

Inoculação de microrganismos e adição de resíduos para recuperação de área degradada no Cerrado, efeitos após seis anos de intervenção

Inoculation of microorganisms and addition of residues to recover a degraded area in the Cerrado, effects after six years' intervention

Inoculación de microorganismos y adición de residuos para recuperación de área degradada en el Cerrado, efectos tras seis años de intervención

Recebido: 20/11/2020 | Revisado: 22/11/2020 | Aceito: 26/11/2020 | Publicado: 01/12/2020

Na iara Scarabeli Zancanari

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3005-4128>

Universidade Estadual Paulista, Brasil

E-mail: naiara.zancanari@unesp.br

Philippe Solano Toledo Silva

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1892-3204>

Universidade Estadual Paulista, Brasil

E-mail: phitoledo@gmail.com

Kátia Luciene Maltoni

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6619-4504>

Universidade Estadual Paulista, Brasil

E-mail: katia.maltoni@unesp.br

Ana Maria Rodrigues Cassiolato

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-2021-2647>

Universidade Estadual Paulista, Brasil

E-mail: ana.cassiolato@unesp.br

Resumo

Áreas degradadas decorrem da ação antrópica, como as adjacentes às usinas hidrelétricas (UHE), onde o solo é removido para uso na construção da barragem. Sem a camada fértil, o subsolo exposto não contribui à regeneração natural. Em decorrência da intensa degradação, novas tecnologias são requeridas para seu recobrimento vegetal e recuperação de suas funções ecossistêmicas. Nesta busca, procedeu-se a inoculação (solo-inóculo) de microrganismo e a adição de resíduos. Transcorridos seis anos, este estudo teve por objetivos avaliar os atributos

químicos e microbiológicos do solo, bem como o crescimento espontâneo de gramíneas nativas, neste trabalho consideradas indicadoras. O trabalho foi realizado numa área degradada para a construção da UHE, em Selvíria-MS, na fazenda da UNESP-Faculdade de Engenharia, Campus de Ilha Solteira, cuja vegetação original era o Cerrado. O delineamento experimental foi blocos casualizados, em esquema fatorial 2 x 4, ou seja, 4 tratamentos de resíduos nas covas (macrófitas-MC, cinza da queima do bagaço de cana-de açúcar-CZ, MC+CZ e controle sem resíduos) e 2 tratamentos de solo-inóculo (com e sem), com 4 repetições (blocos) e 5 covas por repetição. O solo-inóculo, fonte de microrganismos, incluindo esporos de fungos micorrízicos arbusculares (FMA), foi coletado em Cerrado preservado. Incrementos nos teores de P, K, Ca, SB e V%, com redução para Al e maior esporulação de FMA foram proporcionados pela adição de solo-inóculo, mas não pelos resíduos. Após seis anos da sua implantação constataram-se pequenas alterações, indicando que as contribuições dos resíduos já foram esgotadas, ou que a quantidade aplicada foi insuficiente devido a intensa degradação existente.

Palavras-chave: Aguapé; Cinza do bagaço da cana de açúcar; Micorriza arbuscular; Áreas degradadas; C-biomassa microbiana.

Abstract

Degraded areas are the result of anthropic action, such as those adjacent to hydroelectric plants (HPP), where the soil is removed for use in the construction of the dam. Without the fertile layer, the exposed subsoil does not contribute to natural regeneration. As a result of the intense degradation, new technologies are required for land vegetation cover and the recovery of ecosystem functions. In this pursuit, we proceeded to inoculation (soil-inoculum) of microorganisms and the addition of residues. After six years, this study aimed to evaluate the chemical and microbiological attributes of the soil, as well as the spontaneous growth of native grasses, considered as indicators in this research. The study was performed in an area degraded by the construction of the HPP, in the city of Selvíria – MS, on the farm of UNESP – Ilha Solteira School of Engineering (Brazil), where the original vegetation was the Cerrado. The experimental design was randomized blocks, in a 2 x 4 factorial scheme, that is, 4 residue treatments in pits (macrophytes – MC; sugarcane bagasse ash – SBA; MC + SBA; and control without residues) and two inoculation treatments (with and without soil-inoculum), with 4 replicates (blocks) and 5 pits per replicate. The soil-inoculum, source of microorganisms, including spores of arbuscular mycorrhizal fungi (AMF), was collected in the preserved Cerrado area. Increases in the levels of P, K, Ca, SB, and V%, with a reduction of Al and

greater sporulation of AMF were provided by the addition of soil-inoculum, but not by the residues. After six years of its implementation, small alterations were observed, indicating that the contributions of the residues were quickly exhausted, or that the amount was insufficient for the intense existing degradation.

Keywords: Water hyacinth; Sugarcane bagasse ash; Arbuscular mycorrhiza; Degraded areas; Microbial biomass-C.

Resumen

Las áreas degradadas son consecuencia de la acción antrópica, como, por ejemplo, aquellas adyacentes a las centrales hidroeléctricas (CHE), donde se extrae el suelo para usarlo en la construcción de la presa. Sin la capa fértil, el subsuelo expuesto no contribuye a la regeneración natural. Como resultado de la intensa degradación del suelo, se requieren nuevas tecnologías para el recubrimiento vegetal y para la recuperación de sus funciones ecosistémicas. En esta búsqueda, los procedimientos utilizados fueron la inoculación (suelo-inóculo) de microorganismos y la adición de residuos. Tras seis años, este estudio tuvo como objetivo evaluar los atributos químicos y microbiológicos del suelo, así como el crecimiento espontáneo de gramíneas nativas, consideradas indicadoras en la presente investigación. El trabajo se llevó a cabo en una zona degradada por la construcción de la CHE, en la ciudad de Selvíria – MS, en la finca de UNESP – Facultad de Ingeniería, campus de Ilha Solteira (Brasil), cuya vegetación original era el Cerrado. El diseño experimental fue de bloques al azar, en un esquema factorial 2 x 4, es decir, 4 tratamientos de residuos en los hoyos (macrófitas – MC; cenizas de la quema de bagazo de caña de azúcar – CZ; MC + CZ; y control sin residuos) y 2 tratamientos de suelo-inóculo (con y sin), con 4 repeticiones (bloques) y 5 hoyos por repetición. El suelo-inóculo, fuente de microorganismos, incluyendo esporas de hongos micorrízicos arbusculares (HMA), se recolectó en el Cerrado preservado. Los incrementos en los niveles de P, K, Ca, SB y V%, con reducción de Al y mayor esporulación de HMA fueron proporcionados por la adición de suelo-inóculo, pero no por los residuos. Tras seis años de su implantación, se verificaron pequeñas alteraciones, indicando que las contribuciones de los residuos se agotaron rápidamente, o que la cantidad fue insuficiente para la intensa degradación existente.

Palabras clave: Jacinto de agua; Ceniza de bagazo de caña de azúcar; Micorrizas arbusculares; Áreas degradadas; C-biomasa microbiana.

