capim-panasco	Erva	24
Poaceae-Chloridoideae	<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	Capim-coqueirinho	Erva	56
Poaceae-Chloridoideae	<i>Sporobolus aeneus</i> (Trin.) Kunth	Capim-barba-de-bode	Erva	8
Poaceae-Panicoideae	<i>Andropogon bicornis</i> L.	Capim-rabo-de-burro	Erva	16
Poaceae-Panicoideae	<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Capim-pluma	Erva	48
Poaceae-Panicoideae	<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack.	Capim-pluma	Erva	16
Poaceae-Panicoideae	<i>Axonopus brasiliensis</i> (Spreng.) Kuhlmann	Capim-branco	Erva	8
Poaceae-Panicoideae	<i>Axonopus pellitus</i> (Nees ex Trin.) Hitchc. & Chase	Capim-azul	Erva	32
Poaceae-Panicoideae	<i>Axonopus pressus</i> (Nees ex Steud.) Parodi	Capim-azul	Erva	32
Poaceae-Panicoideae	<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlmann	Capim-cabeludo	Erva	8
Poaceae-Panicoideae	<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	Capim-sapé	Erva	40

Anexo 1: Listagem e quantificação das espécies plantadas na área experimental, EExSS, São Simão, SP (final)

Família	Nome científico	Nome popular	Hábito	Quantidade
Poaceae-Panicoideae	<i>Loudetiopsis chrysothrix</i> (Nees) Conert	Brinco-de-princesa	Erva	40
Poaceae-Panicoideae	<i>Paspalum eucomum</i> Nees ex Trin.	-	Erva	8
Poaceae-Panicoideae	<i>Paspalum glaucescens</i> Hack.	Capim-do-campo	Erva	8
Poaceae-Panicoideae	<i>Paspalum intermedium</i> Munro ex Morong & Britton	Capim-sarandi	Erva	8
Poaceae-Panicoideae	<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag.	-	Erva	40
Poaceae-Panicoideae	<i>Schizachyrium sanguineum</i> (Retz.) Alston	Capim-vermelho	Erva	8
Poaceae-Panicoideae	<i>Steinchisma decipiens</i> (Nees ex Trin.) W.V.Br.	Palha-voadora	Erva	8
Poaceae-Panicoideae	<i>Trachypogon spicatus</i> (L.f.) Kuntze	Capim-agreste	Erva	32
Poaceae-Panicoideae	<i>Tristachya leiostachya</i> Nees	Capim-flechão	Erva	16
Poaceae-Pooideae	<i>Cinnagrostis viridiflavescens</i> (Poir.) P.M. Peterson, Soreng, Romasch. & Barberá	Capim-dourado	Erva	8
Rubiaceae	<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	Marmelinho	Arbusto	16
Rubiaceae	<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	Marmelo-do-cerrado	Árvore	16
Sapotaceae	<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	Curriola	Árvore	16
Smilacaceae	<i>Smilax brasiliensis</i> Spreng.	Japecanga	Arbusto	8
Solanaceae	<i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil.	Lobeira	Arbusto	32
Verbenaceae	<i>Lantana trifolia</i> L.	Milho-de-grilo	Arbusto	16
Verbenaceae	<i>Lippia lasiocalycina</i> Cham.	-	Arbusto	32
Vochysiaceae	<i>Qualea dichotoma</i> (Mart.) Warm.	Pau-terra	Árvore	8
			Total	1632

Anexo 2: Fotos adicionais do experimento, EExSS, São Simão, SP**(início)**

Figura 24. Vista geral do experimento após a implantação, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: jan./2021.



Figura 25. Vista geral de parcela do tratamento *Sp* dois meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: mar./2021.

Anexo 2: Fotos adicionais do experimento, EExSS, São Simão, SP (continuação)

Figura 26. Vista geral de parcela do tratamento *Sf* quatro meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: mai./2021.



Figura 27. Vista geral de parcela do tratamento *Sp* seis meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: jul./2021.

Anexo 2: Fotos adicionais do experimento, EExSS, São Simão, SP (continuação)

Figura 28. Vista geral de parcela do tratamento *Sp* oito meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: out./2021.



Figura 29. Vista geral de parcela do tratamento *Sf* dez meses após a implantação do experimento durante operação de manutenção, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem dez./2021.

Anexo 2: Fotos adicionais do experimento, EExSS, São Simão, SP (continuação)

Figura 30. Vista geral de parcela do tratamento *Sf* treze meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: fev./2022.



Figura 31. Vista geral de parcela do tratamento *Sf* quinze meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: mai./2022.

Anexo 2: Fotos adicionais do experimento, EExSS, São Simão, SP (continuação)

Figura 32. Vista geral de parcela do tratamento *Sf* vinte e um meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: nov./2022.



Figura 33. Vista geral de parcela do tratamento *Sf* vinte e quatro meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: jan./2023.

Anexo 2: Fotos adicionais do experimento, EExSS, São Simão, SP (continuação)

Figura 34. Vista geral de parcela do tratamento *Sf* vinte e seis meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: mar./2023.



Figura 35. Vista geral de parcela do tratamento *Sf* trinta meses após a implantação do experimento, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: jul./2023.

Anexo 2: Fotos adicionais do experimento, EExSS, São Simão, SP**(final)**

Figura 36. Foco de erosão e carreamento de sedimentos nos limites do experimento (A); e outro ponto de erosão no interior da área experimental (B), EExSS, São Simão, SP. Data das imagens: jan./2023.



Figura 37. Muda de *Aldama arenaria* (Baker) E.E.Schill. & Panero atingida por evento de geada registrado na área experimental durante o mês de julho de 2021, EExSS, São Simão, SP. Data da imagem: jul./2021.

Anexo 3: Análises químicas executadas durante o ano de 2020 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP

(início)

Trat.	Parcela	Prof.	pH	CaCl ₂	M.O.S. colorimétrica	P resina	K resina	Ca resina	Mg resina	Al KCl 1 mol.L ⁻¹	H+Al SMP	SB	CTC	V	m	EC
			-	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	%	%
Cr	P1	0-10 cm	4,1	25	10	0,6	2	1	6	38	3,6	41,6	9	63	2,25	
		10-20 cm	4,0	17	7	0,4	1	1	6	38	2,4	40,4	6	71	1,61	
		20-30 cm	4,0	9	7	0,2	1	1	5	28	2,2	30,2	7	69	0,75	
Sf	P2	0-10 cm	4,1	24	11	0,7	2	1	6	47	3,7	50,7	7	62	1,95	
		10-20 cm	4,1	13	6	0,4	2	1	6	34	3,4	37,4	9	64	1,18	
		20-30 cm	4,1	9	<6	0,2	<1	1	5	28	1,2	29,2	4	81	0,83	
An	P3	0-10 cm	3,9	17	7	0,4	2	1	7	42	3,4	45,4	7	67	1,47	
		10-20 cm	4,4	10	<6	0,3	<1	1	6	34	1,3	35,3	4	82	0,98	
		20-30 cm	4,3	7	<6	0,2	<1	1	5	31	1,2	32,2	4	81	0,61	
Sp	P4	0-10 cm	3,8	25	7	0,5	1	1	10	64	2,5	66,5	4	80	2,08	
		10-20 cm	3,9	13	<6	0,3	<1	1	8	47	1,3	48,3	3	86	1,14	
		20-30 cm	4,1	7	<6	0,2	1	<1	7	31	1,2	32,2	4	85	0,62	
Sp	P5	0-10 cm	3,9	15	<6	0,4	1	<1	9	42	1,4	43,4	3	87	1,31	
		10-20 cm	4,0	11	<6	0,2	<1	<1	7	38	0,2	38,2	1	97	1,08	
		20-30 cm	4,1	8	<6	0,2	<1	<1	7	31	0,2	31,2	1	97	0,70	
Cr	P6	0-10 cm	4,0	14	6	0,4	1	<1	7	47	1,4	48,4	3	83	1,15	
		10-20 cm	4,2	9	<6	0,4	1	<1	6	31	1,4	32,4	4	81	0,73	
		20-30 cm	4,3	7	<6	0,3	1	<1	4	28	1,3	29,3	4	75	0,64	
An	P7	0-10 cm	4,0	12	<6	0,3	1	<1	7	38	1,3	39,3	3	84	1,00	
		10-20 cm	4,1	11	<6	0,3	<1	<1	8	34	0,3	34,3	1	96	0,94	
		20-30 cm	4,1	9	<6	0,2	<1	<1	7	31	0,2	31,2	1	97	0,81	
Sf	P8	0-10 cm	4,1	15	7	0,4	1	1	6	34	2,4	36,4	7	71	1,24	
		10-20 cm	4,0	9	<6	0,3	<1	<1	6	31	0,3	31,3	1	95	0,81	
		20-30 cm	4,1	6	<6	0,3	<1	<1	5	28	0,3	28,3	1	94	0,55	
An	P9	0-10 cm	3,9	14	<6	0,3	<1	<1	9	42	0,3	42,3	1	97	1,28	
		10-20 cm	3,9	12	<6	0,3	1	<1	8	52	1,3	53,3	2	86	1,18	
		20-30 cm	4,0	10	<6	0,2	<1	<1	8	47	0,2	47,2	0	98	0,87	
Sf	P10	0-10 cm	4,0	7	<6	0,3	2	<1	5	31	2,3	33,3	7	68	0,57	
		10-20 cm	3,9	7	<6	0,2	1	<1	6	31	1,2	32,2	4	83	0,61	
		20-30 cm	4,0	7	<6	0,2	1	<1	5	28	1,2	29,2	4	81	0,63	

Anexo 3: Análises químicas executadas durante o ano de 2020 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP

(final)

