

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
FACULDADE DE ENGENHARIA
CÂMPUS DE ILHA SOLTEIRA**

ISABELA MAREGA RIGOLIN

**RESÍDUOS E SOMBREAMENTO: FACILITADORES DO PROCESSO
DE RECUPERAÇÃO DE ÁREA IMPACTADA PELA CONSTRUÇÃO
DA USINA HIDRELÉTRICA DE ILHA SOLTEIRA**

Ilha Solteira

2023

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

ISABELA MAREGA RIGOLIN

**RESÍDUOS E SOMBREAMENTO: FACILITADORES DO PROCESSO
DE RECUPERAÇÃO DE ÁREA IMPACTADA PELA CONSTRUÇÃO
DA USINA HIDRELÉTRICA DE ILHA SOLTEIRA**

Tese apresentada à Faculdade de Engenharia de
Ilha Solteira – Unesp como parte dos requisitos
para obtenção do título de Doutor em Agronomia.
Especialidade: Produção Vegetal.

Profa. Dra. Kátia Luciene Maltoni
Orientadora

Profa. Dra. Ana Maria Rodrigues Cassiolato
Coorientadora

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvido pelo Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação

R572r Rigolin, Isabela Marega.
Resíduos e sombreamento: facilitadores do processo de recuperação de área impactada pela construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira / Isabela Marega Rigolin. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2023
95 f. : il.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira. Área de conhecimento: Sistemas de Produção, 2023

Orientador: Kátia Luciene Maltoni

Co-orientador: Ana Maria Rodrigues Cassiolato

Inclui bibliografia

1. Impactos ambientais. 2. Degradação do solo. 3. Resíduos orgânicos. 4. Vegetação espontânea.


Amanda Sertori dos Santos

Bibliotecária - CRB/18-9061
Seção Técnica de Referência, Atendimento ao
Usuário e Documentação
Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: RESÍDUOS E SOMBREAMENTO: FACILITADORES DO PROCESSO DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS IMPACTADAS PELA CONSTRUÇÃO DA USINA HIDRELÉTRICA DE ILHA SOLTEIRA

AUTORA: ISABELA MAREGA RIGOLIN FUZETO

ORIENTADORA: KÁTIA LUCIENE MALTONI

COORIENTADORA: ANA MARIA RODRIGUES CASSIOLATO

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Doutora em AGRONOMIA, área: Sistemas de Produção pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. KÁTIA LUCIENE MALTONI (Participação Virtual)
Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Prof. Dr. SERGIO LUIS DE CARVALHO (Participação Virtual)
Departamento de Biologia e Zootecnia / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Profa. Dra. THAÍS SOTO BONI (Participação Virtual)
Departamento de Fitossanidade, Engenharia Rural e Solos / Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - UNESP

Prof. Dr. CARLOS HENRIQUE DOS SANTOS (Participação Virtual)
Faculdade de Ciências Agrárias / Universidade do Oeste Paulista - UNOESTE

Prof. Dr. EPITÁCIO JOSÉ DE SOUZA (Participação Virtual)
Centro Universitário de Votuporanga - UNIFEV

Ilha Solteira, 11 de dezembro de 2023

DEDICATÓRIA

Dedico minha tese à minha Família, pois tudo que sou devo a eles, onde encontro refúgio e proteção. Obrigada pelo apoio, amor e paciência!

AGRADECIMENTOS

"A cada vitória o reconhecimento devido ao meu Deus, pois só Ele é digno de toda honra e toda glória"

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira e ao Programa de Pós-graduação em Agronomia e a parceria com o Centro Paula Souza, pela oportunidade e acolhimento no Programa de Qualificação UNESP/Centro Paula Souza (UNESP/CPS).

À minha orientadora Prof. Dra. Kátia Luciene Maltoni, pela sua dedicada orientação, pelo carinho, confiança, colo e apoio.

À minha Coorientadora Prof. Dra. Ana Maria Rodrigues Cassiolato, por todo acolhimento, orientação e ajuda na realização do trabalho.

Aos membros da banca examinadora, pelo aceite do convite! É um privilégio tê-los como avaliadores do meu trabalho.

À Vânia, minha mãe e grande inspiração de amor e dedicação à família. Pelo amor, companheirismo, exemplos e orações. Ao meu anjo da guarda, meu pai Júlio, que mesmo distante fisicamente se faz presente em meu coração, intercedendo pela minha vida e presente nos pequenos detalhes. Aos meus pais, obrigada por todas as oportunidades, incentivo e apoio.

Ao meu esposo Vinicius, pelo auxílio, partilha e participação em todas as etapas deste trabalho. Sempre compreensivo, paciente e disposto a ajudar. Você foi o meu maior incentivador para a realização deste doutorado.

Ao meu filho José Paulo, que me proporcionou sentir o amor mais lindo, verdadeiro e intenso de toda a minha vida.

Aos meus irmãos Bruno e Guilherme, pelo apoio e orações para a finalização dessa etapa.

Ao meu sogro, Paulo Fuzeto que foi meu grande incentivador e que me acompanhou em diversos momentos da realização deste trabalho, e que mesmo distante fisicamente está sempre presente em nossos corações.

A minha família, avós, tios, tias, primos, sogros, cunhados e amigos, pelo carinho e torcida.

Aos técnicos Diego Gonçalves Feitosa e José Antônio Agustini pelo auxílio, atenção, companheirismo e pelas diversas conversas e partilhas no campo.

Aos Técnicos do laboratório de Fertilidade do Solo, Silvia, Carlinhos e Marcelo pelo acolhimento, auxílio e atenção.

As amizades que o doutorado me proporcionou, Felipe, Yana, Thais, Karla e Viviane. Muito obrigada pela acolhida, parceria e companheirismo. Vocês tornaram meus dias mais leves e felizes em Ilha Solteira.

Aos professores e funcionários da ETEC Prof. Antônio Eufrásio de Toledo pelo apoio e incentivo.

A todos os amigos, em especial Renata e Felipe, que a pós-graduação uniu. Obrigada pelo colo, atenção, apoio e por tornar esse longo processo mais leve e feliz.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a realização deste trabalho e me apoiaram em todos os momentos, a todos que me proporcionaram importantes lições para minha formação e desenvolvimento acadêmico e em especial por esta nova conquista.

Muito Obrigada!

“Faça tudo com Amor, por Amor e para o Amor; esse é o
segredo”