1. Introdução

As vegetações tropicais vêm sendo destruídas pela ação humana a uma velocidade preocupante, principalmente pelos processos inevitáveis relacionados ao crescimento populacional e econômico (Veldman, 2016; García-Orth & Martínez-Ramos, 2011). A recuperação de áreas degradadas passa a ser considerada prioritária, face aos sérios danos ambientais em ecossistemas naturais (Roni & Beechie, 2013; Guerra et al., 2020).

Entre os estados de São Paulo e Mato Grosso do Sul está localizada a Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira (SP), com construção iniciada na década de 60. Durante o período, parte do perfil do solo de extensas áreas adjacentes às obras de construção foi retirado, em profundidade (dependendo do relevo) e utilizado no enrocamento da ensecadeira para a construção da barragem (CESP, 1988). Estas áreas se caracterizam como um ecossistema degradado, que ainda exhibe o subsolo desnudo, exposto aos processos de erosão acelerada, sobretudo hídrica. Elas mostram baixas taxas de infiltração e armazenamento de água, com baixos teores de matéria orgânica do solo (MOS) (Rodrigues et al., 2007), acarretando em reduzida atividade microbiana. A elevada densidade do subsolo dificulta a penetração de água e raízes, não fornecendo condições adequadas à revegetação natural ou mesmo para introdução de mudas (Rodrigues et al., 2007; An et al., 2013).

Uma alternativa para minimizar as condições presentes nessas áreas fortemente impactadas é a aplicação de resíduos orgânicos que sirvam tanto como fonte de nutrientes como para melhorar os atributos do solo. Ao mesmo tempo, a destinação dos resíduos reduz problemas ambientais decorrente do seu descarte (Thind et al., 2012). Crescendo nos lagos e afluentes dos rios a montante da UHE de Ilha Solteira e em outros lagos e rios da região, as macrófitas aquáticas representam um problema regional. Como se proliferam rapidamente, precisam ser removidas dos lagos para não causar danos às unidades geradoras de energia, exigindo manutenção constante nas usinas hidrelétrica (Mormul et al., 2010) e produzindo um resíduo ambiental que ocupa extensas áreas com sua deposição. Outro resíduo comum, agroindustrial, são as cinzas provenientes da queima do bagaço da cana-de-açúcar nas usinas sucroalcooleiras, comuns na região e no estado de São Paulo.

Ambos os resíduos podem ser utilizados como fonte de macro e micronutrientes às culturas agrícolas (Ferreira et al., 2012) ou possibilitando o desenvolvimento mais efetivo de mudas introduzidas em áreas degradadas (Bonifazi et al., 2017). Em decorrência da adição de resíduos foram constatadas recuperação parcial de atributos químicos, físicos e biológicos do solo, estes últimos responsáveis por processos importantes, como decomposição de MOS e

ciclagem de nutrientes (Brown et al., 2014). Estes, por serem sensíveis às alterações do solo são considerados indicadores de mudanças na qualidade (Muñoz-Rojas, 2018).

A inoculação de microrganismos promotores de crescimento vegetal, ou como agentes de biocontrole ou simbioses (Schoebitz et al., 2013; Fusconi & Mucciarelli, 2018) tem visado favorecer o desenvolvimento das plantas, especialmente as mudas. Dentre eles estão os fungos micorrízicos arbusculares (FMA), simbioses da maioria das plantas conhecidas. Após a colonização radicular, hifas se desenvolvem no solo, absorvendo água e nutrientes que, se necessário, podem ser transferidos ao hospedeiro. Os simbioses auxiliam, ainda, na agregação do solo, fundamental nas áreas mais impactadas (Ji et al., 2019). Esta interface entre plantas e ambiente físico confere maior resistência à estresses bióticos e abióticos, auxiliando no estabelecimento de uma maior diversidade vegetal local (Miccolis et al., 2017).

Diante do exposto, torna-se indispensável a busca por alternativas sustentáveis para recuperação de parte da degradação ambiental. Assim, numa área de subsolo exposto, foram avaliados os atributos químicos e microbiológicos do solo e o crescimento de gramíneas nativas (espontâneas), após 6 anos da adição de resíduos orgânicos e inoculação de microrganismos, como técnica para recuperação do solo degradado, no Cerrado.

2. Metodologia

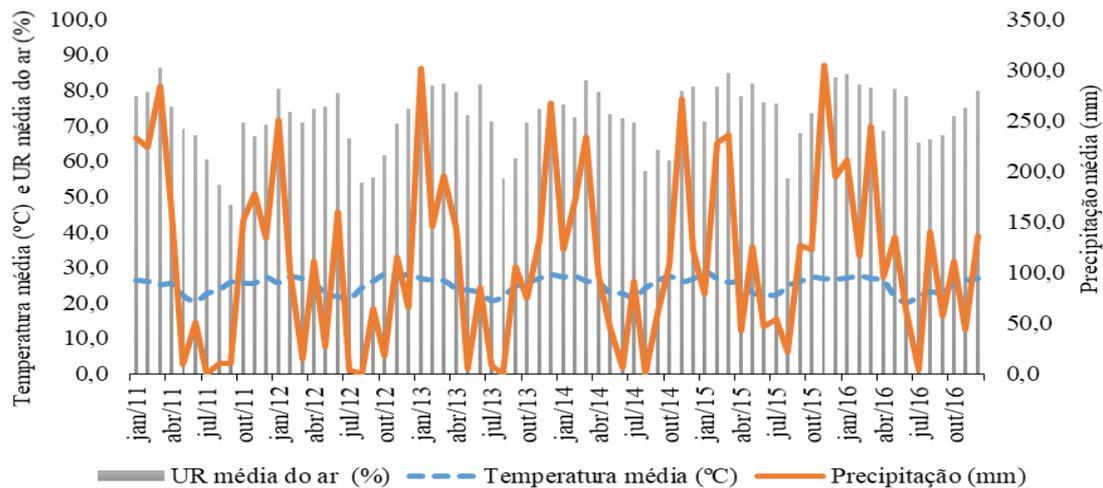
Histórico e caracterização da área antes de implantação do experimento

O experimento foi implantado em outubro de 2010, em área degradada localizada na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão, da Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista-UNESP, Campus de Ilha Solteira, SP, à margem direita do rio Paraná, a jusante da UHE de Ilha Solteira, em Selvíria-MS (20° 22' S e 51° 22' O). A altitude média local é de 335 m, o clima do tipo Aw, a temperatura média anual é de 23,7 °C e a precipitação média anual de 1.300 mm, sem distribuição uniforme. A temperatura, precipitação, e umidade na área, ao longo dos anos experimentais (2011 a 2016) encontram-se na Figura 1.

O solo predominante na região é o Latossolo Vermelho Distrófico, descrito por Demattê (1980) e adequado à classificação descrita por Santos et al. (2018). Originalmente, a área apresentava como cobertura vegetal a fitofisionomia do Cerrado. No final da década de 60, para a construção da UHE de Ilha Solteira, o local foi desmatado e parte da área foi utilizada como “área de empréstimo”, com o solo retirado em cortes que variaram de 8 a 12 m de profundidade, para uso na construção da ensecadeira. Desde a década de 60, o subsolo

exposto permanece sem cobertura vegetal e apresenta acentuado processo erosivo (Rodrigues et al., 2007).