Trat.	Parcela	Prof.	pH	CaCl ₂	M.O.S. colorimétrica	P resina	K resina	Ca resina	Mg resina	Al KCl 1 mol.L ⁻¹	H+Al SMP	SB	CTC	V	m	EC
			-	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	%	%
Cr	P11	0-10 cm	3,7	26	<6	0,3	2	<1	14	71	2,3	73,3	3	86	2,31	
		10-20 cm	3,8	19	<6	0,2	1	<1	12	58	1,2	59,2	2	91	1,82	
		20-30 cm	4,0	11	<6	0,2	1	<1	9	47	1,2	48,2	2	88	1,03	
Sp	P12	0-10 cm	3,8	17	6	0,3	1	<1	10	47	1,3	48,3	3	88	1,44	
		10-20 cm	3,9	9	<6	0,3	1	<1	7	38	1,3	39,3	3	84	0,81	
		20-30 cm	3,9	6	<6	0,2	<1	<1	6	31	0,2	31,2	1	97	0,55	
Sf	P13	0-10 cm	3,8	17	6	0,3	1	<1	9	38	1,3	39,3	3	87	1,54	
		10-20 cm	3,9	9	<6	0,2	<1	<1	8	38	0,2	38,2	1	98	0,90	
		20-30 cm	4,0	7	<6	0,2	1	<1	7	34	1,2	35,2	3	85	0,62	
Sp	P14	0-10 cm	3,9	12	6	0,3	1	<1	8	47	1,3	48,3	3	86	0,98	
		10-20 cm	4,0	9	<6	0,2	<1	<1	7	34	0,2	34,2	1	97	0,82	
		20-30 cm	3,9	10	<6	0,3	<1	<1	7	38	0,3	38,3	1	96	0,95	
An	P15	0-10 cm	3,8	23	7	0,4	1	<1	9	64	1,4	65,4	2	87	2,16	
		10-20 cm	3,8	10	<6	0,3	<1	<1	8	42	0,3	42,3	1	96	0,99	
		20-30 cm	4,0	6	<6	0,1	<1	<1	5	25	0,1	25,1	0	98	0,52	
Cr	P16	0-10 cm	3,8	11	6	0,2	1	<1	7	38	1,2	39,2	3	85	0,93	
		10-20 cm	3,8	10	<6	0,2	<1	<1	7	34	0,2	34,2	1	97	0,90	
		20-30 cm	3,9	7	<6	0,1	1	<1	6	28	1,1	29,1	4	85	0,65	

Anexo 3: Análises químicas executadas durante o ano de 2021 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (início)

Trat.	Parcela	Prof.	pH	CaCl ₂	M.O.S. colorimétrica	P resina	K resina	Ca resina	Mg resina	Al KCl 1 mol.L ⁻¹	H+Al SMP	SB	CTC	V	m	EC
			-	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	%	%
Cr	P1	0-10 cm	4,0	13	<7,0	0,2	2	0,1	7	36	2,4	38,4	6	74	1,20	
		10-20 cm	4,0	10	<7,0	0,3	1	0,1	7	31	1,4	32,2	4	82	0,94	
		20-30 cm	4,1	7	<7,0	0,2	1	0,1	4	24	1,3	25,7	5	77	0,59	
Sf	P2	0-10 cm	4,1	13	<7,0	0,2	4	0,2	5	35	4,2	39,1	11	52	1,17	
		10-20 cm	3,9	8	<7,0	0,2	0	0,1	7	31	0,6	31,7	2	92	0,70	
		20-30 cm	4,0	6	<7,0	0,2	1	0,1	6	27	1,0	27,8	4	84	0,55	
An	P3	0-10 cm	3,9	13	7,4	0,3	2	0,1	8	42	2,8	45,0	6	73	1,12	
		10-20 cm	4,0	7	<7,0	0,3	1	0,1	6	28	1,1	29,4	4	86	0,70	
		20-30 cm	4,0	6	<7,0	0,2	0	0,1	7	27	0,7	27,3	3	90	0,49	
Sp	P4	0-10 cm	3,9	10	<7,0	0,4	2	0,1	6	34	2,3	36,1	6	71	0,87	
		10-20 cm	3,9	7	<7,0	0,3	1	0,1	5	27	1,0	28,1	3	85	0,60	
		20-30 cm	3,9	7	<7,0	0,2	1	0,1	6	25	0,8	26,0	3	89	0,63	
Sp	P5	0-10 cm	3,9	13	<7,0	0,4	2	0,1	7	45	2,8	47,3	6	72	1,11	
		10-20 cm	4,0	9	<7,0	0,2	1	0,1	7	32	0,8	33,2	2	89	0,88	
		20-30 cm	4,0	7	<7,0	0,2	1	0,1	6	28	0,8	28,5	3	89	0,60	
Cr	P6	0-10 cm	4,0	11	<7,0	0,3	2	0,1	6	34	2,5	36,3	7	71	0,89	
		10-20 cm	4,0	7	<7,0	0,2	1	0,1	6	33	1,3	34,4	4	82	0,60	
		20-30 cm	4,0	8	<7,0	0,2	1	0,1	6	26	0,9	26,4	3	87	0,77	
An	P7	0-10 cm	4,0	10	<7,0	0,3	1	0,1	7	36	1,8	37,5	5	79	0,82	
		10-20 cm	4,1	7	<7,0	0,1	1	0,1	5	26	0,8	26,8	3	86	0,61	
		20-30 cm	4,0	6	<7,0	0,1	0	0,1	6	25	0,6	25,8	2	91	0,53	
Sf	P8	0-10 cm	4,0	10	<7,0	0,3	2	0,1	6	35	2,3	37,2	6	73	0,81	
		10-20 cm	4,0	7	<7,0	0,2	1	0,1	6	29	0,8	29,7	3	88	0,64	
		20-30 cm	4,0	6	<7,0	0,2	4	0,1	5	24	4,2	28,1	15	54	0,51	
An	P9	0-10 cm	3,9	18	<7,0	0,2	1	0,1	9	46	1,1	47,0	2	89	1,60	
		10-20 cm	4,0	8	<7,0	0,2	1	0,1	7	36	0,9	36,9	2	89	0,81	
		20-30 cm	4,0	7	<7,0	0,1	1	0,1	6	27	0,9	27,5	3	87	0,61	
Sf	P10	0-10 cm	4,0	14	<7,0	0,5	4	0,2	8	41	4,3	45,2	10	65	1,12	
		10-20 cm	3,9	10	<7,0	0,3	2	0,1	6	35	2,0	36,6	6	76	0,86	
		20-30 cm	4,0	8	<7,0	0,3	2	0,1	6	30	1,9	32,3	6	76	0,69	

Anexo 3: Análises químicas executadas durante o ano de 2021 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (final)

Trat.	Parcela	Prof.	pH	CaCl ₂	M.O.S. colorimétrica	P resina	K resina	Ca resina	Mg resina	Al KCl 1 mol.L ⁻¹	H+Al SMP	SB	CTC	V	m	EC
			-	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	%	%
Cr	P11	0-10 cm	4,0	11	<7,0	0,2	2	0,1	7	37	2,0	38,8	5	77	1,00	
		10-20 cm	3,9	9	<7,0	0,2	1	0,1	6	33	1,3	34,4	4	82	0,91	
		20-30 cm	4,0	6	<7,0	0,2	1	0,1	6	27	1,2	28,3	4	83	0,55	
Sp	P12	0-10 cm	3,9	14	<7,0	0,5	3	0,2	7	41	3,3	43,8	7	67	1,15	
		10-20 cm	3,9	8	<7,0	0,3	1	0,1	7	32	1,5	33,6	4	82	0,69	
		20-30 cm	3,9	7	<7,0	0,2	1	0,1	6	29	1,3	30,5	4	83	0,59	
Sf	P13	0-10 cm	3,8	11	<7,0	0,3	1	0,1	8	40	1,7	41,3	4	82	1,00	
		10-20 cm	3,9	7	<7,0	0,3	1	0,1	6	33	1,1	34,2	3	86	0,65	
		20-30 cm	3,9	6	<7,0	0,2	1	0,1	6	27	0,8	27,9	3	89	0,55	
Sp	P14	0-10 cm	3,9	14	<7,0	0,3	3	0,1	8	49	2,9	52,3	5	74	1,16	
		10-20 cm	3,9	7	<7,0	0,2	1	0,1	7	34	1,2	35,0	3	85	0,67	
		20-30 cm	4,0	7	<7,0	0,2	1	0,1	6	28	1,3	29,6	4	81	0,62	
An	P15	0-10 cm	3,9	11	<7,0	0,3	1	0,1	8	41	1,7	42,2	4	82	1,04	
		10-20 cm	3,9	7	<7,0	0,1	0	0,1	6	30	0,6	30,1	2	91	0,65	
		20-30 cm	4,0	6	<7,0	0,1	1	0,1	5	27	0,7	27,3	2	89	0,49	
Cr	P16	0-10 cm	4,0	11	<7,0	0,2	2	0,1	7	35	1,9	37,2	5	78	0,97	
		10-20 cm	4,0	7	<7,0	0,2	1	0,1	6	30	1,0	30,5	3	85	0,64	
		20-30 cm	3,9	4	<7,0	0,1	0	0,1	5	26	0,5	26,0	2	92	0,41	

Anexo 3: Análises químicas executadas durante o ano de 2022 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (início)