Santa Terezinha

RESUMO

Processos de desenvolvimento da sociedade podem ser altamente impactantes ao meio ambiente, um exemplo foi o processo de expansão energética ocorrido na década de 60 e 70. Marco do desenvolvimento na região noroeste do estado de São Paulo, a construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira – UHE - ISA que, apesar de proporcionar avanços à região, trouxe diversos impactos ambientais, principalmente para solo e vegetação. Este estudo teve como principais objetivos melhorar as condições edáficas do solo degradado pela construção da UHE – ISA - e promover a revegetação com espécies nativas do bioma cerrado, por meio da incorporação de resíduos orgânicos e da presença de sombreamento. Assim, este trabalho foi dividido em duas etapas, uma realizada em ambiente controlado e a segunda etapa realizada em campo. Na primeira etapa, o experimento foi conduzido em condição de cultivo protegido, com delineamento experimental inteiramente casualizado, em esquema fatorial 4 x 4 x 2, com 3 repetições por tratamento e 2 plantas (*Stylosanthes capitata*) por repetição, introduzidas via sementes em vasos com 10 kg de solo. Os resíduos, macrófitas aquáticas (MAC) e lodo de esgoto (LOD) foram adicionados ao solo nas doses 0, 10, 20 e 30 t ha⁻¹. A cinza do bagaço da cana-de-açúcar (CZA) foi incorporada ao solo nas doses 0 e 20 t ha⁻¹, dez dias antes do LOD, da MAC e das sementes de *S. capitata*. Transcorridos 120 dias da semeadura, o solo foi analisado para fertilidade e as plantas para altura, massa fresca e seca da parte aérea e do sistema radicular e volume de raízes. Os resíduos CZA, LOD e MAC elevaram o pH, os teores de matéria orgânica, fósforo e cálcio, facilitando o estabelecimento da planta, com destaque para a dose de 20 t ha⁻¹ para LOD e MAC. Ao final do experimento é possível recomendar o uso destes resíduos tanto como condicionantes químicos do solo como facilitadores no estabelecimento do *S. capitata*. A segunda etapa deste trabalho foi conduzida em condições de campo, na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão (FEPE)/Área de produção animal, da Unesp/Campus de Ilha Solteira, localizada em Selvíria (MS). A área experimental foi gradeada uma vez e escarificada duas vezes, para romper o selamento superficial e camadas compactadas próximas da superfície revolvendo o material de solo até a profundidade de 0,40 m. Estabeleceram-se em campo 36 parcelas, de 25 m², que receberam 8 tratamentos com 4 repetições, seguindo o modelo experimental em blocos inteiramente casualizados. Os tratamentos foram constituídos de dois resíduos (LOD e CZA) aplicados em 2 doses (0 e 20 t ha⁻¹), um mix de sementes contendo 13 espécies nativas do Cerrado, além de sementes de *Stylosanthes* spp. cv. (*S. capitata* + *Stylosanthes macrocephala*). Galhos secos foram distribuídos à superfície com a finalidade de sombreamento. Demarcaram-se outras parcelas, sendo 4 apenas mecanizadas (MEC) e 4 sem qualquer interferência e preservadas sem mecanização (SMEC), para realização de avaliações comparativas. Após a semeadura, a área experimental passou a ser irrigada manualmente duas vezes por semana, durante os meses de outubro e novembro. As avaliações de temperatura do solo foram realizadas mensalmente, ao longo de treze meses de condução do experimento, e aferidas entre 11 e 13 h, na profundidade de 0,05 m, com três repetições por parcela. A avaliação da umidade do solo foi realizada pelo método gravimétrico, em duas etapas, nas profundidades de 0 – 0,10; 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, com duas repetições por parcela. Amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0 - 0,10 m, em duas etapas para avaliação da fertilidade (P, MO, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, H⁺Al, Al³⁺, S-SO₄, B, Cu, Fe, Mn e Zn) do solo. Aos 12 meses de experimentação, avaliou-se o recobrimento vegetal relacionado às sementes introduzidas, e à vegetação que espontaneamente surgiu na área, as quais também foram identificadas por meio de um censo, conduzido em todas as parcelas experimentais. A avaliação do *Stylosanthes* semeado na área, foi realizada pelo método do índice de qualidade visual, realizado por dois avaliadores. Determinações de resistência mecânica do solo à penetração e velocidade de infiltração de água no solo também foram realizadas, assim como as coletas de amostras indeformadas para densidade do solo. Em parte

destas amostras foram determinadas macro e microporosidade e porosidade total. Por fim, amostras indeformadas da crosta superficial do solo foram coletadas e avaliadas em microscopia eletrônica de varredura, com o intuito de verificar a morfologia atual da superfície do solo. Os dados obtidos indicam que a adição de CZA e LOD apresentou efeitos significativos e positivos sobre o recobrimento vegetal. O LOD elevou a umidade do solo. A temperatura da superfície, na presença de sombreamento e em conjunto com os resíduos, decresceu 3 °C. Em relação à fertilidade do solo, P, K⁺, Mg²⁺, H+Al, Al³⁺, S-SO₄, B, pH, M.O e CTC responderam significativa e positivamente na presença de CZA e LOD, na ausência de sombreamento. Das 13 espécies vegetais introduzidas na área, por meio de sementes, 9 germinaram e sobreviveram ao longo do primeiro ano de cultivo, surgiram 41 espécies espontâneas, distribuídas em 13 famílias, tendo as Fabaceae e Poaceae se destacado em número de espécies. A densidade de solo foi menor nas áreas mecanizadas, e o solo sem mecanização mostrou maior. A microscopia eletrônica permitiu confirmar a presença de biocrostas nas parcelas avaliadas, porém nos tratamentos onde ocorreu a mecanização estas foram encontradas fragmentadas. Como consideração final, a mecanização reduziu a resistência mecânica do solo a penetração e sua densidade, enquanto a adição de CZA, LOD e o sombreamento favoreceram o crescimento tanto das espécies introduzidas via sementes, e o surgimento de vegetação espontânea por toda a área experimental.

Palavras-chave: impactos ambientais; degradação do solo; resíduos orgânicos; vegetação espontânea.

ABSTRACT

Processes of development in society can be highly impactful on the environment; one example was the process of energy expansion in the 1960s and 1970s. Framework of development in the northwestern region of the state of São Paulo, the construction of the Ilha Solteira hydroelectric plant to provide advances in the region, however its construction brought various environmental impacts, mainly for the soil. The overall objective was to promote the improvement of the re-establishment of native vegetation and the cultivation conditions of the soil through the use of organic waste and the assessment of the contribution of waste in the chemical conditioning of degraded soil and in the establishments of *Stylosanthes capitata*. The work was divided into two stages: one carried out in a controlled environment (greenhouse) and the second stage in the field. In the first stage, the experiment was conducted in a protected cultivation condition, in an entirely randomized experimental delineation, in a 4 x 4 x 2 factor scheme, with 3 repetitions per treatment and 2 plants per repetition (each plant pot with 10kg soil). The waste, aquatic macrophytes (MAC), and sewage sludge (LOD) were added to the soil in doses of 0, 10, 20, and 30 t ha⁻¹. Sugarcane bagasse ash (CZA) was incorporated into the soil in doses of 0 and 20 t t ha⁻¹, ten days before LOD, MAC, and *S. capitata* seeds. After 120 days of sowing, the soil was analyzed for fertility and the plants for height, fresh and dry mass of the air, root system, and root volume. The CZA, LOD, and MAC residues raised pH, organic matter, phosphorus, and calcium content, facilitating the establishment of the plant, especially for the dose of 20 t ha⁻¹/ha for LOD and MAC. Thus, it can be recommended to use these residues as both chemical soil conditioners and facilitators in the establishment of *S. capitata*. The second stage was conducted in field conditions at the Farm of Education, Research, and Extension (FEPE). The experimental area was harrowed once and scarified twice to break the existing sealing on the surface and turn the soil material to a depth of 0.40 m. There were established in the field 36 plots of 25 m², which received 8 treatments with 4 repetitions, following the experimental model in entirely casualized blocks. The treatments consisted of two organic residues (LOD and CZA) applied in 2 doses (0 and 20 t/ha) and a mix of seeds containing 13 species native to Cerrado, seeds of *Stylosanthes* spp. cv. Campo Grande (*Stylosanthes capitata* and *Stylosanthes macrocephala*) and branches were distributed to the surface to perform shading. Also demarcated in the field were 4 plots that were only mechanized (MEC) and 4 other plots that were preserved without any change (SMEC) for the conduct of comparative evaluations. After sowing, the experimental area began to be irrigated manually twice a week during the months of October and November. Soil temperature assessments were carried out monthly, over the course of thirteen months of conducting the experiment, and measured at a depth of 0.05 m, with three repetitions per plot between 11 and 13 h. The soil moisture assessment was carried out by the gravimetric method and was performed in two stages, at depths of 0 – 0,10; 0,10 – 0,20 and 0,20 – 0,40 m, with two repetitions per plot. The soil samples were collected at a depth of 0 - 0,10 m in two stages for assessments of the following parameters: P, MO, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, H+Al, Al³⁺, S-SO₄, B, Cu, Fe, Mn, and Zn. The evaluation of spontaneous vegetation was done through the identification of the individuals present in the experimental parcels through the conduct of a census. The assessment of the *stylosanthes* was done through the visual quality index method performed by two evaluators. The samples of soil penetration resistance, speed of infiltration, and density were collected in two periods. For soil density, macro- and microporosity were determined, as was total porosity. The electronic microscopy was evaluated in order to evaluate the soil morphology. The evaluation of the data was done by means of variance analysis and an average test. Regarding the results, the presence of CZA and LOD had statistically significant effects on plant covering. The presence of LOD

raised soil moisture levels in the presence of 20 t ha⁻¹. For the temperature parameter, the presence of shading together with the residues provided a decrease of 3°C in soil temperature. In terms of soil fertility, the elements P, K, Mg, H+Al, Al³⁺, S-SO₄, B, pH, MO, and CTC showed a significant response in the presence of CZA and LOD and in the absence of shadowing. It was also noted that of the 13 species introduced into the experimental area by means of seeds, 9 germinated and survived throughout the first year of cultivation until the evaluation, and 41 spontaneous species emerged, distributed in 13 families, the Fabaceae and Poaceae Families being highlighted. Already in the soil density parameter, lower content was noted in the mechanized areas since they did not receive any treatment. The soil that was not mechanization presented higher values of resistance to penetration, and the data from electronic microscopy pointed to the presence of biocrusts in the evaluated parcels. In the treatments with the realization of mechanization, they were found fragmented. After evaluations, it is considered that mechanization reduced the mechanical resistance to soil penetration, soil density showed a decrease in the areas with mechanization, and the addition of CZA, LOD, and shading favored the emergence of 41 species in the total area.