Figura 1. Valores médios de umidade relativa do ar (%), temperatura (°C) e precipitação (mm) ao longo dos anos experimentais (01/2011 a 10/2016).



Fonte: Sistema de monitoramento climático - UNESP Ilha Solteira

Instalação e condução do experimento

O experimento foi conduzido em campo, seguindo o delineamento experimental em blocos casualizados, ocupando cada parcela experimental uma área de 960 m² (40 x 24 m), em esquema fatorial 2 x 4, ou seja, 2 tratamentos com solo-inóculo (com e sem) e 4 de resíduos nas covas (macrófitas aquáticas-MC, cinza do bagaço da cana-de-açúcar-CZ, MC+CZ e controle sem resíduos), totalizando 8 tratamentos, com 4 repetições (blocos), com 5 covas cada. Como solo-inóculo foi utilizado solo de área preservada, com vegetação predominante de Cerrado, coletado na profundidade 0,0 - 0,1 m.

Antes da instalação do experimento procedeu-se a caracterização inicial da área quanto aos atributos químicos do solo. Uma amostra de solo, constituída de cinco amostras simples, foi coletada na profundidade de 0,0 - 0,1 m, seca ao ar, peneirada (malha de 2 mm) e homogeneizado. A análise química para fins de fertilidade, seguiu o proposto por Raij et al. (2001) e os resultados obtidos foram: fósforo (P) = 4 mg dm⁻³; MO = 7 g dm⁻³; reação do solo (pH_{CaCl2}) = 4,5; potássio (K⁺) = 0,4 mmol_c dm⁻³; cálcio (Ca²⁺) = 1 mmol_c dm⁻³; magnésio (Mg²⁺) = 1 mmol_c dm⁻³; acidez potencial (H+Al) = 13 mmol_c dm⁻³; alumínio (Al³⁺) = 2 mmol_c

dm^{-3} ; soma de bases (SB) = $2,4 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$; capacidade de troca catiônica (CTC) = $15,4 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$ e saturação por bases (V) = 16%.

A área experimental foi subsolada e gradeada na profundidade de 0,4 m. Covas foram abertas com 0,3 m de diâmetro e 0,9 m de profundidade, no espaçamento 3 x 2 m, utilizando broca hidráulica. A metade inferior da cova foi preenchida com o próprio solo, porém revolvido, não compactado e a metade superior com uma mistura desse mesmo solo e resíduos (MC e CZ), de acordo com os tratamentos acima. Na sequência foi realizado o plantio das mudas de pinhão-manso (*Jatropha curcas* L.).

As macrófitas foram coletadas durante o processo de manutenção do sistema gerador de energia, realizado pela Companhia Energética de São Paulo-CESP, na Usina Engenheiro Souza Dias (Jupiá), em Três Lagoas-MS, sendo as espécies mais comuns: taboa (*Typha latifolia* L.) e aguapé-de-cordão (*Eichhornia azurea* Kunth), além das flutuantes aguapé (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.) e alface-d'água (*Pistia stratiotes* L.), segundo Marcondes et al. (2003). Após serem secas ao ar (90 dias), as macrófitas foram passadas por picadeira de capim para a redução e uniformização do tamanho (1 cm).

Nos tratamentos com macrófitas aplicou-se o equivalente a 15 t ha^{-1} de massa seca, ou seja, 0,480 kg por cova. Os nutrientes presentes na macrófita foram determinados de acordo com Malavolta et al. (1997), obtendo-se como resultados: nitrogênio (N) = 26; P = 3; Ca^{2+} = 25 e K^+ = 9,5 em g kg^{-1} de massa seca e enxofre (S) = 33; boro (B) = 52; zinco (Zn) = 96; cobre (Cu) = 51; ferro (Fe) = 248 e manganês (Mn) = 127, em mg kg^{-1} massa seca.

A cinza de caldeira da queima do bagaço da cana-de-açúcar foi doada pela Usina ALCOVALE e seus constituintes nutricionais determinados segundo Raij et al. (2001), cujos resultados foram: P (mg dm^{-3}) = 54; MO (g dm^{-3}) = 15; $\text{pH}_{(\text{CaCl}_2)}$ = 4,8; H+Al ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) = 40; Al^{3+} ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) = 2; K^+ ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) = 5,6; Ca^{2+} ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) = 8, Mg ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) = 6 e SB ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) = 19,6, CTC ($\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$) = 59,6 e V = 33%. Nos tratamentos com este resíduo foram aplicados o equivalente a 30 t ha^{-1} de massa seca por cova, ou seja, 0,960 kg.

Como condicionamento inicial, todos os tratamentos receberam correção e adubação química em quantidade mínima para não interferir nos tratamentos com inoculação. Para tanto foram adicionados, por cova, o equivalente a $59,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de calcário dolomítico; $39,4 \text{ kg ha}^{-1}$ de sulfato de amônio; $23,1 \text{ kg ha}^{-1}$ de superfosfato simples e $2,3 \text{ kg ha}^{-1}$ de cloreto de potássio.

Obtenção do solo inóculo

O solo-inóculo, utilizado como fonte de microrganismos, incluindo FMA, foi preparado a partir de solo coletado em área de Cerrado preservado. Este foi cultivado em casa-de-vegetação com *Urochloa decumbens* Stapf, gramínea multiplicadora, com a finalidade renovar e aumentar a população das espécies microbianas autóctones. Após 75 dias, o solo com as raízes foi coletado, homogeneizado e seco ao ar. A determinação do número de esporos dos FMA foi realizada separando os esporos do solo pelo método de agitação em água, seguido de decantação e peneiramento (Gerdemann & Nicolson, 1963); centrifugação e flutuação com sacarose 60% (Jenkins, 1964). Os esporos foram coletados, enxaguados para retirar a sacarose e depositados em uma placa de acrílico com anéis concêntricos para contagem sob microscópio estereoscópico. Foram encontrados 300 esporos por 100 g do solo-inóculo e, por isto, foram transferidos 200 g de solo-inóculo, totalizando 600 esporos, por cova de plantio de pinhão-manso.

Transcorridos 24 meses do plantio, procedeu-se a poda da cultura, o que acarretou na morte de quase todas as plantas, em até 15 dias. Ao longo dos quatro anos seguintes, a superfície das covas foi ocupada, espontaneamente, por gramíneas nativas do Cerrado. Em poucas covas cresceram também herbáceas e arbóreas nativas, não avaliadas neste trabalho.

Atributos químicos e microbiológicos do solo e produção de biomassa vegetal

Seis anos da introdução dos resíduos e do solo-inóculo e quatro anos após a supressão do pinhão-manso, uma amostra de solo, composta de 5 amostras simples, por tratamento, foi coletada próximo as plantas, na profundidade de 0,0 a 0,1 m. Estas foram peneiradas, homogeneizadas e utilizadas nas caracterizações químicas, para fins de fertilidade (Raij et al., 2001), como anteriormente descrito, e para as avaliações microbiológicas, a seguir descritas.