Trat.	Parcela	Prof.	pH	CaCl ₂	M.O.S. colorimétrica	P resina	K resina	Ca resina	Mg resina	Al KCl 1 mol.L ⁻¹	H+Al SMP	SB	CTC	V	m	EC
			-	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	%	%
Cr	P1	0-10 cm	4,2	16	6	0,4	5	2	9	53	6,8	60,0	11	56	1,36	
		10-20 cm	4,1	7	3	<0,06	1	1	8	35	2,5	37,1	7	75	0,61	
		20-30 cm	4,0	7	2	0,1	1	1	7	33	2,6	35,4	7	73	0,58	
Sf	P2	0-10 cm	4,1	20	11	0,3	8	3	7	45	10,8	55,3	20	40	1,58	
		10-20 cm	3,9	10	3	0,2	2	1	8	39	3,1	42,3	7	73	0,84	
		20-30 cm	3,9	8	4	0,1	2	1	7	37	2,8	40,0	7	71	0,69	
An	P3	0-10 cm	4,0	13	4	0,3	4	2	7	39	6,2	45,0	14	52	1,17	
		10-20 cm	4,1	8	2	0,2	2	2	6	28	4,0	32,0	13	58	0,67	
		20-30 cm	4,1	3	2	0,2	1	1	4	22	2,3	24,5	9	63	0,29	
Sp	P4	0-10 cm	3,8	13	6	0,4	2	2	10	49	3,7	52,6	7	74	1,11	
		10-20 cm	3,8	8	4	0,3	1	1	9	34	1,8	35,6	5	83	0,67	
		20-30 cm	3,9	7	3	0,3	0	1	7	31	1,5	32,9	5	82	0,58	
Sp	P5	0-10 cm	3,9	12	6	0,4	2	1	9	41	3,2	44,1	7	73	1,03	
		10-20 cm	3,9	8	3	0,4	1	1	9	36	2,4	38,1	6	78	0,71	
		20-30 cm	3,9	5	3	0,3	1	1	7	31	2,1	33,2	6	78	0,45	
Cr	P6	0-10 cm	3,9	11	4	<0,06	1	1	8	35	2,6	37,9	7	75	0,85	
		10-20 cm	4,0	8	3	0,1	1	1	7	37	2,3	39,1	6	75	0,67	
		20-30 cm	4,0	5	2	0,2	1	1	7	29	1,6	30,5	5	80	0,43	
An	P7	0-10 cm	4,0	11	5	0,4	2	2	8	38	4,3	42,7	10	65	0,90	
		10-20 cm	4,0	8	2	0,2	1	1	7	32	2,5	34,6	7	72	0,65	
		20-30 cm	4,0	7	2	0,3	1	1	7	29	2,1	30,7	7	76	0,56	
Sf	P8	0-10 cm	3,9	20	8	0,3	5	2	10	55	7,5	62,4	12	57	1,68	
		10-20 cm	3,9	14	5	0,3	3	1	11	45	4,4	49,8	9	71	1,24	
		20-30 cm	3,9	7	3	0,2	2	1	8	38	2,9	40,5	7	74	0,62	
An	P9	0-10 cm	4,3	14	5	0,1	3	2	10	45	4,7	49,2	10	67	1,23	
		10-20 cm	4,0	10	3	0,2	2	1	8	36	2,9	38,9	7	72	0,86	
		20-30 cm	4,0	8	3	0,1	1	1	8	35	2,4	37,3	6	77	0,67	
Sf	P10	0-10 cm	4,0	9	6	0,1	2	1	7	38	3,9	41,9	9	62	0,75	
		10-20 cm	4,0	7	3	0,1	1	1	7	31	2,6	33,4	8	71	0,63	
		20-30 cm	4,0	7	2	<0,06	1	1	7	31	1,9	33,0	6	77	0,58	

Anexo 3: Análises químicas executadas durante o ano de 2022 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (final)

Trat.	Parcela	Prof.	pH	CaCl ₂	M.O.S. colorimétrica	P resina	K resina	Ca resina	Mg resina	Al KCl 1 mol.L ⁻¹	H+Al SMP	SB	CTC	V	m	EC
			-	g.dm ⁻³	mg.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³	%	%
Cr	P11	0-10 cm	4,0	11	3	0,2	2	1	8	36	3,3	39,7	8	71	0,95	
		10-20 cm	4,0	11	4	0,4	2	1	8	40	3,3	43,3	8	70	0,97	
		20-30 cm	4,1	5	2	0,1	1	1	5	25	2,0	26,7	8	73	0,41	
Sp	P12	0-10 cm	3,8	17	6	0,2	3	2	14	55	4,3	59,2	7	76	1,46	
		10-20 cm	3,8	10	4	0,1	1	1	10	40	2,3	41,9	6	80	0,84	
		20-30 cm	3,9	7	4	0,1	1	1	8	34	2,0	35,8	6	81	0,61	
Sf	P13	0-10 cm	3,9	13	6	0,3	3	2	9	45	5,1	50,1	10	64	1,02	
		10-20 cm	3,9	9	5	0,2	2	2	7	38	3,8	41,8	9	64	0,76	
		20-30 cm	3,9	7	3	0,1	2	1	7	34	2,8	37,0	7	72	0,56	
Sp	P14	0-10 cm	3,8	13	8	0,1	2	1	10	44	3,7	47,3	8	73	1,09	
		10-20 cm	3,9	11	5	0,2	2	1	10	41	2,9	43,4	7	77	0,86	
		20-30 cm	4,0	7	3	<0,06	1	1	7	28	1,7	30,0	6	79	0,56	
An	P15	0-10 cm	3,9	13	5	0,3	3	2	9	44	4,4	48,0	9	67	1,06	
		10-20 cm	3,9	10	4	0,3	2	1	8	35	3,0	37,6	8	74	0,85	
		20-30 cm	4,0	6	3	<0,06	1	1	6	28	2,1	30,1	7	74	0,55	
Cr	P16	0-10 cm	4,0	12	6	0,1	3	2	9	41	4,3	45,6	9	67	1,00	
		10-20 cm	4,0	9	3	0,2	1	1	7	35	2,7	37,3	7	71	0,81	
		20-30 cm	3,9	9	4	0,2	1	1	9	36	2,6	38,3	7	77	0,76	

Anexo 4: Análises físicas executadas nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP**(início)**

Trat.	Parcela	Prof.	AT	Silte	Argila	Classe textural	D _s g cm ⁻³								
			g kg ⁻¹	g kg ⁻¹	g kg ⁻¹		2020			2021			2022		
							R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Cr	P1	0-10 cm	903	24	74	ar	1,52	1,60	1,55	1,52	1,61	1,55	1,34	1,49	1,51
		10-20 cm	909	16	75	ar	1,66	1,57	1,68	1,66	1,79	1,69	1,43	1,52	1,54
		20-30 cm	912	26	62	ar	1,43	1,45	1,43	1,43	1,45	1,44	1,48	1,49	1,53
Sf	P2	0-10 cm	916	33	51	ar	1,43	1,61	1,15	1,44	1,62	1,49	1,38	1,32	1,33
		10-20 cm	922	28	50	ar	1,52	1,60	1,58	1,53	1,60	1,58	1,49	1,48	1,51
		20-30 cm	922	28	50	ar	1,62	1,56	1,60	1,63	1,60	1,61	1,49	1,55	1,53
An	P3	0-10 cm	924	25	51	ar	1,34	1,52	1,61	1,33	1,53	1,62	1,49	1,57	1,51
		10-20 cm	925	25	50	ar	1,66	1,69	1,70	1,66	1,70	1,71	1,52	1,59	1,53
		20-30 cm	917	32	50	ar	1,46	1,50	1,54	1,46	1,51	1,54	1,55	1,59	1,57
Sp	P4	0-10 cm	918	33	49	ar	1,32	1,50	1,48	1,32	1,51	1,48	1,44	1,43	1,48
		10-20 cm	926	24	50	ar	1,51	1,53	1,48	1,52	1,57	1,48	1,41	1,24	1,50
		20-30 cm	919	32	50	ar	1,57	1,50	1,52	1,58	1,51	1,52	1,53	1,53	1,54
Sp	P5	0-10 cm	917	33	50	ar	1,54	1,45	1,54	1,54	1,45	1,54	1,50	1,44	1,46
		10-20 cm	925	24	51	ar	1,72	1,69	1,69	1,73	1,69	1,68	1,51	1,49	1,50
		20-30 cm	920	30	50	ar	1,53	1,49	1,51	1,54	1,49	1,50	1,50	1,38	1,46
Cr	P6	0-10 cm	931	19	50	ar	1,47	1,46	1,33	1,48	1,46	1,34	1,39	1,29	1,39
		10-20 cm	920	30	50	ar	1,52	1,53	1,15	1,52	1,56	1,49	1,45	1,51	1,48
		20-30 cm	917	32	50	ar	1,55	1,65	1,56	1,56	1,66	1,56	1,52	1,36	1,50
An	P7	0-10 cm	915	34	51	ar	1,48	1,26	1,57	1,48	1,25	1,58	1,53	1,44	1,48
		10-20 cm	925	25	50	ar	1,78	1,06	1,57	1,79	1,28	1,76	1,48	1,51	1,49
		20-30 cm	912	38	50	ar	1,52	1,67	1,46	1,53	1,67	1,49	1,46	1,53	1,50
Sf	P8	0-10 cm	922	28	50	ar	1,37	1,45	1,46	1,37	1,46	1,46	1,39	1,50	1,47
		10-20 cm	925	25	50	ar	1,53	1,55	1,57	1,56	1,55	1,58	1,53	1,52	1,53
		20-30 cm	924	25	51	ar	1,53	1,61	1,57	1,54	1,62	1,57	1,48	1,53	1,53
An	P9	0-10 cm	923	27	50	ar	1,57	1,59	1,57	1,56	1,55	1,55	1,47	1,48	1,48
		10-20 cm	922	28	50	ar	1,72	1,69	1,68	1,71	1,68	1,68	1,50	1,45	1,50
		20-30 cm	915	35	50	ar	1,48	1,49	1,53	1,47	1,48	1,52	1,46	1,51	1,50
Sf	P10	0-10 cm	906	45	49	ar	1,51	1,45	1,27	1,45	1,46	1,27	1,35	1,47	1,38
		10-20 cm	912	26	62	ar	1,45	1,60	1,44	1,62	1,60	1,44	1,50	1,53	1,44
		20-30 cm	913	11	75	ar	1,62	1,52	1,54	1,58	1,52	1,54	1,51	1,57	1,51

Anexo 4: Análises físicas executadas nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP**(final)**