Keywords: environmental impacts; soil degradation; organic waste; spontaneous vegetation.

3.3.3	Material e métodos.....	66
3.3.4	Resultados e discussão.....	71
3.3.5	Conclusões.....	89
3.3.6	Referências.....	89
4	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	94

1 INTRODUÇÃO

O desenvolvimento da sociedade promove de forma direta e indireta impactos no ambiente, estes muitas vezes podem ser irreversíveis ou de difícil recuperação, como é o caso de grandes obras de engenharia. Um exemplo foi a expansão energética a partir da construção de usinas hidrelétricas, tema que será destacado neste trabalho.

Construída entre as décadas de 60 e 70, a Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira (UHE-ISA) tinha a perspectiva de ser a maior usina hidrelétrica do estado de São Paulo, e foi considerada uma obra de grande avanço tecnológico, social e econômico, impulsionando a criação de diversos empregos e o desenvolvimento da região noroeste do estado. Sua construção, porém, trouxe consigo diversos impactos ambientais para a área da construção e suas adjacências, onde foram criados vários locais de retirada de matéria prima para a construção, estes ficaram conhecidos como áreas de empréstimo. Estas áreas situam-se em um ecótono de Cerrado e Mata Atlântica, e estão localizadas nos municípios de Selvíria -MS e Ilha Solteira-SP.

Nestes locais de empréstimo, criados durante a construção da UHE-ISA, ocorreram a supressão da vegetação nativa e de camadas do solo, deixando à superfície o subsolo, que permanece até hoje exposto às intempéries e com significativos sinais de abandono. Os altos níveis de degradação, com prejuízos edáficos (físicos, químicos e biológicos), impossibilitaram seu uso para atividades agrícolas e potencializaram processos de degradação como erosão, baixo teor de nutrientes e compactação do solo, acarretando o afugentamento de fauna e o desaparecimento da flora. Assim, buscam-se alternativas para promover o restabelecimento do equilíbrio dinâmico destes locais por meio de técnicas antrópicas de reintrodução de espécies vegetais nativas.

Vale salientar que para recuperar áreas com níveis de degradação como os acima descritos deve-se atrelar técnicas antrópicas, a medidas que potencializem condições mínimas de nutrientes no solo (fertilidade), entre outros. Uma alternativa é a adição de resíduos orgânicos que, muitas vezes, são descartados de maneira inadequada causando diversos passivos ambientais, mas que possuem características significativas como condicionantes do solo. Exemplos de resíduos orgânicos são macrófitas aquáticas disponíveis em lagos de UHE, como a de Ilha Solteira, além de ser encontrada em cursos d'água em geral, cinza da pirólise do bagaço da cana-de-açúcar, lodo de esgoto previamente tratado e em estado sólido, dentre vários outros resíduos disponíveis. Assim, o estudo teve como principais objetivos melhorar as condições edáficas do solo degradado pela construção da UHE (ISA) e promover a revegetação com

espécies nativas do bioma cerrado, por meio da incorporação de resíduos orgânicos e da presença de sombreamento.

Dentro deste contexto o trabalho conduzido foi dividido em duas partes, uma que estudou em condição de cultivo protegido e outra que estudou em campo alternativas para recuperação de áreas severamente degradadas no bioma Cerrado. Em cultivo protegido estudou-se o crescimento inicial da espécie *Stylosanthes* spp. cv., comercialmente adquiridas como estilosantes Campo Grande (*S. capitata* + *S. macrocephala*), semeadas em vasos contendo solo degradado condicionado com diferentes resíduos orgânicos (lodo de esgoto, cinza da pirólise do bagaço da cana-de-açúcar e um composto obtido a partir de macrófitas aquáticas), para verificar a contribuição dos resíduos no crescimento inicial do *Stylosanthes*, quando as sementes fossem introduzidas em solo degradado em processo de recuperação. A partir desses resultados e da disponibilidade de resíduos, estudou-se em condições de campo, o comportamento da temperatura, da umidade, do recobrimento vegetal obtido e da fertilidade do solo degradado após a implantação do experimento e o desenvolvimento da cobertura vegetal e do *Stylosanthes*, a densidade e resistência mecânica do solo a penetração, a velocidade de infiltração de água no solo, sua porosidade (macro e microporosidade), bem como se avaliou a superfície do subsolo exposto, por meio da microscopia eletrônica de varredura, análises conduzidas após um ano de experimentação em campo.

2 ESTUDO EM CULTIVO PROTEGIDO

2.1 CONTRIBUIÇÕES DE DIFERENTES DOSES DE RESÍDUOS ORGÂNICOS PARA O RESTABELECIMENTO, DE *STYLOSANTHES CAPITATA* EM SOLO DEGRADADO

RESUMO

Resíduos orgânicos podem melhorar a fertilidade de solos degradados e auxiliar no restabelecimento da vegetação. Este trabalho foi estruturado para avaliar a contribuição e doses de resíduos orgânicos (macrófitas, lodo de esgoto e cinza) no condicionamento químico de um solo degradado visando o estabelecimento do *Stylosanthes capitata*. O experimento foi conduzido em condição de cultivo protegido, em delineamento experimental inteiramente casualizado, em esquema fatorial 4 x 4 x 2, com 3 repetições por tratamento e 2 plantas por repetição (vasos com 10 kg de solo). Os resíduos, macrófitas aquáticas (MAC) e lodo de esgoto (LOD) foram adicionados ao solo nas doses 0, 10, 20 e 30 t ha⁻¹. A cinza do bagaço da cana-de-açúcar (CZA) foi incorporada nas doses 0 e 20 t ha⁻¹, dez dias antes do LOD, da MAC e das sementes de *S. capitata*. Transcorridos 120 dias da semeadura, o solo foi analisado para fertilidade e as plantas avaliadas para altura, massa fresca e seca da parte aérea e do sistema radicular e volume de raízes. CZA, LOD e MAC elevaram pH, teores de matéria orgânica, fósforo e cálcio, facilitando o estabelecimento da planta, com destaque para a dose de 20 t ha⁻¹ de LOD e MAC. Recomenda-se o uso destes resíduos tanto como condicionantes químicos do solo como facilitadores do estabelecimento do *S. capitata*.

Palavras chave: macrófitas aquáticas; lodo de esgoto; cinza do bagaço da cana-de-açúcar; fertilidade do solo.

2.1.2 INTRODUÇÃO

Conhecido por sua alta biodiversidade e por apresentar alta concentração de espécies endêmicas, o Cerrado tem experimentado uma perda crescente de habitats nos últimos cinquenta anos (Oliveira *et al.*, 2019). Considerado o segundo maior bioma brasileiro, ocupa cerca de 25% do território nacional e detém uma expressiva biodiversidade, porém, encontra-se pouco valorizado em termos de conservação (Rocha *et al.*, 2022). Com isto, sujeito à

destruição e desintegração de seus habitats naturais, conjunto que o tem destacado como uma das regiões mais ameaçadas do planeta (Hidasi-neto *et al.*, 2019; Macedo *et al.*, 2020).

A década de 70, considerada, no Brasil, uma referência negativa quanto à degradação ambiental, foi marcada pelo desordenado uso e ocupação do solo, com o intuito de ampliar territórios e expandir a produção agrícola (Bittar, 2011). Um exemplo foi a construção da Usina Hidrelétrica (UHE) de Ilha Solteira, um dos maiores empreendimentos hidrelétricos do país, à época, e marcada por abrangente impacto ambiental (Martin, 2018). Sabe-se da importância do processo de geração de energia, principalmente a geração por meio do uso da água, considerada uma das soluções menos prejudiciais ao meio ambiente. No entanto, as construções de barragens tendem a causar forte degradação no entorno das obras, onde ocorre a supressão da vegetação e de camadas de solo, dando origem às “áreas de empréstimo”, de onde é retirada a terra para o enrocamento do rio, bem como o surgimento de encostas instáveis, regiões úmidas, alagadas, ou de extensos locais inundados para a formação do lago, etc. (Alves; Souza, 2008).