O carbono presente na biomassa microbiana (CBM) foi quantificado utilizando 10 g de solo por amostra, utilizando o método de fumigação-extração proposto por Vance et al. (1987). O carbono liberado com a morte dos microrganismos, após a fumigação com clorofórmio (com e sem fumigação), foi determinada por extração química e digestão, seguindo metodologia proposta por Vance et al. (1987).]

A quantificação do carbono perdido do solo por meio da atividade microbiana, ou seja, na forma de carbono do CO₂ (C-CO₂) liberado, utilizou 100 g de solo e foi realizada por meio da titulação com HCl do NaOH remanescente, na presença do indicador fenolftaleína,

seguindo metodologia proposta por Anderson & Domsch (1989). O tempo de incubação do solo foi determinado por meio da curva de calibração, resultante de um monitoramento em dias alternados, usando jarros extras.

A relação entre o carbono que fazia parte da biomassa microbiana em relação ao C-orgânico do solo, o quociente microbiano ($qMIC$), foi calculado pela expressão CBM/C -orgânico do solo (Sparling, 1992), enquanto o quociente metabólico (qCO_2), que compara a quantidade do carbono perdido na forma de $C-CO_2$ em relação ao carbono retido no solo como parte da biomassa microbiana, foi calculado pela expressão $C-CO_2$ liberado/ CBM (Anderson & Domsch, 1993).

Para avaliação da porcentagem de colonização radicular por FMA, as raízes das plantas coletadas e preservadas em álcool 60%, foram enxaguada, clareadas em KOH (10%) e acidificadas com HCl (1%) para serem coloridas com azul de tripan (0,05%), sempre a 90 °C, antes de serem preservadas em lactoglicerol (Phillips & Hayman, 1970). A porcentagem foi determinada pela presença ou ausência de hifas ou demais estruturas fúngicas (como arbúsculos ou vesículas) em 100 segmentos de raízes avaliando, por amostra, em microscópio óptico (40x). O número de esporos de FMA presente em 100 g de solo foi calculado seguindo metodologia anteriormente descrita.

Para determinar a biomassa das gramíneas, foram coletadas todas as plantas inteiras em crescimento nas covas. A parte aérea foi separada do sistema radicular para a verificação do peso de massa fresca (MFPA) e da massa seca (MSPA) da parte aérea, esta última após atingir peso constante em estufa de ventilação forçada, a 70 °C.

Os dados foram obtidos a partir de um modelo experimental quantitativo (Pereira et al., 2018) e submetidos à análise estatística descritiva, em que foi testada a hipótese da normalidade dos erros pelo teste de Shapiro-Wilk. Após comprovação desta hipótese, procedeu-se a análise de variância. As diferenças entre os níveis dos fatores e na interação entre eles foram testadas pelo teste F a 5%. Quando encontradas diferenças significativas as médias foram comparadas por meio do teste Skott-Knott a 5%. Todas as análises foram realizadas no software SISVAR (Ferreira, 2019).

3. Resultados e Discussão

Os atributos químicos foram avaliados após seis anos da instalação do experimento e não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos de resíduos. Na presença de solo-inóculo (fonte de microrganismos e esporos de FMA) observaram-se valores mais

elevados para P, K⁺, Ca²⁺, SB e V%, e reduzidos para Al (Tabela 1). Ca²⁺ e K⁺ exibiram interações entre os tratamentos com resíduos e solo-inóculo (Tabela 2), sendo os maiores valores de Ca²⁺ (5,5 mmol_c cm⁻³) proporcionados tanto pela adição de MC quanto de CZ, quando inoculados. O maior conteúdo de K⁺ (1,7 mmol_c cm⁻³) foi encontrado no tratamento com CZ mais solo-inóculo.

Tabela 1. Médias, probabilidades de F e coeficientes de variação (CV) para os atributos químicos de um subsolo exposto, na caracterização inicial (médias para comparações) e após seis anos da aplicação dos resíduos (macrófitas aquáticas e cinza de bagaço de cana-de-açúcar) e inoculação usando solo-inóculo com fonte de microrganismos.

Tratamentos	pH (#)	MO (#)	P _{resina} (#)	K (#)	Ca (#)	Mg (#)	H+Al (#)	Al (#)	CTC (#)	SB (#)	V (#)
Atributos químicos do solo - caracterização inicial da área											
Caracterização	4,2	7,0	4,0	0,4	1,0	1,0	13,0	2,0	15,4	2,4	16
Resíduos (Res)											
Controle	4,3	10,3	2,6	1,1	3,2	2,5	22,0	5,6	29,6	6,8	23,8
Macrófitas (MC)	4,3	10,2	3,1	1,0	4,0	2,7	23,1	5,8	31,4	8,2	24,2
Cinza (CZ)	4,3	10,3	2,1	1,3	4,3	3,1	22,0	4,8	30,9	8,0	27,8
MC + CZ	4,3	10,6	2,6	1,0	3,5	3,1	24,0	4,8	32,7	7,7	23,5
Inoculação (Inoc)											
Com inoc	4,3	10,6	2,8a	1,3	4,5	3,1	22,7	4,5b	31,9	8,9a	27,2a
Sem inoc	4,3	10,1	2,3b	0,9	3,0	2,6	23,0	6,1a	30,4	6,5b	22,5b
Valores de F											
Res	0,3 ^{ns}	0,1 ^{ns}	2,9 ^{ns}	1,4 ^{ns}	3,9*	1,0 ^{ns}	1,4 ^{ns}	1,0 ^{ns}	2,6 ^{ns}	1,8 ^{ns}	1,2 ^{ns}
Inoc	0,7 ^{ns}	2,3 ^{ns}	4,4*	14,4**	38,2**	2,8 ^{ns}	0,1 ^{ns}	10,1**	3,7 ^{ns}	26,3**	6,9*
Res x Inoc	0,6 ^{ns}	0,7 ^{ns}	1,8 ^{ns}	3,3*	6,2**	1,0 ^{ns}	0,2 ^{ns}	1,8 ^{ns}	1,1 ^{ns}	2,6 ^{ns}	0,5 ^{ns}
CV (%)	2	10	25	21	19	29	9	27	7	17	20

Médias seguidas de mesma letra, na coluna, para cada variável, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade; ** e *: significativos a 1 e 5%, respectivamente; ^{ns}: não significativo. # = pH; CaCl₂; MO: g dm⁻³; P_{resina}: mg dm⁻³; K: mmol_c cm⁻³; Ca: mmol_c cm⁻³; Mg: mmol_c cm⁻³; H+Al: mmol_c cm⁻³; Al: mmol_c cm⁻³; CTC: mmol_c cm⁻³; SB: mmol_c cm⁻³; V: %. Fonte: Autores.

Tabela 2. Interações significativas entre resíduos (macrófitas aquáticas - MC e cinza de bagaço de cana-de-açúcar - CZ) e inoculação usando solo-inóculo como fonte de microrganismos, em um subsolo exposto após seis anos da implantação, para cálcio (Ca^{2+}) e potássio (K^+).