Trat.	Parcela	Prof.	AT g kg ⁻¹	Silte g kg ⁻¹	Argila g kg ⁻¹	Classe textural -	D _s g cm ⁻³								
							2020			2021			2022		
							R1	R2	R3	R1	R2	R3	R1	R2	R3
Cr	P11	0-10 cm	906	19	74	ar	1,54	1,53	1,53	1,54	1,53	1,52	1,48	1,48	1,50
		10-20 cm	909	17	74	ar	1,70	1,74	1,52	1,70	1,74	1,83	1,54	1,55	1,56
		20-30 cm	909	29	61	ar	1,52	1,55	1,78	1,52	1,55	1,79	1,55	1,55	1,55
Sp	P12	0-10 cm	918	33	49	ar	1,42	1,45	1,51	1,43	1,45	1,51	1,48	1,48	1,48
		10-20 cm	918	33	49	ar	1,50	1,58	1,55	1,51	1,56	1,59	1,53	1,46	1,50
		20-30 cm	915	35	50	ar	1,59	1,65	1,48	1,60	1,65	1,49	1,57	1,44	1,51
Sf	P13	0-10 cm	919	32	49	ar	1,58	1,53	1,57	1,58	1,57	1,57	1,55	1,28	1,34
		10-20 cm	926	25	50	ar	1,74	1,71	1,74	1,70	1,73	1,73	1,48	1,54	1,54
		20-30 cm	919	30	51	ar	1,53	1,54	1,53	1,53	1,53	1,54	1,47	1,46	1,49
Sp	P14	0-10 cm	926	25	49	ar	1,49	1,36	1,37	1,50	1,36	1,38	1,49	1,43	1,46
		10-20 cm	925	26	49	ar	1,58	1,52	1,60	1,59	1,51	1,60	1,37	1,45	1,43
		20-30 cm	924	27	49	ar	1,67	1,62	1,65	1,67	1,62	1,66	1,46	1,51	1,51
An	P15	0-10 cm	917	34	50	ar	1,66	1,62	1,57	1,66	1,62	1,58	1,41	1,46	1,45
		10-20 cm	924	27	50	ar	1,71	1,72	1,72	1,71	1,72	1,73	1,48	1,47	1,47
		20-30 cm	922	28	50	ar	1,50	1,52	1,46	1,51	1,53	1,46	1,47	1,57	1,52
Cr	P16	0-10 cm	926	25	49	ar	1,60	1,36	1,42	1,61	1,52	1,43	1,50	1,52	1,44
		10-20 cm	915	36	50	ar	1,59	1,54	1,52	1,60	1,55	1,52	1,46	1,50	1,49
		20-30 cm	903	23	73	ar	1,61	1,57	1,59	1,61	1,58	1,59	1,44	1,49	1,49

Anexo 5: Autovalores de contribuição dos parâmetros físico-químicos para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) para os solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (início)

Tabela 1. Autovalores dos parâmetros físico-químicos para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) para os solos da área experimental na profundidade de 0 a 10 cm, EExSS, São Simão, SP.

<i>Eigenvalues - 0 to 10 cm deep</i>							
<i>Axes</i>	<i>Variables</i>						
	pH_CaCl ₂	MOS	P_res	K_res	Ca_res	Mg_res	Al_KCl
PC1	-0.402	-0.263	-0.457	-0.226	-0.531	-0.450	0.157
PC2	0.172	-0.508	-0.371	-0.550	0.319	0.413	-0.019
PC3	0.456	-0.347	-0.028	0.186	-0.234	-0.245	-0.722
PC4	0.580	0.288	-0.614	0.279	-0.073	0.005	0.347
PC5	-0.470	-0.207	-0.361	0.647	0.122	0.374	-0.183

Tabela 2. Autovalores dos parâmetros físico-químicos para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) para os solos da área experimental na profundidade de 10 a 20 cm, EExSS, São Simão, SP.

<i>Eigenvalues - 10 to 20 cm deep</i>							
<i>Axes</i>	<i>Variables</i>						
	pH_CaCl ₂	MOS	P_res	K_res	Ca_res	Mg_res	Al_KCl
PC1	0.033	-0.357	-0.532	-0.363	0.382	0.552	-0.073
PC2	-0.548	0.405	0.015	-0.147	0.214	0.152	0.667
PC3	-0.372	-0.401	-0.183	-0.470	-0.587	-0.305	0.096
PC4	0.540	0.302	0.254	-0.733	0.010	-0.066	0.104
PC5	0.452	0.182	-0.633	0.255	-0.299	-0.086	0.448

Anexo 5: Autovalores de contribuição dos parâmetros físico-químicos para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) para os solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (final)

Tabela 3. Autovalores dos parâmetros físico-químicos para os períodos de amostragem T1 (2020) e T2 (2022) na análise de componente principal (ACP) para os solos da área experimental na profundidade de 20 a 30 cm, EExSS, São Simão, SP.

<i>Eigenvalues - 20 to 30 cm deep</i>							
<i>Axes</i>	<i>Variables</i>						
	pH_CaCl ₂	MOS	P_res	K_res	Ca_res	Mg_res	Al_KCl
PC1	0.405	-0.029	0.302	0.431	-0.408	-0.476	-0.406
PC2	-0.082	0.682	0.531	0.176	0.270	-0.144	0.349
PC3	-0.515	0.012	-0.282	0.118	-0.506	-0.445	0.431
PC4	-0.085	0.056	0.299	-0.843	-0.135	-0.359	-0.204
PC5	-0.702	-0.326	0.346	0.238	0.264	-0.033	-0.393

Anexo 6: Leituras de condutividade hidráulica tomados em 2020 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP

(início)

Trat.	Cr	Sf			An			Sp			Sp			Cr			An			Sf						
Amostra	P1	P2			P3			P4			P5			P6			P7			P8						
rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)			
A1	1	0,25	1	0,19	1	0,43	1	0,6	1	0,8	1	0,29	1	0,8	1	0,17	1	0,17	1	0,17	1	0,17	1	0,17		
	2	1,56	2	0,46	2	1,58	2	0,22	2	0,23	2	1,06	2	0,29	2	1,5	2	0,29	2	1,5	2	1,5	2	1,5		
	3	2,41	3	0,48	3	1,59	3	0,36	3	0,43	3	1,35	3	0,5	3	2,36	3	0,5	3	2,36	3	2,36	3	2,36		
	4	2,51	4	0,41	4	1,55	4	0,45	4	0,46	4	1,4	4	0,58	4	2,58	4	0,58	4	2,58	4	2,58	4	2,58		
	5	2,5	A1	5	0,38	A1	5	1,53	A1	5	0,43	A1	5	0,45	A1	5	2,45	A1	5	1	A1	5	2,45	A1	5	2,45
	6	2,59	A1	6	0,38	A1	6	1,58	A1	6	0,46	A1	6	0,44	A1	6	2,38	A1	6	1	A1	6	2,38	A1	6	2,38
	7	2,48	7	0,37	7	1,58	7	0,47	7	0,46	7	1,42	7	0,57	7	2,12	7	0,57	7	2,12	7	2,12	7	2,12		
	8	2,56	8	0,36	8	1,56	8	0,5	8	0,46	8	1,42	8	0,55	8	2,13	8	0,55	8	2,13	8	2,13	8	2,13		
	9	2,51	9	0,36	9	1,58	9	0,49	9	0,46	9	1,39	9	0,57	9	2,16	9	0,57	9	2,16	9	2,16	9	2,16		
	10	2,59	10	0,36	10	1,59	10	0,53	10	0,45	10	1,28	10	1	10	2,07	10	1	10	2,07	10	2,07	10	2,07		
A2	1	0,22	1	0,23	1	0,16	1	0,9	1	0,14	1	0,14	1	0,9	1	0,21	1	0,9	1	0,21	1	0,21	1	0,21		
	2	1	2	1,23	2	0,36	2	0,16	2	0,3	2	0,36	2	0,18	2	1,13	2	0,18	2	1,13	2	1,13	2	1,13		
	3	1,11	3	1,3	3	0,56	3	0,2	3	0,35	3	0,51	3	0,46	3	1,53	3	0,46	3	1,53	3	1,53	3	1,53		
	4	1,3	4	1,3	4	1,06	4	0,2	4	0,34	4	0,58	4	1,02	4	2,09	4	1,02	4	2,09	4	2,09	4	2,09		
	5	1,24	A2	5	1,27	A2	5	1,06	A2	5	0,23	A2	5	0,36	A2	5	2,18	A2	5	1,04	A2	5	2,18	A2	5	2,18
	6	1,29	A2	6	1,28	A2	6	1,06	A2	6	0,23	A2	6	0,36	A2	6	2,14	A2	6	1,03	A2	6	2,14	A2	6	2,14
	7	1,38	7	1,27	7	1,12	7	0,23	7	0,35	7	1,01	7	1,07	7	2,15	7	1,07	7	2,15	7	2,15	7	2,15		
	8	1,47	8	1,26	8	1,09	8	0,22	8	0,36	8	1,04	8	1,04	8	2,16	8	1,04	8	2,16	8	2,16	8	2,16		
	9	1,46	9	1,26	9	1,07	9	0,22	9	0,36	9	1,02	9	0,59	9	2,18	9	0,59	9	2,18	9	2,18	9	2,18		
	10	1,56	10	1,26	10	1,08	10	0,23	10	0,37	10	1	10	1	10	2,2	10	1	10	2,2	10	2,2	10	2,2		
A3	1	0,26	1	0,38	1	0,13	1	0,15	1	0,6	1	0,18	1	0,15	1	0,46	1	0,15	1	0,46	1	0,46	1	0,46		
	2	0,56	2	1,09	2	0,3	2	0,33	2	0,17	2	1,08	2	27	2	1,1	2	27	2	1,1	2	1,1	2	1,1		
	3	1,08	3	1,12	3	0,45	3	0,34	3	0,31	3	1,34	3	0,37	3	1,16	3	0,37	3	1,16	3	1,16	3	1,16		
	4	1,14	4	1,19	4	0,47	4	0,35	4	0,37	4	1,43	4	0,39	4	1,05	4	0,39	4	1,05	4	1,05	4	1,05		
	5	1,17	A3	5	1,18	A3	5	0,57	A3	5	0,33	A3	5	0,36	A3	5	0,59	A3	5	0,36	A3	5	0,59	A3	5	0,59
	6	1,17	A3	6	1,28	A3	6	1	A3	6	0,31	A3	6	0,36	A3	6	0,58	A3	6	0,35	A3	6	0,58	A3	6	0,58
	7	1,15	7	1,25	7	1,03	7	0,3	7	0,37	7	1,37	7	0,35	7	0,55	7	0,35	7	0,55	7	0,55	7	0,55		
	8	1,13	8	1,32	8	1,05	8	0,31	8	0,37	8	1,34	8	0,34	8	0,56	8	0,34	8	0,56	8	0,56	8	0,56		
	9	1,14	9	1,29	9	1,06	9	0,3	9	0,37	9	1,38	9	0,34	9	0,53	9	0,34	9	0,53	9	0,53	9	0,53		
	10	1,12	10	1,31	10	1,06	10	0,29	10	0,37	10	1,38	10	0,34	10	0,52	10	0,34	10	0,52	10	0,52	10	0,52		