No caso da construção da hidrelétrica de Ilha Solteira, dados apontados por Rodrigues *et al.* (2007), demonstram que o processo deixou, à superfície, um material de elevada densidade, classificado como “resíduo geológico em área remanescente plana”, que apresenta reduzida velocidade de infiltração e baixa fertilidade. Estas condições edáficas, associadas à perda do banco de sementes e das estruturas subterrâneas de rebrota (Pilon *et al.*, 2021), ocorridas devido a decapagem do local, além do afastamento da fauna, dificultaram o restabelecimento da cobertura vegetal, impactando o ecossistema (Caballero *et al.*, 2018). Em casos como este, em que a recuperação não ocorre naturalmente ou é lenta (Durigan *et al.*, 2011), o auxílio de ações antrópicas bem planejadas é necessário para mitigar o processo de degradação existente (Guerra *et al.*, 2020; Souza *et al.*, 2020).

A inserção da vegetação tem múltiplas funções, devendo a seleção das espécies ser bem analisada. As leguminosas apresentam qualidades promissoras, visto que contribuirão com a adição de matéria orgânica (MO), fixação biológica do nitrogênio atmosférico (FBN), facilitação da atividade microbiológica, melhorando aspectos edáficos do solo (fertilidade e estrutura), além de favorecer o estabelecimento de outras espécies vegetais (Costa *et al.*, 2014; Freitag *et al.*, 2018).

Dentre as muitas espécies disponíveis na região, tem-se os estilósantes (*Stylosanthes* sp.), família das leguminosas, onde está inserida a variedade *S. capitata*, utilizada neste trabalho. Elas disponibilizam ao solo nutrientes, a partir da simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio atmosférico (FBN), contribuindo para o aumento da cobertura vegetal e, assim, estimulando a recuperação de áreas degradadas (Ortega *et al.*, 2020). Esta espécie é muito

utilizada para fins de consorciação e recuperação de pastagens degradadas, é uma espécie de ocorrência comum no Cerrado, que além de FBN, tem tolerância a solos ácidos e com reduzido teor de fósforo (P) (Embrapa, 2007). Com estas características representa uma boa opção à recuperação onde as condições edáficas não favorecem o restabelecimento natural da vegetação. No entanto, para que a vegetação se estabeleça em locais como descritos acima, é necessário melhorar suas condições edáficas. A incorporação de resíduos orgânicos poderá auxiliar no restabelecimento da vegetação, da atividade microbiológica, na retomada da dinâmica ambiental e dos ciclos biogeoquímicos (Brown Mahoney; Sprenger, 2014), minimizando os impactos existentes.

A adição de resíduos orgânicos, como lodo de esgoto, macrófitas aquáticas e cinza produzida em processo de pirólise, pode aumentar a infiltração e a permeabilidade do solo, aumentando a porosidade (Al-kind; Abed, 2016). O lodo de esgoto é um material residual e semissólido, subproduto do tratamento de efluentes doméstico e industrial, rico em matéria orgânica (MO) e com potencial para fertilização (Carvalho *et al.*, 2020). Seu uso como condicionante em subsolo de região de empréstimo representa uma alternativa de baixo custo e, também, uma forma de destinação do resíduo. A biomassa de macrófitas aquáticas, adicionada ao solo, proporciona incrementos em MO, P, cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) trocáveis e na atividade microbiana (Machado *et al.*, 2014), sendo indicada para a recuperação de solos degradados. A cinza produzida a partir do bagaço da cana-de-açúcar em caldeiras de usinas de açúcar e álcool é outro resíduo que tem sido usado na agricultura e na recuperação de solos degradados. Seu uso fornece macro e micronutrientes, aumenta a retenção de umidade e corrige parcialmente a acidez do solo (Boni *et al.*, 2017; Prado *et al.*, 2020).

Estes resíduos, cada um com suas características, poderão melhorar as condições edáficas do solo degradado, contribuindo para o restabelecimento da vegetação. Com isto, o objetivo deste trabalho foi avaliar as contribuições dos resíduos orgânicos (cinza, lodo de esgoto e macrófitas aquáticas) em diferentes doses, para o estabelecimento do *S. capitata* em solo degradado.

2.1.3 MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi conduzido em vasos, de outubro/2019 a fevereiro /2020, em casa de vegetação, na área experimental da ETEC-Escola Técnica Prof. Dr. Antônio Eufrásio de Toledo, Campus de Presidente Pudente (SP). Nesta região o clima é tropical do tipo Aw, segundo classificação de Köppen (Alvares *et al.*, 2013), com verão/outono quente (média das

máximas entre 27 e 29 °C) e chuvoso (150 a 200 mm mensais), com inverno ameno (média das mínimas entre 18 e 22 °C) e mais secos (20 a 50 mm mensais) (Rolim *et al.*, 2007).

As unidades experimentais foram compostas por vasos (15 L) contendo 10 kg de solo, caracterizado como subsolo exposto, coletado em área de empréstimo produzida por ocasião da construção da UHE - ISA, na década de 60 e que está localizada na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão da Faculdade de Engenharia/UNESP, Campus de Ilha Solteira, no município de Selvíria (MS), na margem direita do Rio Paraná. O solo presente no entorno foi classificado por Demattê (1980) e atualizado segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos *et al.*, 2018), como Latossolo Vermelho Distrófico e a cobertura vegetal original descrita como Cerrado. A caracterização química inicial (Tabela 1) foi realizada no Laboratório de Fertilidade do Solo da UNESP, Campus de Ilha Solteira, seguindo a metodologia proposta por Raij *et al.* (2001).

Tabela 1 – Caracterização química inicial do subsolo e dos resíduos, macrófitas aquáticas (MAC), da cinza do bagaço de cana-de-açúcar (CZA) e do lodo de esgoto LOD), seguindo a metodologia de Raij *et al.* (2001)

Material	P mg kg ⁻¹	MO g kg ⁻¹	pH CaCl ₂	K ⁺ ----- (mmol _c kg ⁻¹) -----	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	Al ³⁺	SB	CTC
Subsolo	1	8	4,2	0,9	1	1	31	4	2,9	33,9
Resíduos										
MAC	146,8	89,6	7,1	9,9	1222,0	66,5	9,6	0	1299	1306,0
LOD	108,2	87,3	7,8	6,4	712,6	97,0	6,7	0	816	822,7
CZA	405,4	9,5	8,1	17,9	255,4	43,6	5,4	0	317	322,3

Fonte: Elaboração da própria autora. P = fósforo, MO = matéria orgânica, pH = reação do solo, K⁺ = potássio, Ca²⁺ = cálcio, Mg²⁺ = magnésio, H+Al = acidez potencial, Al³⁺ = alumínio, SB = soma de bases, CTC = capacidade de troca catiônica.

Os tratamentos envolveram a incorporação ao subsolo de três resíduos orgânicos, ou seja, macrófitas aquáticas (MAC), lodo de esgoto (LOD) e cinza do bagaço da cana-de-açúcar (CZA), estabelecidos seguindo o delineamento experimental inteiramente casualizado, em esquema fatorial 4 x 4 x 2, com 3 repetições por tratamento e 2 plantas por repetição. O primeiro e o segundo fatores, MAC e LOD, respectivamente, foram adicionados nas doses 0, 10, 20 e 30 t ha⁻¹, enquanto o terceiro fator, a CZA, foi incorporada ao solo nas doses 0 e 20 t ha⁻¹.

As MAC foram coletadas no reservatório da UHE de Jupiá, em Três Lagoas (MS), deixadas por 180 dias depositadas à superfície, em local coberto, para secagem e compostagem. O LOD, proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos de Presidente Prudente (SP), foi previamente tratado em sistema biológico, seco à sombra até que atingisse a umidade de 10%

e homogeneizado, enquanto a CZA, oriunda da queima do bagaço da cana-de-açúcar, foi doada pela Usina Vale do Paraná, situada em Suzanápolis (SP). Os resíduos foram caracterizados quimicamente (Tabelas 1 e 2) pelas metodologias de Raij *et al.* (2001) e Malavolta *et al.* (1997).