Tratamentos	Controle	Macrófitas (MC)	Cinzas (CZ)	MC + CZ
Inóculo	----- Ca^{2+} ($\text{mmol}_c \text{cm}^{-3}$) -----			
Com	3,5aB	5,5aA	5,5aA	3,7aB
Sem	3,0aA	2,5bA	3,2bA	3,2aA
Inóculo	----- K^+ ($\text{mmol}_c \text{cm}^{-3}$) -----			
Com	1,1aB	1,1aB	1,7aA	1,2aB
Sem	1,1aA	0,9aA	0,9bA	0,9aA

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna, para cada variável, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade; ** e *: significativos a 1 e 5%, respectivamente; ns: não significativo. Fonte: Autores.

Os teores de Ca^{2+} e K^+ foram cerca de 3 vezes superiores aos observados na caracterização inicial da área, mas, ainda sim, são muito baixos. Como consequência, a SB aumentou cerca de 4 vezes, enquanto CTC e V% dobram. Comparando os resultados dos atributos químicos obtidos na caracterização inicial da área (Tabela 1) com os dados da atual avaliação, aos seis anos da instalação, independente dos tratamentos (resíduos e solo-inóculo), ocorreram incrementos nos teores de MO, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , CTC, SB e V%. Ao longo do tempo, a H+Al e o Al^{3+} aumentaram, acarretando na redução do P disponível. Em função da sua composição química, a aplicação dos resíduos, isolados ou associados, pode ajudar a neutralizar a acidez do solo, elevando o pH.

Estes resíduos têm sido reportados como fontes de macro e micronutrientes essenciais ao desenvolvimento das plantas (Ferreira et al., 2012), e têm se tornado uma alternativa promissora para facilitação da revegetação de solos degradados. Em um trabalho com mudas arbóreas, Mizobata et al. (2015) constataram que a adição de cinzas de bagaço de cana-de-açúcar possibilitou elevação do pH, Ca^{2+} , K^+ e Mg^{2+} , além da redução de H+Al e Al^{3+} no solo, assim como verificado no presente estudo, onde os teores de Ca^{2+} e K^+ foram mais altos na presença de cinza. Machado et al. (2014) relataram que a aplicação de resíduos (MC) e doses de P como condicionantes de solo, também elevaram os teores de Ca^{2+} e SB.

Para o crescimento das plantas e atributos biológicos do solo, no entanto, não foram detectados efeitos benéficos dos tratamentos após seis anos da aplicação (Tabela 3), mesmo com incrementos nos teores das bases e a elevação do pH, além do recobrimento das covas pelas gramíneas. Assim como no presente trabalho, Lentz & Ippolito (2012) estudando a

adequação e sustentabilidade da aplicação de cinza em diferentes solos, isolado ou combinados, sugeriram que a não diferença entre o controle e o tratamentos com aplicação de cinza na produção de massa vegetal estariam relacionadas à baixa disponibilidade de nutrientes no solo, independente dos tratamentos.

A decomposição de resíduos contendo diferentes combinações químicas envolve uma sequência de mecanismos, ou seja, primeiro a utilização preferencial de substratos, seguido da ativação das comunidades microbianas por substratos utilizável mais facilmente e, posteriormente, dos substratos de menor usabilidade (Jackson et al., 2019). Resultados como estes (Tabela 3), com ausência de resposta para crescimento vegetal e produtividade, podem ser resultantes da imobilização temporária de nutrientes pela microbiota, em solos de baixa fertilidade, ou pela composição química do substrato, menor susceptibilidade ou mais complexa à degradação enzimática e posterior absorção microbiana. Esses compostos são preteridos pelas cadeias de carbono mais simples (Kuzyakov & Bol, 2006; Rillig et al., 2010).

Tabela 3. Médias, probabilidades de F e coeficientes de variação (CV) para colonização radicular (COL) e número de esporos (NESP) de fungos micorrízicos arbusculares, pesos da massa fresca (MFPA) e seca (MSPA) da parte aérea, carbono da biomassa microbiana (CBM) e do CO₂ (C-CO₂) liberado, quocientes microbiano (*q*MIC) e metabólico (*q*CO₂), em um subsolo exposto, após seis anos do tratamento de resíduos (macrófitas aquáticas e cinza de bagaço de cana-de-açúcar) e inoculação usando solo-inóculo com fonte de microrganismos.

Tratamentos	COL (%)	NESP (#)	MFPA (g)	MSPA (g)	CBM (#)	C-CO ₂ (#)	<i>q</i> MIC (#)	<i>q</i> CO ₂ (#)
Resíduos (Res)								
Controle	68,00	22,62	99,6	65,9	25,55	12,64	1,42	0,52
Macrófitas (MC)	70,00	22,25	110,0	71,7	24,24	14,24	1,39	0,60
Cinzas (CZ)	64,75	18,62	108,1	68,8	22,96	11,09	1,30	0,52
MC + CZ	74,12	19,37	86,1	56,5	23,85	12,69	1,33	0,58
Inoculação (Inoc)								
Com inoc	69,12	24,06	98,3	65,3	23,54	13,41	1,29	0,59
Sem inoc	69,31	17,37	103,7	66,2	24,76	11,92	1,43	0,52
Valores de F								
Res	2,16 ^{ns}	1,53 ^{ns}	0,44 ^{ns}	0,04 ^{ns}	0,28 ^{ns}	2,92 ^{ns}	0,18 ^{ns}	0,36 ^{ns}
Inoc	0,01 ^{ns}	16,92^{**}	1,78 ^{ns}	2,14 ^{ns}	0,36 ^{ns}	3,91 ^{ns}	1,03 ^{ns}	1,01 ^{ns}
Res x Inoc	5,97^{**}	9,93^{**}	0,01 ^{ns}	0,26 ^{ns}	2,77 ^{ns}	1,28 ^{ns}	2,16 ^{ns}	0,86 ^{ns}
CV (%)	11	22	23	19	24	17	27	35

Médias seguidas de mesma letra, na coluna, para cada variável, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade; *: significativos a 5%; ns: não significativo. # = NESP = 100 g solo seco; CBM: µg CBM g⁻¹ solo; C-CO₂: µg C-CO₂ g⁻¹ solo; *q*MIC: µg CBM g⁻¹ / C-org solo; *q*CCO₂: µg C-CO₂ g⁻¹ / µg CBM g⁻¹ solo; Corg: g kg⁻¹. Fonte: Autores.

A combinação de resíduos com qualidades químicas complementares pode evitar o desequilíbrio nutricional e garantir a decomposição. As cinzas estão entre os resíduos que exibem alta relação C:N, tanto em decorrência da elevada concentração de frações recalcitrantes como lignina, compostos fenólicos e taninos (Di Lonardo et al., 2017; Jackson et al., 2019; Wang et al., 2015), como pelo tratamento térmico do bagaço, que eleva a perda do N na forma de gases, além de outros nutrientes (BASU et al., 2009). A recalcitrância gera forte estabilidade contra a decomposição microbiana e, portanto, à persistência no solo por centenas de anos (Zimmerman et al., 2011). Por sua vez, o segundo resíduo estudado no presente trabalho, composto de macrófitas aquáticas, mostra baixa relação C:N e uma composição mais equilibrada em nutrientes. Cezar et al. (2005) relataram redução de 50% do carbono presente nas macrófitas 90 dias após adição ao solo, um prazo bastante curto.