Anexo 6: Leituras de condutividade hidráulica tomados em 2020 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (final)

Trat.	An	Sf			Cr			Sp			Sf			Sp			An			Cr			
Amostra	P9	P10			P11			P12			P13			P14			P15			P16			
rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)
A1	1	0,13		1	0,22		1	0,18		1	0,22		1	0,35		1	0,17		1	0,24		1	0,21
	2	0,58		2	1,31		2	0,48		2	1,08		2	0,5		2	0,55		2	2,06		2	1,21
	3	1,25		3	1,38		3	0,51		3	1,22		3	0,54		3	1,46		3	2,14		3	1,54
	4	1,26		4	1,44		4	0,59		4	1,18		4	0,5		4	2,03		4	2,21		4	2,13
	5	1,28	A1	5	1,55	A1	5	1,07	A1	5	1,18	A1	5	0,5	A1	5	2,08	A1	5	2,13	A1	5	2,13
	6	1,3		6	1,4		6	1,09		6	1,18		6	0,51		6	2,06		6	2		6	2,1
	7	1,27		7	1,34		7	1,08		7	1,13		7	0,5		7	2,2		7	2,17		7	2,09
	8	1,31		8	1,47		8	1,12		8	1,17		8	0,49		8	2,43		8	1,48		8	2,12
	9	1,3		9	1,3		9	1,12		9	1,17		9	0,47		9	2,29		9	1,56		9	2,12
	10	1,31		10	1,42		10	1,09		10	1,15		10	0,49		10	2,49		10	2,14		10	2,03
A2	1	0,37		1	0,19		1	0,13		1	0,8		1	0,18		1	0,31		1	0,42		1	0,19
	2	1,05		2	0,51		2	0,48		2	0,25		2	0,39		2	1,05		2	1,19		2	1,14
	3	1,02		3	1,04		3	1,02		3	0,45		3	0,56		3	1,08		3	1,15		3	1,47
	4	1,02		4	1,03		4	1,05		4	0,45		4	1,08		4	1,15		4	1,13		4	1,52
	5	1,02	A2	5	1,07	A2	5	1,05	A2	5	0,43	A2	5	1,11	A2	5	1,14	A2	5	1,14	A2	5	1,56
	6	0,56		6	1,07		6	1,05		6	0,42		6	1,13		6	1,08		6	1,03		6	2,02
	7	0,58		7	1,13		7	1,1		7	0,48		7	1,14		7	1,09		7	1,11		7	2,02
	8	0,55		8	1,11		8	1,06		8	0,44		8	1,13		8	1,06		8	1,08		8	2,07
	9	0,5		9	1,08		9	1,13		9	0,42		9	1,11		9	1,12		9	1,04		9	2,01
	10	0,54		10	1,12		10	1,16		10	0,37		10	1,14		10	1,09		10	0,59		10	2,04
A3	1	0,31		1	0,17		1	0,19		1	1,04		1	0,23		1	0,18		1	0,6		1	0,24
	2	1,31		2	0,33		2	0,48		2	2		2	0,57		2	0,56		2	0,28		2	0,54
	3	1,44		3	0,39		3	1,11		3	2,04		3	1,22		3	1,03		3	0,37		3	1,24
	4	1,45		4	0,52		4	1,19		4	2,06		4	1,29		4	1,13		4	0,41		4	1,34
	5	1,45	A3	5	0,47	A3	5	1,22	A3	5	1,57	A3	5	1,31	A3	5	1,04	A3	5	0,43	A3	5	1,34
	6	1,44		6	0,47		6	1,18		6	1,44		6	1,36		6	1,08		6	0,44		6	1,34
	7	1,49		7	0,59		7	1,12		7	1,43		7	1,38		7	1,08		7	0,45		7	1,36
	8	1,56		8	0,54		8	1,15		8	1,4		8	1,43		8	1,12		8	0,41		8	1,3
	9	1,53		9	0,57		9	1,08		9	1,38		9	1,48		9	1,08		9	0,43		9	1,34
	10	1,54		10	0,49		10	1,1		10	1,37		10	1,46		10	1,1		10	0,46		10	1,29

Anexo 6: Leituras de condutividade hidráulica tomados em 2021 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (início)

Trat.	Cr	Sf			An			Sp			Sp			Cr			An			Sf			
Amostra	P1	P2			P3			P4			P5			P6			P7			P8			
rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)
A1	1	0,218		1	0,159		1	0,103		1	0,049		1	0,519		1	0,216		1	0,292		1	0,264
	2	1,011		2	0,422		2	0,509		2	0,147		2	2,446		2	1,183		2	1,487		2	1,264
	3	1,153		3	1,138		3	1,305		3	0,288		3	2,436		3	1,596		3	1,58		3	1,477
	4	1,157		4	1,274		4	1,368		4	0,494		4	2,491		4	1,542		4	1,5		4	1,426
	5	1,194	A1	5	1,216	A1	5	1,378	A1	5	0,508	A1	5	2,411	A1	5	1,472	A1	5	1,463	A1	5	1,443
	6	1,2		6	1,562		6	1,445		6	0,528		6	2,349		6	1,438		6	1,507		6	1,417
	7	1,246		7	2,058		7	1,474		7	0,533		7	2,298		7	1,438		7	1,421		7	1,421
	8	1,153		8	2,072		8	1,499		8	0,531		8	2,458		8	1,488		8	1,382		8	1,417
	9	1,249		9	2,198		9	1,515		9	0,555		9	2,241		9	1,408		9	1,405		9	1,399
	10	1,254		10	2,099		10	1,464		10	1,042		10	2,364		10	1,371		10	1,346		10	1,316
A2	1	0,251		1	0,196		1	0,107		1	0,187		1	0,128		1	0,212		1	0,36		1	0,253
	2	1,076		2	1,161		2	0,307		2	1,005		2	0,342		2	1,013		2	2,193		2	0,594
	3	1,137		3	2,045		3	0,467		3	1,279		3	0,441		3	1,207		3	2,016		3	0,592
	4	1,058		4	2,215		4	0,514		4	1,294		4	0,396		4	1,105		4	1,597		4	1,236
	5	1,073	A2	5	2,367	A2	5	0,571	A2	5	1,352	A2	5	0,321	A2	5	1,133	A2	5	2,051	A2	5	1,254
	6	1,056		6	2,361		6	1,022		6	1,361		6	0,361		6	1,107		6	2,025		6	1,278
	7	1,073		7	2,434		7	0,595		7	1,341		7	0,318		7	1,15		7	2,113		7	1,288
	8	1,056		8	2,403		8	1,049		8	1,332		8	0,33		8	1,119		8	2,26		8	1,285
	9	1,148		9	2,357		9	1,076		9	1,415		9	0,31		9	1,128		9	2,277		9	1,315
	10	1,125		10	2,444		10	1,028		10	1,456		10	0,311		10	1,084		10	2,273		10	1,358
A3	1	0,203		1	0,026		1	0,174		1	0,105		1	0,178		1	0,117		1	0,21		1	0,233
	2	0,589		2	0,27		2	0,507		2	0,307		2	0,503		2	0,412		2	1,063		2	2,184
	3	0,561		3	0,505		3	1,122		3	0,427		3	1,123		3	0,429		3	1,377		3	2,288
	4	0,5		4	0,566		4	1,229		4	0,512		4	1,073		4	0,398		4	1,365		4	2,582
	5	0,536	A3	5	1,002	A3	5	1,261	A3	5	0,574	A3	5	1,099	A3	5	0,354	A3	5	1,416	A3	5	2,39
	6	0,485		6	1,048		6	1,276		6	0,585		6	1,082		6	0,408		6	1,361		6	2,51
	7	0,525		7	1,189		7	1,269		7	0,514		7	1,034		7	0,382		7	1,323		7	2,597
	8	0,497		8	1,079		8	1,255		8	0,579		8	1,031		8	0,383		8	1,364		8	2,379
	9	0,499		9	1,167		9	1,271		9	1,042		9	1,049		9	0,346		9	1,339		9	2,421
	10	0,516		10	1,149		10	1,258		10	1,031		10	0,566		10	0,351		10	1,449		10	2,509

Anexo 6: Leituras de condutividade hidráulica tomados em 2021 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (final)