Tabela 2 – Caracterização química das macrófitas (MAC), da cinza do bagaço de cana-de-açúcar (CZA) e do lodo de esgoto (LOD), seguindo a metodologia de Malavolta *et al.* (1997)

Material	N	P	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	----- (g kg ⁻¹) -----						----- (mg kg ⁻¹) -----				
MAC	9,8	1,5	2,9	86,4	2,9	6,2	4,2	212,0	7403	732,3	297,0
LOD	20,8	8,2	2,9	158,3	5,3	11,0	6,5	242,2	3636	119,9	199,0
CZA	1,7	8,1	11,4	73,3	12,2	2,8	13,6	212,4	4076	791,1	119,5

Fonte: Elaboração da própria autora. N = nitrogênio, P = fósforo, K⁺ = potássio, Ca²⁺ = cálcio, Mg²⁺ = magnésio, S = enxofre, B = boro, Cu = cobre, Fe = ferro, Mn = manganês, Zn = zinco

Transcorridos 10 dias da incorporação da CZA ao solo degradado, os demais resíduos foram incorporados e o solo homogeneizado. Em seguida ocorreu a semeadura (5 sementes por vaso) obtidas comercialmente sob a identificação de estilosantes Campo Grande, preparado a partir da mistura de sementes das linhagens melhoradas de *S. capitata* e *S. macrocephala* (EMBRAPA, 2007). O experimento recebeu duas regas diárias (manhã e tarde) por sistema de aspersão (3 minutos de duração). Aos 45 dias após a semeadura (DAS) foi feito um desbaste, mantendo 2 plântulas por vaso, apenas de *S. capitata* (germinou e se estabeleceu mais rapidamente). O crescimento inicial foi avaliado aos 120 DAS, para altura (ALT - distância entre a gema apical e o colo), massa fresca (MFPA) e seca (MSPA) da parte aérea, massa fresca (MFR) e seca (MSR) do sistema radicular (Carneiro, 1995) e volume das raízes (VR) (Zenzen *et al.*, 2007). O solo, separado das raízes, foi preparado (terra fina seca ao ar - TFSA) e caracterizado quimicamente seguindo metodologia de Raij *et al.* (2001) e o nitrogênio (N) determinado pelo método de Kjeldhal (Malavolta *et al.*, 1997).

Os dados foram testados para a hipótese da normalidade pelo teste Shapiro-Wilk e, atendidas as pressuposições, procedeu-se à análise de variância (ANAVA) aplicando o teste F ($p \leq 0,05$) para detectar as diferenças entre tratamentos. Para diferenças significativas entre doses realizou-se análise de variância na regressão. As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do software SISVAR (Ferreira, 2019).

2.1.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Transcorridos 120 DAS, verificou-se que os atributos químicos avaliados foram influenciados pela CZA (Tabelas 1, 2 e 3).

Tabela 3 - Valores médios para nitrogênio (N), fósforo (P), matéria orgânica (MO), reação do solo (pH), potássio (K⁺), cálcio (Ca²⁺), magnésio (Mg²⁺), acidez potencial (H + Al), valores de F, média geral (média), coeficiente de variação (CV), equações de regressão e coeficiente de determinação (R²), para os tratamentos (doses de cinza-CZA, macrófita-MAC e lodo de esgoto-LOD)

Fontes de Variação	N (g kg ⁻¹)	P (mg kg ⁻¹)	MO (g kg ⁻¹)	pH CaCl ₂	K ⁺ -----	Ca ²⁺ (mmol _c kg ⁻¹)	Mg ²⁺ -----	H+AL -----
Valores de F								
CZA	5,52 *	252,25**	15,56**	58,70**	75,41**	41,54**	24,20**	6,76 *
MAC	2,58 ^{ns}	7,87**	5,60**	1,60 ^{ns}	1,05 ^{ns}	10,79**	0,28 ^{ns}	1,15 ^{ns}
LOD	3,74 *	32,07**	2,46 ^{ns}	4,19 *	8,84**	26,92**	0,36 ^{ns}	2,19 ^{ns}
CZA X MAC	0,98 ^{ns}	4,05 ^{ns}	1,52 ^{ns}	2,43 ^{ns}	0,56 ^{ns}	2,99 *	3,18 *	1,41 ^{ns}
CZA X LOD	2,03 ^{ns}	0,86 ^{ns}	2,77 *	2,85 *	1,56 ^{ns}	5,77**	1,15 ^{ns}	1,71 ^{ns}
MAC X LOD	1,88 ^{ns}	5,76**	1,13 ^{ns}	2,96 *	0,83 ^{ns}	0,97 ^{ns}	2,04 *	0,83 ^{ns}
Média Geral	0,25	12,4	8,99	6,91	0,89	52	10,36	11,68
CV (%)	27	28	7	5	21	32	24	23
CZA (doses t ha ⁻¹)								
	Médias							
0	0,24 b	18,1 a	8,8 b	6,7 b	1,1 a	40,6 b	9,1 b	12,4 a
20	0,27 a	6,7 b	9,2 a	7,2 a	0,7 b	62,4 a	11,6 a	11,0 b
MAC (doses t ha ⁻¹)								
	Médias							
0	0,2	13,3	8,8	6,7	0,9	42,7	10,6	12,4
10	0,3	14,6	8,9	7,0	0,9	47,5	10,5	11,3
20	0,3	10,0	8,9	6,8	0,9	48,0	10,2	11,9
30	0,3	11,7	9,4	7,0	1,0	67,8	10,1	11,1
LOD (doses t ha ⁻¹)								
	Médias							
0	0,2	7,7	8,8	6,7	1,0	31,1	10,3	12,5
10	0,3	11,0	9,0	7,0	0,9	46,3	10,7	12,2
20	0,3	13,6	9,0	7,0	0,8	55,6	10,5	11,1
30	0,3	17,2	9,2	7,0	0,8	73,0	10,0	10,9

Fonte: Elaboração da própria autora. **Equações de Regressão MAC:** \underline{P} ($\hat{y}=13,78 - 0,09 x$; $R^2=0,3740$; $Pr/F=8,836^{**}$), \underline{MO} ($\hat{y}=8,71 + 0,02 x$; $R^2=0,7093$; $Pr/F=11,912^{**}$), $\underline{Ca^{2+}}$ ($\hat{y}=40,17 + 0,76 x$; $R^2=0,7727$; $Pr/F=25,014^{**}$). **Equações de Regressão LOD:** \underline{N} ($\hat{y}=0,22 + 0,0020 x$; $R^2=0,8723$; $Pr/F=9,772^{**}$), \underline{P} ($\hat{y}=7,70 + 0,31 x$; $R^2=0,9964$; $Pr/F=95,883^{**}$), \underline{pH} ($\hat{y}=6,79 + 0,01 x$; $R^2=0,6665$; $Pr/F=8,379^{**}$), $\underline{K^+}$ ($\hat{y}=1,01 - 0,01 x$; $R^2=0,8763$; $Pr/F=23,229^{**}$), $\underline{Ca^{2+}}$ ($\hat{y}=31,25 + 1,35 x$; $R^2=0,9884$; $Pr/F=878,813^{**}$), $\underline{H+Al}$ ($\hat{y}=12,56 - 0,06 x$; $R^2=0,9130$; $Pr/F=5,988^{**}$). Médias seguidas de mesma letra na coluna, por variável, não diferem entre si para o teste F ($p \geq 0,05$). **, * e ^{ns} indicam resultados significativos a 1, 5% e não significativos, respectivamente.

Os teores de N, MO, Ca^{2+} e Mg^{2+} e o pH do solo aumentaram na presença de 20 t ha^{-1} de CZA, enquanto H^+Al e os teores de P e K^+ diminuiram. Como consequência dos incrementos ocorridos nas bases (Ca^{2+} e Mg^{2+}), SB, CTC e V% também aumentaram. Este comportamento se repete tanto com a adição de MAC como de LOD, uma vez que ambos adicionam Ca^{2+} ao solo (Tabelas 1, 2 e 3).