No entanto, os dois resíduos e doses escolhidas para o presente estudo, aplicados isoladamente ou combinados, não explicam a ausência de respostas ao desenvolvimento das gramíneas nativas (Tabela 3), apenas se somado aos seis anos da aplicação e grau de degradação da área, cujo solo apresenta reduzido estoque da MOS, além de proteção aos microrganismos. Nesse contexto, a MOS tem sido o indicador de qualidade do solo mais utilizado dentre os atributos químicos. Bao et al. (2017) relataram teores de MO entre 8,6 e 9,6 g kg⁻¹, que consideraram baixos em solos de áreas de degradadas. Esses valores estão parecidos aos verificados do presente estudo (Tabela 1), mas, ainda baixos quando comparados aos de um solo de Cerrado preservado, onde pode atingir cerca de 45,2 g kg⁻¹. Mesmo baixos, os valores indicam que a adição dos resíduos e a inoculação de microrganismos melhoram os atributos químicos do solo, mas existe a necessidade de conhecer mais sobre outras fontes e doses para aplicação que, associadas ou não, possibilitem elevar a MOS a curto e longo prazo.

Em situações como esta é esperado que a presença de raízes e do importante efeito da rizosfera impulsionem a decomposição da MOS e a liberação de nutrientes, gerando condições melhores para o desenvolvimento das plantas (Cheng & Kuzyakov 2005). Em experimento comparando solos com e sem raízes, Cheng et al. (2014) constatou que a presença de raízes acelerou a decomposição da MO em até 380%. Ao longo do tempo, a cobertura vegetal proporciona maior produção de massa vegetal que, por sua vez, estimula a rizodeposição, o que diretamente influencia a estabilidade do carbono do solo (Jackson et al., 2019). Entretanto, em condições tropicais, a adição de cinza em Latossolo Vermelho não alterou o conteúdo de C-orgânico do solo (Feitosa et al., 2009), nem promoveu incrementos no crescimento ou na qualidade das mudas de beterraba, sem fertilização (LIMA et al., 2016).

As gramíneas nativas não mostraram diferenças significativas para crescimento, porém na simbiose com FMA foram encontradas interações significativas entre os tratamentos com adição de resíduos (MC e CZ) e solo-inóculo, tanto para colonização radicular como para esporulação por FMA (Tabelas 3 e 4). A colonização exibiu valores considerados altos (entre 58,5 e 83,0 %) e respondeu positivamente à adição de MC+CZ na ausência de solo-inóculo (valor mais alto), seguido pelo tratamento com CZ associada à inoculação. A esporulação, considerada baixa, variou entre 11,5 e 29,0 esporos por 100 g solo seco, com os mais altos valores na presença da MC, isolada ou associada com CZ, ambos com adição do solo-inóculo.

Assim como no presente trabalho, Kayama et al. (2019) encontraram acréscimos na colonização radicular por FMA com a aplicação de cinza de *Acacia etbaica* em duas espécies arbóreas transplantadas para áreas degradadas. A aplicação estimulou a simbiose sob condições de clima árido, estando os micossimbiontes tanto nas raízes novas, como nas gramíneas nativas.

Tabela 4. Interações significativas entre resíduos (macrófitas aquáticas - MC e cinza de bagaço de cana-de-açúcar - CZ) e inoculação usando solo-inóculo como fonte de microrganismos, em um subsolo exposto após seis anos de implantação, para colonização radicular (COL) e número de esporos (NESP) de fungos micorrízicos arbusculares.

Tratamentos	Controle	MC	CZ	MC + CZ
Inóculo	----- COL (%) -----			
Com	67,2aA	73,0aA	71,0aA	65,2bA
Sem	68,7aB	67,0aB	58,5bB	83,0aA
Inóculo	----- NESP (100 g solo seco) -----			
Com	19,2aB	29,0aA	20,7aB	27,2aA
Sem	26,0aA	15,5bB	16,5aB	11,5bB

Médias seguidas de mesma letra maiúscula na linha e minúscula na coluna, para cada variável, não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade; ** e *: significativos a 1 e 5%, respectivamente; ^{ns}: não significativo. Fonte: Autores.

Em decorrência do estado nutricional dos solos, da baixa umidade e elevada temperatura no local em estudo (Tabelas 3 e 4) para o desenvolvimento das plantas, a inoculação de microrganismos, incluindo esporos de FMA, não puderam desempenhar seu papel de forma significativa. Os efeitos benéficos da simbiose dependem de fatores que atuam direta ou indiretamente sobre os seus componentes, como plantas hospedeiras, fungos e substratos (Johnson & Jansa, 2017). Para Lannes et al. (2020), o crescimento de vegetação espontânea no Cerrado, poderia ser facilitado nas condições ambientais e de baixa fertilidade

em questão, especialmente o FMA e outras simbioses com diferentes microrganismos. Contudo, poucos são os estudos disponíveis realizados com adição de cinzas e inoculação.

Na instalação do experimento foram introduzidos cerca de 600 esporos por cova, sendo encontrados, após 64 anos, em média de 24 esporos íntegros por 100 g⁻¹ de solo seco. Nos seis anos de experimentação, a região mostra déficit hídrico e intensa insolação, com a precipitação média trimestral abaixo de 100 mm, entre abril e outubro, de 2011 à 2015 (Figura 1). Estas condições ambientais, somadas aos baixos teores de nutrientes e a intensa degradação da área, afetaram claramente a multiplicação dos propágulos de FMA. A umidade no solo diminui a germinação de esporos e o crescimento micelial, dificultando o estabelecimento destes fungos (Sephton-Clark & Voelz, 2018; Coutinho et al., 2019). Estas condições podem, segundo Gehring et al. (2017) elevar a esporulação do FMA, especialmente por espécies vegetais adaptadas as condições presentes. Contudo, Asmelash et al. (2019) reportaram que elevada colonização com baixa esporulação por FMA em gramíneas de crescimento espontâneo podem indicar dependência das espécies à simbiose, comportamento observado neste estudo (Tabela 3), sugerindo que as gramíneas nativas apresentam dependência de espécies simbiontes.

Considerando a degradação que persiste na área, transcorridos seis anos da instalação, as variáveis microbiológicas (CBM, C-CO₂ liberado, q_{MIC} e q_{CO_2}) não exibiram diferenças entre os tratamentos com resíduos ou solo-inóculo (Tabela 3). A composição química do substrato e outros fatores nutricionais do solo são considerados responsáveis pelo aumento ou diminuição da atividade microbiana (Brown et al., 2014), assim como a interação com a atividade de decomposição associada à rizosfera da planta. (Jackson et al., 2019). Compostos orgânicos atuam como fonte de energia para microrganismos e quando a atividade microbiana aumenta, a demanda por nutrientes também aumenta, estimulando a decomposição da MOS. Uma vez que refletem variações na demanda microbiana, estimar o CBM permite estudar o potencial da microbiota do solo às mudanças (Anderson & Domsch, 1980).