Trat.	An			Sf			Cr			Sp			Sf			Sp			An			Cr		
Amostra	P9			P10			P11			P12			P13			P14			P15			P16		
rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	
A1	1	0,34		1	0,123		1	0,209		1	0,17		1	0,539		1	0,116		1	0,302		1	0,264	
	2	2,381		2	0,481		2	0,514		2	1,158		2	3,029		2	0,36		2	2,054		2	1,136	
	3	2,056		3	1,066		3	1,079		3	1,416		3	3,246		3	0,586		3	3,183		3	1,373	
	4	2,162		4	0,595		4	1,299		4	1,523		4	2,539		4	1,107		4	3,293		4	1,31	
	5	2,119		5	1,098		5	1,423		5	1,592		5	2,269		5	1,142		5	3,369		5	1,33	
	6	2,012	A1	6	1,1	A1	6	1,429	A1	6	2,076	A1	6	2,268	A1	6	1,267	A1	6	3,542	A1	6	1,219	
	7	2,219		7	1,129		7	1,535		7	2,136		7	2,236		7	1,302		7	3,351		7	1,298	
	8	2,231		8	1,209		8	2,088		8	2,15		8	2,197		8	1,346		8	3,111		8	1,299	
	9	2,236		9	1,146		9	2,001		9	2,143		9	2,167		9	1,274		9	3,412		9	1,306	
	10	2,242		10	1,182		10	2,177		10	2,144		10	2,274		10	1,383		10	3,193		10	1,221	
A2	1	0,271		1	0,136		1	0,244		1	0,219		1	0,153		1	0,223		1	0,166		1	0,367	
	2	1,33		2	0,473		2	1,081		2	1,09		2	0,344		2	1,059		2	0,36		2	2,141	
	3	1,558		3	0,576		3	1,209		3	1,275		3	0,525		3	1,136		3	1,082		3	2,196	
	4	2,163		4	1,122		4	1,205		4	1,283		4	1,049		4	1,163		4	1,201		4	2,191	
	5	2,073	A2	5	0,332	A2	5	1,149	A2	5	1,309	A2	5	0,58	A2	5	1,146	A2	5	1,404	A2	5	2,168	
	6	2,133		6	1,078		6	1,189		6	1,251		6	1		6	1,223		6	1,497		6	2,202	
	7	2,168		7	1,114		7	1,092		7	1,301		7	1,02		7	1,105		7	1,562		7	2,145	
	8	2,219		8	1,146		8	1,139		8	1,298		8	0,581		8	1,092		8	2,004		8	2,132	
	9	2,402		9	1,124		9	1,143		9	1,279		9	0,542		9	1,113		9	2,227		9	2,209	
	10	2,536		10	1,034		10	1,114		10	1,358		10	0,545		10	1,066		10	2,013		10	2,148	
A3	1	0,237		1	0,145		1	0,277		1	0,178		1	0,156		1	0,099		1	0,104		1	0,242	
	2	1,079		2	0,505		2	1,366		2	1,061		2	1,345		2	0,499		2	0,145		2	1,166	
	3	1,547		3	1,154		3	1,377		3	1,53		3	1,568		3	1,114		3	0,578		3	1,437	
	4	2,156		4	1,053		4	1,35		4	2,015		4	2,039		4	1,122		4	1,169		4	1,505	
	5	2,138	A3	5	1,076	A3	5	1,287	A3	5	2,149	A3	5	2,03	A3	5	1,158	A3	5	1,284	A3	5	1,493	
	6	2,22		6	1,149		6	1,248		6	2,167		6	2,031		6	1,229		6	1,355		6	1,468	
	7	2,119		7	1,171		7	1,292		7	2,218		7	2,024		7	1,226		7	1,447		7	1,554	
	8	2,145		8	1,032		8	1,229		8	2,252		8	2,063		8	1,24		8	1,492		8	2,03	
	9	2,273		9	1,086		9	1,201		9	2,276		9	2		9	1,322		9	1,521		9	1,502	
	10	2,229		10	1,159		10	1,226		10	2,178		10	1,572		10	1,368		10	1,481		10	2,017	

Anexo 6: Leituras de condutividade hidráulica tomados em 2022 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP

(início)

Trat.	Cr	Sf			An			Sp			Sp			Cr			An			Sf			
Amostra	P1	P2			P3			P4			P5			P6			P7			P8			
rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)
A1	1	1,37		1	0,08		1	1,2		1	0,45		1	1,09		1	4,38		1	3,05		1	0,22
	2	2,08		2	0,22		2	2,2		2	0,47		2	2,43		2	5,47		2	4,23		2	0,3
	3	2,59		3	0,28		3	2,35		3	0,48		3	3,09		3	5,11		3	4,14		3	0,37
	4	2,51		4	0,34		4	2,54		4	0,58		4	3,41		4	5,26		4	4,04		4	0,48
	5	3,06	A1	5	0,34	A1	5	3,09	A1	5	1,07	A1	5	3,07	A1	5	5,11	A1	5	3,46	A1	5	0,45
	6	3,31		6	0,34		6	3,42		6	1,11		6	3,31		6	5,11		6	3,3		6	0,5
	7	3,01		7	0,35		7	3,4		7	1,21		7	3,38		7	5,55		7	3,49		7	0,48
	8	2,49		8	0,37		8	3,48		8	1,18		8	3,37		8	5,41		8	3,24		8	0,58
	9	3,07		9	0,38		9	4		9	1,24		9	3,51		9	5,32		9	3,3		9	0,55
	10	3,04		10	0,37		10	3,45		10	1,2		10	3,49		10	5,41		10	3,17		10	0,56
A2	1	2,21		1	0,17		1	2,01		1	0,39		1	3,57		1	3,02		1	2		1	1
	2	3,28		2	1,06		2	5,21		2	1,47		2	4,01		2	2,32		2	3,4		2	1,39
	3	3,19		3	1,08		3	5,23		3	2,27		3	3,32		3	2,45		3	4,41		3	1,52
	4	3,17		4	1,08		4	5,36		4	2,19		4	3,43		4	2,24		4	4,22		4	1,49
	5	3,14	A2	5	1,1	A2	5	5,14	A2	5	2,26	A2	5	3,25	A2	5	2,17	A2	5	4,13	A2	5	1,4
	6	3,12		6	1,1		6	4,49		6	1,58		6	3,05		6	2,15		6	3,44		6	1,32
	7	3,05		7	1,05		7	4,28		7	2,16		7	3,03		7	2,01		7	3,44		7	1,35
	8	3,12		8	1,04		8	4,22		8	2,07		8	2,57		8	2,03		8	3,37		8	1,41
	9	3,09		9	1,06		9	4,28		9	2,1		9	2,43		9	2,04		9	3,37		9	1,28
	10	3,13		10	1,07		10	4,23		10	2,26		10	2,52		10	1,57		10	3,3		10	1,34
A3	1	3,05		1	0,09		1	1,53		1	0,14		1	3,03		1	2,12		1	2,01		1	1,11
	2	5,16		2	0,27		2	5,05		2	0,39		2	5,26		2	4,1		2	3,06		2	2,15
	3	5,32		3	0,34		3	4,47		3	0,34		3	5,16		3	3,07		3	3,18		3	2,12
	4	5,07		4	0,38		4	4,43		4	0,37		4	4,55		4	3,04		4	3,07		4	2,31
	5	5,03	A3	5	0,39	A3	5	4,43	A3	5	0,43	A3	5	4,25	A3	5	2,58	A3	5	2,39	A3	5	2,01
	6	5,04		6	0,42		6	4,47		6	0,48		6	4,27		6	2,45		6	2,27		6	2,06
	7	4,17		7	0,43		7	4,53		7	0,51		7	3,56		7	2,45		7	2,23		7	2,02
	8	3,38		8	0,41		8	4,49		8	0,47		8	4,02		8	2,29		8	2,16		8	1,54
	9	3,55		9	0,46		9	4,37		9	0,51		9	3,48		9	2,33		9	2,27		9	1,53
	10	4,02		10	0,43		10	4,49		10	0,51		10	3,53		10	2,36		10	2,31		10	1,55



Anexo 6: Leituras de condutividade hidráulica tomados em 2022 nos solos da área experimental, EExSS, São Simão, SP (final)

Trat.	An	Sf			Cr			Sp			Sf			Sp			An			Cr			
Amostra	P9	P10			P11			P12			P13			P14			P15			P16			
rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)	rep.	leitura	tempo (min)
A1	1	0,35		1	0,21		1	1,25		1	1,13		1	2,06		1	2,42		1	3,09		1	1,08
	2	1,45		2	2,01		2	3		2	2,25		2	2,46		2	3,56		2	4,5		2	1,15
	3	2,23		3	3,14		3	2,4		3	2,27		3	2,35		3	4,46		3	4,15		3	3,09
	4	2,51		4	3,11		4	2,11		4	2,35		4	2,29		4	4,31		4	4,03		4	3,14
	5	3,15	A1	5	2,36	A1	5	1,52	A1	5	2,33	A1	5	2,31	A1	5	4,05	A1	5	3,42	A1	5	3,18
	6	3,23		6	2,28		6	1,42		6	2,22		6	2,58		6	3,38		6	3,41		6	3,04
	7	3,27		7	2,38		7	1,51		7	2,27		7	2,24		7	3,45		7	3,28		7	3,08
	8	3,3		8	2,51		8	1,44		8	2,16		8	2,39		8	3,52		8	3,34		8	2,57
	9	3,19		9	2,53		9	1,47		9	2,16		9	2,12		9	3,27		9	3,34		9	2,46
	10	3,12		10	2,42		10	1,38		10	2,14		10	2,12		10	3,4		10	3,22		10	2,42
A2	1	0,43		1	0,22		1	4,38		1	1,06		1	0,46		1	1,38		1	3,04		1	2,32
	2	2,58		2	1,33		2	3,59		2	3,2		2	2,25		2	3,18		2	4,18		2	3,01
	3	4,02		3	2,13		3	3,06		3	3,05		3	2,32		3	3,08		3	3,48		3	2,04
	4	4,14		4	2,33		4	2,29		4	3,07		4	2,53		4	2,57		4	3,58		4	1,44
	5	4,49	A2	5	2,06	A2	5	2,23	A2	5	2,56	A2	5	3,1	A2	5	2,55	A2	5	3,55	A2	5	1,47
	6	5,01		6	2,39		6	2,13		6	2,43		6	3,11		6	2,42		6	3,42		6	1,43
	7	4,14		7	2,13		7	2		7	2,4		7	3,04		7	2,51		7	3,55		7	1,23
	8	4,01		8	2,36		8	2,02		8	2,28		8	3,08		8	2,41		8	3,49		8	1,27
	9	3,58		9	2,25		9	1,56		9	2,21		9	3,29		9	2,42		9	3,45		9	1,35
	10	3,52		10	2,37		10	1,51		10	2,11		10	3,31		10	2,39		10	4,04		10	1,13
A3	1	0,41		1	0,21		1	1,1		1	0,23		1	0,22		1	2,23		1	4,2		1	3,03
	2	2,16		2	1,31		2	2,34		2	0,47		2	1,31		2	3,04		2	5,21		2	5
	3	2,48		3	1,57		3	3,33		3	1,03		3	2,29		3	2,56		3	5		3	4,21
	4	3,12		4	1,54		4	3,06		4	1,09		4	2,56		4	3,01		4	4,38		4	3,51
	5	3,07	A3	5	2	A3	5	3,19	A3	5	1,1	A3	5	3,01	A3	5	2,44	A3	5	3,49	A3	5	3,47
	6	3,06		6	1,39		6	3,18		6	1,12		6	3,02		6	2,35		6	3,36		6	3,34
	7	3,03		7	1,49		7	2,58		7	1,07		7	2,54		7	3,01		7	3,21		7	3,17
	8	2,52		8	1,44		8	3,04		8	1,06		8	2,42		8	3,02		8	3,04		8	2,57
	9	3,11		9	1,41		9	3,15		9	1,12		9	2,31		9	2,56		9	3,16		9	2,58
	10	2,53		10	1,36		10	3,09		10	1,09		10	2,37		10	2,54		10	3,13		10	3,06