A contribuição da CZA como fonte de nutrientes foi, também, relatada por Feitosa, Maltoni e Silva (2009), que apontaram a CZA como fonte de macro e micronutrientes no solo, enquanto que em solos ácidos Ferreira, Fageria e Didonet (2012) verificaram que a adição de CZA reduziu a toxicidade de Al^{3+} . Neste trabalho o pH do solo variou de 6,6 a 7,4 e o Al^{3+} trocável deixou de estar disponível (Tabela 3). Este comportamento corrobora os achados de Shetty *et al.* (2021), uma vez que em solos ácidos a alcalinidade da CZA (pH 8,1) contribuiu para elevação do pH. Na presença de CZA, observou-se $\text{pH} = 7,2$, $\text{Ca}^{+2} = 62,4 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e $\text{P} = 6,7 \text{ mg kg}^{-1}$, e na ausência de CZA $\text{pH} = 6,7$, $\text{Ca}^{+2} = 40,6 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ e $\text{P} = 18,1 \text{ mg kg}^{-1}$, comportamento que sugere a formação de fosfato de cálcio na presença de 20 t ha^{-1} de CZA, o que deixa menores os teores de P lábil no solo.

As doses de MAC promoveram incrementos lineares nos teores de MO e Ca^{+2} do solo (Tabela 3), tendo a MO aumentado 7% e o Ca^{+2} 59% com a adição de 30 t ha^{-1} de MAC. Essa importante contribuição da macrófita em relação aos teores de Ca^{+2} pode ser atribuída ao conteúdo deste em sua composição (Tabela 2). Por outro lado, os teores de P diminuiram na presença de MAC ($\hat{y} = 3,78 - 0,09 x$), e aumentaram 123% na presença da maior dose 30 t ha^{-1} de LOD ($\hat{y} = 7,70 + 0,31x$), destacando LOD e CZA como fonte de P.

Este comportamento foi relatado em outros trabalhos, mostrando a importância do lodo para elevação dos teores de P e N no solo (Alvarenga *et al.*, 2015; Černe *et al.*, 2019). A redução nos teores de P, observada quando da aplicação de MAC, pode ser explicada pela baixa mobilidade deste no solo (Tarafdar, 2019), além da possibilidade deste ser adsorvido na superfície de óxidos de Fe e Al. No entanto, na presença de $\text{pH} \geq 7,0$ e reduzida H^+Al pode ocorrer a imobilização do P como fosfato de cálcio (Camargo *et al.*, 2010; Olibone; Rosolem, 2010). A adição do LOD elevando o pH para 7,0, promoveu incrementos nos teores de N e Ca^{+2} , mas diminuiu o K^+ (1,0 para $0,8 \text{ mmol}_c \text{ dm}^{-3}$). A considerar a mobilidade do nutriente e a irrigação diária, embora tenha sido adicionado ao solo por meio do LOD ($2,85 \text{ g kg}^{-1}$), parte do K^+ pode ter ficado prontamente disponível ($6,4 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$) e, com a irrigação, ter sido lixiviado ao longo do período experimental. Paglia *et al.* (2007) recomendaram a realização de adubação potássica como complemento à adição de lodo de esgoto ao solo, devido à lixiviação do K^+ , após constatação experimental.

A H+Al diminuiu 11,3% com a adição de CZA, comportamento oposto ao relatado por Ebeling *et al.* (2008), que observaram aumento de H+Al e da MO, enquanto, no presente experimento a MO aumentou e a H+Al diminuiu, embora ainda esteja elevada (Tabela 3). A SB (soma de bases) exibiu incremento linear com a adição dos resíduos orgânicos, sendo 45% na maior dose de MAC (30 t ha⁻¹) e 98% na maior dose de LOD (30 t ha⁻¹), comportamento que acompanha os incrementos em Ca⁺² e se repete para CTC e V%. As variáveis dependentes da presença de cargas negativas no solo, podem ser favorecidas pela adição de MO e, conseqüentemente, pela adição de LOD + MAC (Alvarenga *et al.*, 2015), visto que ambos adicionam MO ao solo.

A interação dos fatores CZA x MAC destaca a contribuição da MAC para adição de Ca⁺² ao solo e elevação da SB, enquanto a interação CZA x LOD mostra a contribuição do LOD para adição de Ca⁺² e elevação do pH do solo. Referente aos desdobramentos entre CZA x MAC e CZA x LOD (Tabela 4), os melhores resultados, isto é, os valores superiores para Ca²⁺, Mg²⁺ e SB foram verificados na presença de CZA + LOD e os de MO, pH e Ca²⁺ na presença de CZA + MAC. Estes resultados demonstram a soma dos efeitos da CZA associada aos resíduos e dão indicativos que os resíduos aplicados apresentam potencial para melhorar a fertilidade do solo, elevando os teores de bases, particularmente de Ca⁺².

Tabela 4 – Valores médios para cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}) no desdobramento cinza (CZA) x macrófita (MAC), matéria orgânica (MO), reação do solo (pH) e cálcio (Ca^{2+}), no desdobramento cinza (CZA) x lodo (LOD), valores de F (Valor F), equações de regressão e coeficiente de determinação (R^2) para o *Stylosanthes capitata*

CZA	0	10	20	30	Valor F
Doses de macrófitas (t ha^{-1})					
----- Ca^{2+} ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$) -----					
Com	47,0 a	55,2 a	63,1 a	84,3 a	11,204**
Sem	38,5 a	39,8 b	33,0 b	51,3 b	0,061 ^{ns}
Valor F	1,611 ^{ns}	5,213*	19,776**	23,917**	
----- Mg^{2+} ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$) -----					
Com	11,4 a	11,3 a	12,8 a	11,0 a	1,224 ^{ns}
Sem	9,9 a	9,8 a	7,5 b	9,2 a	2,239 ^{ns}
Valor F	2,275 ^{ns}	1,954 ^{ns}	26,236**	3,275 ^{ns}	
Doses de macrófitas (t ha^{-1})					
----- MO (g kg^{-1}) -----					
Com	8,9 a	9,0 a	9,2 a	9,8 a	4,451 *
Sem	8,6 a	8,8 a	8,9 a	8,7 b	0,784 ^{ns}
Valor F	1,882 ^{ns}	1,059 ^{ns}	1,059 ^{ns}	19,882**	
----- pH -----					
Com	6,9 a	7,2 a	7,2 a	7,4 a	4,638 *
Sem	6,6 b	6,7 b	6,9 b	6,6 b	2,399 ^{ns}
Valor F	7,695 *	13,195**	6,979 *	39,369**	
----- Ca^{2+} ($\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$) -----					
Com	36,1 a	56,9 a	61,2 a	95, 5 a	26,525**
Sem	26,2 a	35,6 b	50,1 b	50,6 b	6,162**
Valor F	2,142 ^{ns}	9,914 *	2,672 ^{ns}	44,132**	

Fonte: Elaboração da própria autora. **Equações de regressão significativas no desdobramento CZA x MAC: Ca^{2+} com CZA** ($\hat{y} = 44,45 + 1,20 x$; $R^2=0,9318$; $F_c=31,319^{**}$). **Equações de regressão significativas no desdobramento CZA x LOD: MO com CZA** ($\hat{y} = 8,84 + 0,03 x$; $R^2=0,8604$; $F_c=5,897^*$), **pH com CZA** ($\hat{y} = 6,94 + 0,01 x$; $R^2=0,9060$; $F_c=12,606^{**}$), **pH sem CZA** ($\hat{y} = 6,53 + 0,03 x - 0,0011 x^2$; $R^2=0,8604$; $F_c=5,897^*$), **Ca^{2+} com CZA** ($\hat{y} = 35,03 + 1,82 x$; $R^2=0,9154$; $F_c=72,841^{**}$), **Ca^{2+} sem CZA** ($\hat{y} = 27,47 + 0,88 x$; $R^2=0,9870$; $F_c=16,807^{**}$). Médias seguidas de mesma letra na coluna, por variável, não diferem entre si para o teste F ($p \geq 0,05$). **, * e ^{ns} indicam resultados significativos a 1, 5% e não significativos, respectivamente.

O desdobramento MAC x LOD (Tabela 5) revela comportamento quadrático para P na ausência e com 30 t ha^{-1} de LOD e indica que $17,5 \text{ t ha}^{-1}$ seriam suficientes para obtenção do teor de P mais elevado para as condições definidas neste trabalho. O pH variou em função da MAC e do LOD, assim na ausência ou com 10 t ha^{-1} de MAC o pH aumenta e estima-se que $22,8 \text{ t ha}^{-1}$ de LOD seriam suficientes para elevar o pH a 7,4.