A eficiência de uso do C-orgânico pela comunidade microbiana do solo, medida pelo q_{CO_2} e as mudanças entre este e a biomassa microbiana, exibido pelos valores de q_{MIC} , somadas às baixas taxas de C-CO₂ liberado indicam que, nas condições ambientais estudadas, a população microbiana oxidou a MOS para a sua manutenção e adaptação (Muñoz-Rojas, 2018). Assim, parte do C-orgânico foi liberado na forma de CO₂ e parte temporariamente imobilizada como CBM, nada restando como MOS. Na área degradada é dificultado o aporte de MOS e nutrientes por meio de planta e exsudatos radiculares e microbiano (Lisboa et al., 2012), o quais são essenciais ao desenvolvimento das comunidades microbianas.

4. Considerações Finais

- A adição de resíduos (MC e CZ) não interferiu nos atributos químicos ou microbiológicos do solo, nem no desenvolvimento das gramíneas crescendo nas covas;
- A adição de solo-inóculo promoveu incrementos nos teores de P, K⁺, Ca²⁺, SB e V%, com redução para Al³⁺ (atributos químicos) e aumento do número de esporos de FMA;
- Aos seis anos da implantação do experimento, foram poucas as diferenças constatadas, indicando que tais tratamentos tiveram suas contribuições esgotadas muito rapidamente, ou as doses adicionadas foram insuficientes para um solo fortemente impactado.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq, pelo apoio e concessão de bolsa de estudo (PIBIC) ao primeiro e segundo autores e bolsa produtividade ao último autor (PQ-2 –n. 309777/2013-5)

Referências

- Anderson, T. H., & Domsch, K. H. (1980). Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Science*, 130(4), 211-216.
- Anderson, T. H., & Domsch, K. H. (1993). The metabolic quotient for CO₂ (*q*CO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 25(3), 393-395.
- An, S., Darboux, F., & Cheng, M. (2013). Revegetation as an efficient means of increasing soil aggregate stability on the Loess Plateau. *Geoderma*, 209-210, 75-85.
- Asmelash, F., Bekele, T., & Belay, Z. (2019). Comparative field survival and growth of selected Ethiopian native tree species and the effect of whole soil arbuscular mycorrhizal fungi inoculation. *Journal of Horticulture and Forestry*, 11(2), 19-31.

Bao, N., Wu, L., Ye, B., Yang, K., & Zhou, W. (2017). Assessing soil organic matter of reclaimed soil from a large surface coal mine using a field spectroradiometer in laboratory. *Geoderma*, 288(1), 47-55.

Basu, M., Pande, M., Bhadoria, P. B. S., & Mahapatra, S. C. (2009). Potential fly-ash utilization in agriculture: A global review. *Progress in Natural Science*, 19(10), 1173-1186.

Boni, T. S., Mizobata, K. K. G. S., Silva, M. S. C., Monteiro, L. N. H., Barbieri, R. S., Maltoni, K. L., Teixeira Filho, M. C. M., Masenga, E. H., Lyamuya, R. D., Mjingo, E. E., Fyumagwa, R. D., & Roskaft, E. (2017). Chemical soil attributes of Cerrado areas under different recovery managements or conservation levels. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 9(5), 115-121.

Brown, S., Mahoney, M., & Sprenger, M. A. (2014). Comparison of the efficacy and ecosystem impact of residual-based and topsoil-based amendments for restoring historic mine tailings in the tri-state mining district. *Science of the Total Environment*, 485(1), 624-632.

Cezar, V. R. S., Villas Boas, R. L., Corrêa, M. R., Negrisoli, E., & Velini, E. D. (2005). Avaliação da degradação de macrófitas aquáticas descartadas em ambiente protegido. *Planta Daninha*, 23(2), 255-261.

Cheng, W., & Kuzyakov Y. (2005). Root effects on soil organic matter decomposition. *Agronomy*, 48, 119-144.

Cheng, W., Parton W. J., Gonzalez-Meler, M. A., Phillips, R., Asao, S., Mcnickle, G. G., Brzostek, E., & Jastrow, J. D. (2013). Synthesis and modeling perspectives of rhizosphere priming. *New Phytologist*, 201(1), 31-44.

Companhia Energética de São Paulo- CESP (1988). Ilha Solteira: a cidade e a usina. São Paulo: CESP.

Coutinho, E. S., Barbosa, M., Beiroz, W., Mescolotti, D. L. C., Bonfim, J. A., Berbara, R. L. L., & Fernandes, G. W. (2019). Soil constraints for arbuscular mycorrhizal fungi spore

community in degraded sites of rupestrian grassland: Implications for restoration. *European Journal of Soil Biology*, 90(1), 51-57.

Demattê, J. L. I. (1980). *Levantamento detalhado dos solos do campus experimental de Ilha Solteira*. Piracicaba: ESALQ/USP.

Di Lonardo, D. P., De Boer, W., Klein Gunnewiek, P. J. A., Hannula, S. E., & Van der Wal, A. (2017). Priming of soil organic matter: chemical structure of added compounds is more important than the energy content. *Soil Biology and Biochemistry*, 108(1), 41-54.

Feitosa, D. G., Maltoni, K. L., & Silva, I. P. F. (2009). Avaliação da cinza oriunda da queima do bagaço da cana-de-açúcar na substituição da adubação química convencional para produção de alimentos e preservação do meio ambiente. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 4(2), 2412-2415.

Ferreira, D. F. (2019). SISVAR: A computer analysis system to fixed effects split plot type designs. *Revista Brasileira de Biometria*, 37(4), 529-535.

Ferreira, E. P. B., Fageriae, N. K., & Didonet, A. D. (2012). Chemical properties of an Oxisol under organic management as influenced by application of sugarcane bagasse ash. *Revista Ciência Agronômica*, 43(2), 228-236.

Fusconi, A., & Mucciarelli, M. (2018). How important is arbuscular mycorrhizal colonization in wetland and aquatic habitats? *Environmental and Experimental Botany*, 155, 128-141.

García-Orth, X., & Martínez-Ramos, M. (2011). Isolated trees and grass removal improve performance of transplanted *Trema micrantha* (L.) Blume (Ulmaceae) samplings in tropical pastures. *Restoration Ecology*, 19(1), 24-34.

Gehring, C. A., Swaty, R. L., & Deckert, R.J. (2017). Mycorrhizas drought, and host-plant mortality. In: Johnson, N. C., Gehring, C. & Jansa, J. (ed.) *Mycorrhizal Mediation of Soil: Fertility, structure and carbon storage*. Illinois: Elsevier Inc. 279-298.

Gerdemann, J. W., & Nicolson, T. H. (1963). Spores of mycorrhizal endogone species extracted from soil by wet sieving and decanting. *Transaction of British Mycological Society*, 46(2), 234-244.

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., 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, e-117802.

Jackson, O., Quilliam, R. S., Stott, A., Grant, H.; & Subke, J. -A. (2019). Rhizosphere carbon supply accelerates soil organic matter decomposition in the presence of fresh organic substrates. *Plant Soil*, 440(1-2), 473-490.