Anexo 7: Notas fiscais dos insumos e serviços utilizados/executados no experimento, EExSS, São Simão, SP (início)

IDENTIFICAÇÃO DO EMITENTE		DANFE		CHAVE DE ACESSO								
COMERCIO E REPRESENTACAO MANELLI LTDA - COREMA AV. GETULIO VARGAS, 2425 - RECREIO SAO JUDAS TADEU 13571-271 SAO CARLOS - SP 16 3368-1316		DOCUMENTO AUXILIAR DA NOTA FISCAL ELETRÔNICA 0-ENTRADA 1-SAÍDA 1 16.797 SÉRIE 1 FOLHA 1/1		3521 0152 0547 3100 0113 5500 1000 0167 9711 1505 9120 Consulta de autenticidade no portal nacional da NF-e www.nfe.fazenda.gov.br/portal ou no site da Sefaz Autorizadora								
NATUREZA DA OPERAÇÃO VENDA DE MERCADORIA		PROTOCOLO DE AUTORIZAÇÃO DE USO 135210059494769 18/01/2021 14:15:42										
INSCRIÇÃO ESTADUAL 637.046.161.114	INSCRIÇÃO ESTADUAL DO SUBST TRIBUT	CNPJ 52.054.731/0001-13										
DESTINATÁRIO		CNPJ	DATA DA EMISSÃO									
NOME / RAZÃO SOCIAL FUND.DE AMPARO A PESQUISA DO EST.DE SAO PAULO		43.828.151/0002-26	18/01/2021									
ENDEREÇO RUA PIO XI, 1500		BAIRRO / DISTRITO ALTO DA LAPA	CEP 05468-901	DATA DA SAÍDA 18/01/2021								
MUNICÍPIO SAO PAULO	UF SP	FONE / FAX	INSCRIÇÃO ESTADUAL	HORA DA SAÍDA 14:15:37								
FATURA / DUPLICATA 16797/001 18/01/2021 287,00												
CALCULO DO IMPOSTO												
BASE CALC ICMS 0,00	VALOR ICMS 0,00	BASE CALC ICMS ST 0,00	VALOR ICMS ST 0,00	TOTAL DOS PRODUTOS 287,00								
VALOR FRETE 0,00	VALOR SEGURO 0,00	VALOR DESCONTO 0,00	OUTRAS DESP 0,00	VALOR IPI 0,00	TOTAL DA NOTA 287,00							
TRANSPORTADOR / VOLUMES TRANSPORTADOS												
NOME / RAZÃO SOCIAL		FRETE POR CONTA 9-Sem Transp.	CODIGO ANTT	PLACA DO VEIC	UF	CNPJ						
ENDEREÇO		MUNICIPIO		UF	INSCRIÇÃO ESTADUAL							
QUANTIDADE	ESPECIE	MARCA	NUMERAÇÃO	PESO BRUTO	PESO LIQUIDO							
DADOS DOS PRODUTOS / SERVIÇOS												
CODIGO PRODUTO	DESCRIÇÃO DO PRODUTO / SERVIÇO	NCM/SH	CST	CFOP	UNID	QUANT	VALOR UNIT	VALOR TOTAL	B/C CALC ICMS	VALOR ICMS	ALIQ ICMS	V APROX TRIBUTOS
000968	ADUBO FERTIL 08.28.16 ZN 50 KG	31052000	060	5405	SC	1	120,00	120,00	0,00	0,00		38,51
000545	CORRETIVO DE ACIDEZ CALCARIO AGRIC 40KG	25181000	060	5405	SC	1	12,00	12,00	0,00	0,00		3,85
005727	TERRA VEGETAL 20 KG MOURA ISENTO CF ART 41 ANEXO I RICMS/SP	25171000	040	5102	SC	11	10,00	110,00	0,00	0,00		28,96
005977	GRAMPO POL P/CERCA 9X1	73170020	060	5405	UN	3	15,00	45,00	0,00	0,00		13,82
DADOS ADICIONAIS							RESERVA					
INFORMAÇÕES COMPLEMENTARES [AGRICULTOR DEVOLVA AS EMBALAGENS DE DEFENSIVOS DEVIDAMENTE LAVADAS, NOS POSTOS AUTORIZADOS. POSTO DE RECEBIMENTO A RUA GERVASIO BRITO FRANCISCO 791 JD ALTO DOS PINHEIROS ARARAQUARA SP] [DESCONTO DE ICMS NO VALOR DE 2870 CONFORME ARTIGO 55 DO ANEXO I ISENÇÕES DO REGULAMENTO DO ICMS/SP NUMERO DO PROCESSO FAPESP2019192934 LOCAL DE ENTREGA DO BEM E ENDEREÇO DE COBRANÇA INSTITUTO DE BIOCENCIAS USP RUADOMATAOTRAVESSA14N321CIDADE UNIVERSITARIASaOPAULO SP DOC904561 PESQUISADORRESPONSAVELVANIAREGINAPIVELLO CPF05341992830]							52.054.731/0001-13 COMERCIO E REPRESENTACAO MANELLI LTDA AV. GETULIO VARGAS, 2425 [RECR. SAO JUDAS TADEU - CEP 13570-900] SAO CARLOS SP					
LookSystem Tecnologia em Sistemas Ltda - www.looksystem.com.br RECEBEMOS DE COMERCIO E REPRESENTACAO MANELLI LTDA OS PRODUTOS E/OU SERVIÇOS CONSTANTES DA NOTA FISCAL ELETRÔNICA Nº 16.797. EMISSÃO 18/01/2021 VALOR TOTAL 287,00 DESTINATARIO FUND DE AMPARO A PESQUISA DO EST DE SAO PAULO - RUA PIO XI, 1500, ALTO DA LAPA, 05468-901-SAO PAULO-SP							NF-e 16.797 SÉRIE 1					
DATA DO RECEBIMENTO		IDENTIFICAÇÃO E ASSINATURA DO RECEBEDOR										

Anexo 7: Notas fiscais dos insumos e serviços utilizados/executados no experimento, EExSS, São Simão, SP (continuação)

 <p>PREFEITURA MUNICIPAL DE VARGEM GRANDE DO SUL SECRETARIA MUNICIPAL DE FINANÇAS DEPARTAMENTO FISCAL E TRIBUTÁRIO COORDENADORIA FISCAL E TRIBUTÁRIA NOTA FISCAL DE SERVIÇOS ELETRÔNICA - NFS-E</p>		Número da Nota Fiscal 11			
		Série: E			
		Data Emissão: 26/01/2021			
		Certificação: F93C8-0621F			
DADOS DO PRESTADOR					
Nome/Razão Social: MAMEDE MOREIRA BORGES DA COSTA - ME Nome Fantasia: EMPREITEIRA MILAN CNPJ/CPF: 30.040.069/0001-00 Insc. Municipal: 70639317 Insc. Estadual: 711056649113 Endereço: RUA PETROPOLIS Nº: 619 Bairro: VILA SANTANA Compl.: SALA B Município: VARGEM GRANDE DO SUL UF: SP CEP: 13880-000 E-mail: t-control@uol.com.br Telefone: 1936413376					
DADOS DO TOMADOR					
Nome/Razão Social: VANIA REGINA PIVELLO CNPJ/CPF: 053.419.928-30 Insc. Municipal: Insc. Estadual: Endereço: INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - USP - RUA DO MATÃO TRAVESSA Nº: 14 Bairro: BUTANTÁ Compl.: Município: SÃO PAULO UF: SP CEP: 05508-090 E-mail: Telefone:					
DISCRIMINAÇÃO DO SERVIÇO					
PLANTIO DE 1.632 MUDAS DE ESPÉCIES DE CERRADO EM ÁREA EXPERIMENTAL NA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE SÃO SIMÃO - EEXSS, SÃO SIMÃO, SP EM JANEIRO DE 2021. NÚMERO DO PROCESSO FAPESP: 2019/19293-4 DATA DE VENCIMENTO DO BOLETO PARA O DIA: 29/01/2021 - FORMA DE PAGAMENTO À VISTA DADOS BANCARIOS: AGENCIA: 4376 - CONTA CORRENTE: 59589-6 - BANCO SICOOB					
Item	Tributável	Qtde.	Vi. Unitário R\$	Total R\$	
PLANTIO DE 1.632 MUDAS DE ESPÉCIES DE CERRADO EM ÁREA EXPERIMENTAL NA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE SÃO SI	Sim	1632,00	2,0000	3.264,00	
Valor Tributável: R\$ 3.264,00 Valor não Tributável: R\$ 0,00		VALOR BRUTO DA NOTA		R\$ 3.264,00	
Valor Total das Deduções: R\$ 0,00	Desconto Incondicionado: R\$ 0,00	Desconto Condicionado: R\$ 0,00	Base de Cálculo: R\$ 3.264,00	Alíquota: 2,0100%	Valor do ISS: R\$ 65,61
PIS: 0,000% R\$ 0,00	COFINS: 0,000% R\$ 0,00	INSS: 0,000% R\$ 0,00	IR: 0,000% R\$ 0,00	CSLL: 0,000% R\$ 0,00	Outras Retenções: R\$ 0,00
Valor Aproximado de Impostos: Federais R\$ 0,00 Estaduais R\$ 0,00 Municipais R\$ 0,00			VALOR LÍQUIDO DA NOTA		R\$ 3.264,00
ENQUADRAMENTO DO SERVIÇO					
7.11 - Decoração e jardinagem, inclusive corte e poda de árvores.					
OUTRAS INFORMAÇÕES					
Mês de Competência: 01/2021	Local do Recolhimento: SÃO PAULO/SP	Data Geração: 26/01/2021 09:49:05			
Recolhimento: Sem Retenção	Tributação: Microempresário e Empresa de Pequeno Porte (ME EPP)				
CNAE: 8130300	Empresa Optante do Simples Nacional - Anexo: III				
Observações:					
Impresso em: 28/01/2021 às 14:24:15					
Recebi(emos) de: MAMEDE MOREIRA BORGES DA COSTA - ME Os serviços constantes nesta Nota Fiscal de Serviços Eletrônica. _____ Data Assinatura do Recebedor			NOTA FISCAL DE SERVIÇOS ELETRÔNICA Número: 11 Certificação F93C8-0621F		