Tabela 5 – Valores médios para fósforo (P) e reação do solo (pH), magnésio (Mg^{2+}) e saturação por bases (V%), valores de F, equações de regressão, coeficiente de determinação (R^2) e ponto de máximo (PM - t ha^{-1}), para o desdobramento doses de macrófita (MAC) x lodo de esgoto (LOD) para *Stylosanthes capitata*

Doses	MAC (t ha^{-1})	R^2	Valor F	PM	LOD (t ha^{-1})	R^2	Valor F	PM	
P (mg kg^{-1})					P (mg kg^{-1})				
0	$\hat{y} = 4,14 + 0,70 x - 0,02 x^2$	0,5222	7,830**	17,5	$\hat{y} = 5,68 + 0,51 x$	0,8581	63,647**		
10	$\hat{y} = 14,34 - 0,22 x$	0,9762	12,114**		$\hat{y} = 10,57 + 0,27 x$	0,6996	17,467**		
20	$\hat{y} = 15,82 - 0,15 x$	0,7637	5,440 *		\hat{y}^{ns}	-	-		
30	$\hat{y} = 20,74 - 0,68 x - 0,02 x^2$	0,2837	7,154**	17,0	$\hat{y} = 6,06 + 0,37x$	0,8156	34,590**		
pH					pH				
0	$\hat{y} = 6,52 + 0,01 x$	0,4136	6,156 *		$\hat{y} = 6,33 + 0,09 x + 0,002 x^2$	0,1000	14,127**	22,8	
10	\hat{y}^{ns}	-	-		$\hat{y} = 7,00 - 0,04 + 0,001 x^2$	0,7530	4,192 *		
Mg²⁺ (mmolc kg^{-1})					Mg²⁺ (mmolc kg^{-1})				
0	\hat{y}^{ns}	-	-		$\hat{y} = 8,18 + 0,59 x$	0,9986	12,775**		
10	$\hat{y} = 12,13 - 0,09 x$	0,8639	4,005 *		\hat{y}^{ns}	-	-		
20	$\hat{y} = 12,51 - 0,40 x + 0,011 x^2$	0,8405	4,691 *	18,0	\hat{y}^{ns}	-	-		
V (%)					V (%)				
0	$\hat{y} = 61,17 + 1,36 x - 0,0224 x^2$	0,8761	21,145**	30,2	$\hat{y} = 65,66 + 0,78 x$	0,6996	27,698**		
10	\hat{y}^{ns}	-	-		$\hat{y} = 77,38 + 0,31 x$	0,7751	4,357 *		

Fonte: Elaboração da própria autora. Médias seguidas de mesma letra na coluna, por variável, não diferem entre si para no teste F para $p \geq 0,05$. **, * e ^{ns} indicam resultados significativos a 1, 5% e não significativos, respectivamente.

As variáveis ALT, MFPA, MSPA, MFR, MSR e VR da planta apresentaram maiores valores, com a adição de 20 t ha^{-1} de CZA (Tabela 6).

Tabela 6 – Valores médios de massa fresca (MFPA) e seca (MSPA) da parte aérea, massa fresca (MFR) e seca (MSR) do sistema radicular, volume de raiz (VR), valores de F, média geral (média), coeficiente de variação (CV), equações de regressão e coeficiente de determinação (R^2), para *Stylosanthes capitata* nos tratamentos (doses de cinza - CZA, macrófita - MAC e lodo de esgoto - LOD)

Fontes de Variação	ALT (cm)	MFPA	MSPA	MFR	MSR	VR (cm ³)
	Valores de F					
CZA	37,615**	15,702**	15,553**	60,968**	38,000**	14,463**
MAC	12,416**	4,977 *	5,167**	19,864**	20,282**	15,133**
LOD	32,238**	9,662**	8,101**	48,283 *	36,170**	10,194**
CZA x MAC	9,891**	2,102 ^{ns}	1,817 ^{ns}	14,233**	8,445**	3,881 *
CZA x LOD	0,707 ^{ns}	2,091 ^{ns}	1,473 ^{ns}	22,048**	12,251**	3,273 *
MAC x LOD	4,640**	1,012 ^{ns}	0,829 ^{ns}	25,303**	18,416**	4,384**
Média Geral	4,1	1,2	1,0	0,9	0,9	1,6
CV (%)	27	37	31	14	10	34
CZA						
Com	4,7 a	1,3 a	1,2 a	1,0 a	0,9 a	1,8 a
Sem	3,5 b	1,0 b	0,9 b	0,8 b	0,8 b	1,4 b
MAC (doses t ha⁻¹)						
0	3,2	1,0	0,9	0,8	0,8	1,1
10	3,9	1,2	1,1	0,9	0,9	1,6
20	4,4	1,2	1,0	1,1	0,9	1,8
30	4,8	1,4	1,2	0,9	0,9	2,0
LOD (doses t ha⁻¹)						
0	4,9	1,3	1,1	0,9	0,9	1,8
10	4,5	1,2	1,1	0,8	0,8	1,7
20	4,5	1,4	1,2	1,1	1,0	1,8
30	2,4	0,8	0,8	0,8	0,8	1,2

Fonte: Elaboração da própria autora. **Equações de regressão significativas para doses de MAC:** ALT ($\hat{y}=3,27 + 0,05 x$; $R^2= 0,9905$; $Pr/F=36,893^{**}$), MFPA ($\hat{y}=0,99 + 0,01 x$; $R^2=0,8921$; $Pr/F=13,320^{**}$), MSPA ($\hat{y}= 0,90 + 0,01 x$; $R^2=0,8817$; $Pr/F=13,667^{**}$), MFR ($\hat{y}=0,78 + 0,02 x - 0,0006 x^2$; $R^2=0,8216$; $Pr/F=25,833^*$, ponto de máximo (PtMax)=19,0 t ha⁻¹), MSR ($\hat{y}=0,76 + 0,14 x - 0,0004 x^2$; $R^2=0,8260$; $Pr/F=23,076^{**}$; PtMax=17,6 t ha⁻¹), VR ($\hat{y}=1,18 + 0,028x$; $R^2=0,9434$; $Pr/F= 42,829^{**}$). **Equações de regressão significativas para doses de LOD:** ALT ($\hat{y}=4,74 + 0,056 x - 0,0043 x^2$; $R^2=0,9131$; $Pr/F=19,169^{**}$; PtMax=6,5 t ha⁻¹), MFPA ($\hat{y}=1,21 + 0,028 x - 0,0013 x^2$; $R^2=0,7929$; $Pr/F=11,783^{**}$; PtMax=10,7 t ha⁻¹), MSPA ($\hat{y}=1,16 - 0,008 x$; $R^2=0,4370$; $Pr/F= 10,619^*$), MFR ($\hat{y}=0,88 + 0,019 x - 0,0007 x^2$; $R^2=0,2937$; $Pr/F=37,059^{**}$; PtMax=13,4 t ha⁻¹), MSR ($\hat{y}=0,83 + 0,010 x - 0,0004 x^2$; $R^2=0,3629$; $Pr/F=31,362^{**}$; PtMax=13 t ha⁻¹), VR ($\hat{y}=1,87 - 0,018 x$; $R^2=0,5825$; $Pr/F=17,814^{**}$). Médias seguidas de mesma letra na coluna, por variável, não diferem entre si para no teste F para $p \geq 0,05$. **, * e ^{ns} indicam resultados significativos a 1, 5% e não significativos, respectivamente.

Entretanto, a adição de MAC promoveu incrementos lineares, em função das doses aplicadas, para a maioria das variáveis da planta, a exceção da MFR e MSR, estas com resposta quadrática e pontos de máximo em 19 e 17,5 t ha⁻¹, respectivamente (Tabela 6). Estes resultados indicam que as doses testadas foram suficientes para o crescimento da raiz de *S. capitata*.

Andrade *et al.* (2010) observaram, em campo, que após 6 meses, as plantas apresentavam altura entre 6 e 9 cm.

A partir desta informação, pode-se inferir que as condições impostas no presente experimento não prejudicaram o crescimento inicial das plantas que, com 120 dias, apresentaram 4,9 cm de altura em alguns tratamentos (Tabela 6). O *S. capitata* exibiu incrementos positivos e lineares em função das doses de LOD aplicadas para ALT, MSPA e VR, indicando que o LOD pode ser um facilitador no processo de estabelecimento da vegetação em áreas com condições edáficas degradadas. No entanto, MFPA, MFR e MSR mostraram respostas quadráticas às doses de LOD aplicadas, com pontos de máximo em 10,7; 13,4 e 13,0 t ha⁻¹, respectivamente, indicando que estas doses seriam suficientes para produção de biomassa, tanto na parte aérea quanto no sistema radicular.