Jenkins, W. R. (1964). A rapid centrifugal-flotation technique for separating nematodes from soil. *Plant Disease Reporter*, 48(9), 692.

Ji, L., Tan, W., & Chen, X. (2019). Arbuscular mycorrhizal mycelial networks and glomalin-related soil protein increase soil aggregation in Calcaric Regosol under well watered and drought stress conditions. *Soil and Tillage Research*, 185(7), 1-8.

Johnson, N. C., & Jansa, J. (2017). *Mycorrhizas*. Mycorrhizal Mediation of Soil. Prague, Elsevier.

Kayama, M., Takenaka, K., Abebe, B., & Birhane, E. (2019). Effects of biochar on the growth of *Olea europaea* subsp. *cuspidata* and *Dodonaea angustifolia* planted in Tigray, northern Ethiopia. *Journal of Japanese Society Revegetation Technology*, 45(1), 115-120.

Kuzyakov, Y., & Bol, R. (2006). Sources and mechanisms of priming effect induced in two grassland soils amended with slurry and sugar. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(4), 747-758.

Lannes, L. S., Karrer, S., Teodoro, D. A. A., Bustamante, M. M. C., Edwards, P. J., & Venterink, H. O. (2020). Species richness both impedes and promotes alien plant invasions in the Brazilian Cerrado. *Scientific Reports*, 10(1), e-113365.

Lentz, R. D., & Ippolito, J. A. (2012). Biochar and manure affect calcareous soil and corn silage nutrients concentration and uptake. *Journal of Environmental Quality*, 41(4), 1033-1043.

Lima, S. L., Marimon-Junior, B. H., Tamiozzo, S., Petter, F. A., Marimon, B. S., & Abreu, M. F. (2016). Biochar added to a red oxisol benefits the sugar beet seedlings development? *Comunicata Scientiae*, 7(1), 97-103.

Lisboa, B. B., Vargas, L. K., Silveira, A. O., Martins, A. F., & Selbach, P. A. (2012). Indicadores microbianos de qualidade do solo em diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(1), 45-55.

Machado, K. S., Maltoni, K. L., Santos, C. M., & Cassiolato, A. M. R. (2014). Resíduos orgânicos e fósforo como condicionantes de solo degradado e efeitos sobre o crescimento inicial de *Dipteryx alata* Vog. *Ciência Florestal*, 24(3), 541-552.

Malavolta, E., Vitti, G. C., & Oliveira, S. A. (1997). *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. (2a ed.), Piracicaba: Associação Brasileira para Pesquisa da Potassa e do Fosfato, 55-114.

Marcondes, D. A. S., Mustafá, A. L., & Tanaka, R. H. (2003). Estudos para manejo integrado de plantas aquáticas no reservatório de Jupia. In: Thomaz, S. M., & Bini, L. M. (Eds.). *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: Eduem, 299-317.

Miccolis, A., Peneireiros, F. M., Vieira, D. L. M., Marques, H. R., & Hoffman, M. R. M. (2019). Restoration through agroforestry: Options for reconciling livelihoods with conservation in the Cerrado and Caatinga biomes in Brazil. *Experimental Agriculture*, 55(s1), 208-225.

Mizobata, K. K. G. S., Santos, C. M., Maltoni, K. L., Faria, G. A., & Cassiolato, A. M. R. (2015). Growth of *Hymenaea stigonocarpa* as a function of the addition of residues in degraded soil. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(3), 223-229.

Mormul, R. P., Ferreira, F. A., Michelan, T. S., Carvalho, P., Silveira, M. J., & Thomas, S. M. (2010). Aquatic macrophytes in the large, sub-tropical Itaipu Reservoir, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, 58(4), 1437-1451.

Muñoz-Rojas, M. (2018). Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. *Environmental Science and Health*, 5(41), 47-52.

Pereira A. S.; Shitsuka, D. M.; Parreira, F. J., & Shitsuka, R. (2018). *Metodologia da pesquisa científica*. [e-book]. Santa Maria, RS: Ed. UAB/NTE/UFSM. Recuperado de https://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/15824/Lic_Computacao_Metodologia-Pesquisa-Cientifica.pdf?sequence=1.

Phillips, J. M., & Hayman, D. S. (1970). Improved procedures for clearing roots for rapid assessment of infection. *Transaction of British Mycology Society*, 55(1), 158-161.

Raij, B. van, Andrade, J. C., Cantarella, H., & Quaggio, J. A. (2001). *Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais*. Campinas: Instituto Agronômico.

Rillig, M. C., Wagner, M., Salem, M., Antunes, P. M., George, C., Ramke, H. G., Titirici, M. M., & Antonietti, M. (2010). Material derived from hydrothermal carbonization: Effects on plant growth and arbuscular mycorrhiza. *Applied Soil Ecology*, 45(3), 238-242.

Rodrigues, G. B., Maltoni, K. L., & Cassiolato, A. M. R. (2007) Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 11(1), 73-80.

Roni, P., & Beechie, T. (2013). *Stream and watershed restoration: a guide to restoring riverine processes and habitats*. Oxford: Wiley-Blackwell.

Santos, H. G., Jacomine, P. K. T., Anjos, L. H. C., Oliveira, V. A., Lubreras, 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*. (5a ed.), Brasília: Embrapa.

Schoebitz, M., López, M., & Roldán, A. (2013). Bioencapsulation of microbial inoculants for better soil–plant fertilization: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33(4), 751-765.

Sephton-Clark, P. C. S., & Voelz, K. (2018). Spore germination of pathogenic filamentous fungi. *Advances in Applied Microbiology*, 102, 117-157.

Sparling, G. P. (1992). Ratio of microbial biomass carbon to soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research*, 30(2), 195-207.

Thind, H. S., Singh, Y-S., Singh, B., Singh, V., Sharma, S., Vashistha, M., & Singh, G. S. (2012). Land application of rice husk ash, bagasse ash and coal fly ash: Effects on crop productivity and nutrient uptake in rice–wheat system on an alkaline loamy sand. *Field Crops Research*, 135, 137-144.

Vance, E. D., Brookes, P. C., & Jenkinson, D. S. (1987). An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(6), 773-777.

Veldman, J. W. (2016). Clarifying the confusion: old-growth savannahs and tropical ecosystem degradation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 371, e-20150306.

Wang, H., Boutton T. W., Xu, W., Hu, G., Jiang, P., & Bai, E. (2015). Quality of fresh organic matter affects priming of soil organic matter and substrate utilization patterns of microbes. *Scientific Reports*, 5, e-10102.

Zimmerman, A. R., Gao, B., & Ahn, M. (2011). Positive and negative carbon mineralization priming effects among a variety of biochar-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 43(6), 1169-1179.

Porcentagem de contribuição de cada autor no manuscrito

Naiara Scarabeli Zancanari – 35%

Philippe Solano Toledo Silva – 35%

Kátia Luciene Maltoni – 15%

Ana Maria Rodrigues Cassiolato – 15%