Anexo 7: Notas fiscais dos insumos e serviços utilizados/executados no experimento, EExSS, São Simão, SP (final)

	PREFEITURA MUNICIPAL DE VARGEM GRANDE DO SUL SECRETARIA MUNICIPAL DE FINANÇAS DEPARTAMENTO FISCAL E TRIBUTÁRIO COORDENADORIA FISCAL E TRIBUTÁRIA NOTA FISCAL DE SERVIÇOS ELETRÔNICA - NFS-E				Número da Nota Fiscal 20	
	Série: E					
	Data Emissão: 24/03/2021					
	Certificação: 1DF03-1451F					
DADOS DO PRESTADOR						
Nome/Razão Social: MAMEDE MOREIRA BORGES DA COSTA - ME Nome Fantasia: EMPREITEIRA MILAN CNPJ/CPF: 30.040.069/0001-00 Insc. Municipal: 70639317 Insc. Estadual: 711056649113 Endereço: RUA PETROPOLIS Nº: 619 Bairro: VILA SANTANA Compl.: SALA B Município: VARGEM GRANDE DO SUL UF: SP CEP: 13880-000 E-mail: t-control@uol.com.br Telefone: 1936413376						
DADOS DO TOMADOR						
Nome/Razão Social: VANIA REGINA PIVELLO CNPJ/CPF: 053.419.928-30 Insc. Municipal: Insc. Estadual: SP Endereço: INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS - USP - RUA DO MATÃO TRAVESSA Nº: 14 Bairro: BUTANTÁ Compl.: Município: SÃO PAULO UF: SP CEP: 05508-090 E-mail: vrpivel@usp.br Telefone:						
DISCRIMINAÇÃO DO SERVIÇO						
MANUTENÇÃO DE 1.632 MUDAS DE ESPÉCIES DE CERRADO EM ÁREA EXPERIMENTAL NA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE SÃOSIMÃO - EEXSS, SÃO SIMÃO, SP EM MARÇO DE 2021						
Item	Tributável	Qtde.	Vi. Unitário R\$	Total R\$		
MANUTENÇÃO DE 1.632 MUDAS DE ESPÉCIES DE CERRADO	Sim	1,00	770,0000	770,00		
Valor Tributável: R\$ 770,00		Valor não Tributável: R\$ 0,00		VALOR BRUTO DA NOTA R\$ 770,00		
Valor Total das Deduções: R\$ 0,00	Desconto Incondicionado: R\$ 0,00	Desconto Condicionado: R\$ 0,00	Base de Cálculo: R\$ 770,00	Alíquota: 2,0100%	Valor do ISS: R\$ 15,48	
PIS: 0,000% R\$ 0,00	COFINS: 0,000% R\$ 0,00	INSS: 0,000% R\$ 0,00	IR: 0,000% R\$ 0,00	CSLL: 0,000% R\$ 0,00	Outras Retenções: R\$ 0,00	
Valor Aproximado de Impostos: Federais R\$ 0,00 Estaduais R\$ 0,00 Municipais R\$ 0,00			VALOR LÍQUIDO DA NOTA		R\$ 770,00	
ENQUADRAMENTO DO SERVIÇO						
7.11 - Decoração e jardinagem, inclusive corte e poda de árvores.						
OUTRAS INFORMAÇÕES						
Mês de Competência: 03/2021		Local do Recolhimento: VARGEM GRANDE DO SUL/SP		Data Geração: 24/03/2021 13:24:52		
Recolhimento: Sem Retenção		Tributação: Microempresário e Empresa de Pequeno Porte (ME EPP)				
CNAE: 8130300		Empresa Optante do Simples Nacional - Anexo: III				
Observações: NÚMERO DO PROCESSO FAPESP: 2019/19293-4						
FORMA DE PAGAMENTO: À VISTA						
DATA DE VENCIMENTO: 30/03/2021						
Impresso em: 24/03/2021 às 13:25:10			O conteúdo deste documento fiscal é de inteira responsabilidade do emissor.			
Recebi(emos) de: MAMEDE MOREIRA BORGES DA COSTA - ME Os serviços constantes nesta Nota Fiscal de Serviços Eletrônica. _____/_____/_____ Data Assinatura do Recebedor				NOTA FISCAL DE SERVIÇOS ELETRÔNICA Número: 20 Certificação 1DF03-1451F		

Anexo 8: Nome da espécie, forma de crescimento, origem e abundância de plântulas emergidas no banco de sementes do solo amostrado semestralmente em quatro períodos de tempo sob três tratamentos de restauração e parcelas controle em uma área de cerrado *sensu stricto*, EExSS, São Simão, SP. Origem da espécie e abreviatura de status: nat. - nativo, automático. – autóctone, introdução. – espécie reintroduzida, rud. - ruderal, exótico. - exótico, inv. - invasivo. (início)

Taxa	Habit	Origin	Sampling Periods																
			T1				T2				T3				T4				
			Treatments				Treatments				Treatments				Treatments				
Cr	An	Sp	Sf	Cr	An	Sp	Sf	Cr	An	Sp	Sf	Cr	An	Sp	Sf				
APOCYNACEAE																			
<i>Odontadenia lutea</i> (Vell.) Markgr.	Liana	nat./auto.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
ASTERACEAE																			
<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Forb	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	1	
<i>Baccharis linearifolia</i> (Lam.) Pers.	Shrub	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	
BIXACEAE																			
<i>Cochlospermum regium</i> (Mart. ex Schrank) Pilg.	Shrub	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
BROMELIACEAE																			
<i>Bromelia balansae</i> Mez	Herb	nat./auto.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CYPERACEAE																			
<i>Bulbostylis hirtella</i> (Schrad.) Urb.	Herb	nat./auto.	4	19	8	5	4	172	88	30	74	332	1271	412	55	222	683	143	
<i>Cyperus aggregatus</i> (Willd.) Endl.	Herb	nat./rud.	3	11	15	9	19	30	6	9	1	0	23	9	5	3	1	2	
<i>Cyperus flavescens</i> L.	Herb	nat./rud.	4	10	0	2	2	11	12	5	12	1	5	18	0	2	0	10	

Anexo 8: Nome da espécie, forma de crescimento, origem e abundância de plântulas emergidas no banco de sementes do solo amostrado semestralmente em quatro períodos de tempo sob três tratamentos de restauração e parcelas controle em uma área de cerrado *sensu stricto*, EExSS, São Simão, SP. Origem da espécie e abreviatura de status: nat. - nativo, automático. – autóctone, introdução. – espécie reintroduzida, rud. - ruderal, exótico. - exótico, inv. - invasivo. (continuação)

Taxa	Habit	Origin	Sampling Periods															
			T1				T2				T3				T4			
			Treatments				Treatments				Treatments				Treatments			
Cr	An	Sp	Sf	Cr	An	Sp	Sf	Cr	An	Sp	Sf	Cr	An	Sp	Sf			
FABACEAE																		
<i>Chamaecrista debilis</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	Shrub	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	
LAMIACEAE																		
<i>Medusantha mollissima</i> (Benth.) Harley & J.F.B.Pastore	Shrub	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	5	
LYTHRACEAE																		
<i>Diplusodon virgatus</i> Pohl	Shrub	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	
MOLLUGINACEAE																		
<i>Mollugo verticillata</i> L.	Herb	nat./rud.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	43	4	
PHYLLANTHACEAE																		
<i>Phyllanthus orbiculatus</i> Rich.	Herb	nat./auto.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	0	0	
POACEAE																		
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	Herb	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	21	
<i>Aristida circinalis</i> Lindm.	Herb	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	
<i>Aristida riparia</i> Trin.	Herb	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	3	
<i>Aristida setifolia</i> Kunth	Herb	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1	

Anexo 8: Nome da espécie, forma de crescimento, origem e abundância de plântulas emergidas no banco de sementes do solo amostrado semestralmente em quatro períodos de tempo sob três tratamentos de restauração e parcelas controle em uma área de cerrado *sensu stricto*, EExSS, São Simão, SP. Origem da espécie e abreviatura de status: nat. - nativo, automático. – autóctone, introdução. – espécie reintroduzida, rud. - ruderal, exótico. - exótico, inv. - invasivo. (final)

Taxa	Habit	Origin	Sampling Periods															
			T1				T2				T3				T4			
			Treatments				Treatments				Treatments				Treatments			
Cr	An	Sp	Sf	Cr	An	Sp	Sf	Cr	An	Sp	Sf	Cr	An	Sp	Sf			
<i>Cinnagrostis viridiflavescens</i> (Poir.) P.M. Peterson, Soreng, Romasch. & Barberá	Herb	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	47	
<i>Eustachys distichophylla</i> (Lag.) Nees	Herb	nat./intro.	0	0	0	0	5	0	1	13	0	1	0	2	2	0	2	23
<i>Gymnopogon foliosus</i> (Willd.) Nees	Herb	nat./auto.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	0	
<i>Schizachyrium microstachyum</i> (Desv. ex Ham.) Roseng., B.R.Arrill. & Izag.	Herb	nat./intro.	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	3	2	1	30	379
<i>Urochloa</i> spp.	Herb	exot./inv.	12	5	4	8	7	9	7	9	2	0	0	0	0	0	1	0
PORTULACACEAE																		
<i>Portulaca mucronata</i> Link	Forb	nat./auto.	0	3	0	0	0	0	10	2	0	0	36	44	0	0	3	10
RUBIACEAE																		
<i>Borreria poaya</i> (A.St.-Hil.) DC.	Subshrub	nat./rud.	0	0	0	0	0	1	0	1	5	4	53	5	9	0	3	0
SOLANACEAE																		
<i>Schwenckia americana</i> Rooyen ex L.	Forb	nat./rud.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0