Em situações de baixa fertilidade a planta pode investir primeiro no sistema radicular, para aumentar o volume de solo explorado (Fageria; Moreira, 2011). Mizobata *et al.* (2017) relataram que a aplicação de MAC contribuiu para incrementos na matéria fresca da raiz do baru (leguminosa arbórea do Cerrado), com ganhos aproximados de 0,62 g a cada 10 t ha⁻¹ de MAC, evidenciando sua importância como um fornecedor de nutrientes e MO necessários ao crescimento das plantas. No caso do LOD, o crescimento das plantas respondeu positivamente, porém doses menores podem ser suficientes (Tabela 6). Contudo, o ajuste dos modelos, embora significativos, mostraram coeficientes de determinação abaixo de 60%, evidenciando que o modelo quadrático não se ajusta muito bem aos resultados (Montgomery *et al.*, 2012).

Nos desdobramentos CZA x MAC e CZA x LOD para ALT, MFR e MSR há indicações de que as doses testadas foram suficientes ao crescimento da raiz de *S. capitata* e as maiores medidas foram obtidas com doses de MAC entre 13 e 23 t ha⁻¹, na ausência de CZA, e as doses de LOD poderiam ser ainda menores para MFR e MSR, isto é, entre 10 e 16 t ha⁻¹ na presença ou ausência de CZA (Tabela 7). No desdobramento, o comportamento das demais variáveis foi linear e não limitante às doses de LOD ou de MAC, indicando um comportamento quadrático como referência na escolha das melhores doses de LOD e MAC a serem aplicadas.

Tabela 7 – Valores médios para massa fresca (MFR) e seca (MSR) do sistema radicular, volume da raiz (VR), altura (ALT), no desdobramento cinza (CZA) x macrófita (MAC), massa fresca (MFR) e seca (MSR) do sistema radicular e volume da raiz (VR), no desdobramento CZA x LOD, a planta para *Stylosanthes capitata*, bem como valores de F (Valor F), equações de regressão e coeficiente de determinação (R^2).

CZA	0 (t ha ⁻¹)	10 (t ha ⁻¹)	20 (t ha ⁻¹)	30 (t ha ⁻¹)	Valor F
Doses de macrófitas (t ha⁻¹)					
----- MFR (g) -----					
Com	0,08 a	1,00 a	1,25 a	0,98 a	33,282**
Sem	0,80 a	0,79 b	0,85 b	0,85 a	0,81 ^{ns}
Valor F	0,91 ^{ns}	20,49**	75,91**	7,17**	
----- MSR (g) -----					
Com	0,77 a	0,89 a	1,03 a	0,87 a	25,760**
Sem	0,77 a	0,79 b	0,83 b	0,83 a	2,97*
Valor F	0,002 ^{ns}	18,496**	42,387**	2,450 ^{ns}	
----- VR (cm ³) -----					
Com	1,25 a	2,02 a	1,93 a	1,95 a	7,015**
Sem	0,95 a	1,51 b	1,57 a	2,01 a	11,099**
Valor F	2,459 ^{ns}	20,139**	3,418 ^{ns}	0,089 ^{ns}	
----- ALT (cm) -----					
Com	3,74 a	5,32 a	4,90 a	4,75 a	5,755**
Sem	2,67 b	2,47 b	3,80 b	4,93 a	16,552*
Valor F	7,355**	52,013**	7,728**	0,192 ^{ns}	
Doses de lodo (t ha⁻¹)					
----- MFR (g) -----					
Com	1,03 a	0,87 a	1,37 a	0,75 a	67,590**
Sem	0,84 b	0,81 a	0,89 b	0,76 a	2,742*
Valor F	16,433**	1,548 ^{ns}	109,116**	0,016 ^{ns}	
----- MSR (g) -----					
Com	0,89 a	0,84 a	1,07 a	0,75 a	44,553**
Sem	0,83 b	0,78 b	0,84 b	0,75 a	3,869*
Valor F	5,331*	4,085*	65,330**	0,007 ^{ns}	
----- VR (cm ³) -----					
Com	2,09 a	1,84 a	2,11 a	1,10 a	12,123**
Sem	1,47 b	1,56 a	1,46 b	1,19 a	1,344 ^{ns}
Valor F	10,206**	2,227 ^{ns}	11,611**	0,238 ^{ns}	

Fonte: Elaboração da própria autora. **Equações de regressão significativas para doses de MAC: MFR com CZA** ($\hat{y}=0,761 + 0,045 x - 0,001 x^2$; $R^2=0,8538$; Pr/F=55,271**), **MSR com CZA** ($\hat{y}=0,755 + 0,025 x - 0,001 x^2$; $R^2=0,8761$; Pr/F=44,656**), **MSR sem CZA** ($\hat{y}=0,765 + 0,002 x$; $R^2=0,7433$; Pr/F=6,617*), **VR com CZA** ($\hat{y}=1,482 + 0,020 x$; $R^2=0,5253$; Pr/F=11,055**), ponto de máximo (PtMax)=19,0 t ha⁻¹), **VR sem CZA** ($\hat{y}=0,878 + 0,036 x$; $R^2=0,9770$; Pr/F=35,168**); PtMax=17,6 t ha⁻¹), **ALT com CZA** ($\hat{y}=3,854 + 0,155 x - 0,004 x^2$; $R^2=0,8050$; Pr/F=9,488**), **ALT sem CZA** ($\hat{y}=2,252 + 0,081 x$; $R^2=0,8482$; Pr/F=42,118**). **Equações de regressão significativas para doses de LOD: MFR com CZA** ($\hat{y}=0,937 + 0,032 x - 0,001 x^2$; $R^2=0,2686$; Pr/F=49,695**); PtMax=6,5 t ha⁻¹), **MSR com CZA** ($\hat{y}=0,851 + 0,019 x - 0,001 x^2$; $R^2=0,3760$; Pr/F=45,502**); PtMax=10,7 t ha⁻¹), **MSR sem CZA** ($\hat{y}=0,814 + 0,002 x - 0,001 x^2$; $R^2=0,4060$; Pr/F=3,333**); PtMax=13,4 t ha⁻¹), **VR com CZA** ($\hat{y}=2,191 - 0,027 x$; $R^2=0,5393$; Pr/F=19,613**). Médias seguidas de mesma letra na coluna, por variável, não diferem entre si para no teste F para $p \geq 0,05$. **, * e ^{ns} indicam resultados significativos a 1, 5% e não significativos, respectivamente.

Importante ressaltar que tanto a combinação CZA+MAC quanto CZA+LOD, favoreceram o crescimento do sistema radicular do *S. capitata*, produzindo como resultado maior VR, MFR e MSR, enquanto a associação CZA+MAC favoreceu, também, o crescimento em ALT (Tabela 7), provavelmente devido ao maior VR, o que pode facilitar a aquisição de nutrientes, contribuindo para o maior crescimento em ALT.

Neste trabalho foi possível observar na interação MAC x LOD que a MSR foi maior na presença de 20 t ha⁻¹ de MAC e 20 t ha⁻¹ de LOD, enquanto 10 t ha⁻¹ de LOD e 20 t ha⁻¹ de MAC apresentaram os melhores resultados para ALT, isto é, os maiores incrementos ocorrem nestas condições (Figuras 6 e 7). Além do condicionamento químico do solo pela incorporação dos resíduos CZA, MAC e LOD, estes também contribuíram para o crescimento inicial de *S. capitata*, e permite destacar as doses de 20 t ha⁻¹ tanto para MAC quanto para LOD e CZA.

Algumas variáveis da planta apresentaram resposta quadrática, na dose 20 t ha⁻¹ dos resíduos adicionados (MFR com MAC: $\hat{y}=0,68 + 0,099 x - 0,003 x^2$; R²=0,6934; Pr/F=164,121**; PtMax=16,5 t ha⁻¹; VR com MAC: $\hat{y}=0,98 + 0,170 x - 0,0050 x^2$; R²=0,9493; Pr/F=26,591**; PtMax=17,0 t ha⁻¹; MFR com LOD: $\hat{y}=0,70 + 0,084 x - 0,002 x^2$; R²=0,4199; Pr/F=37,059**; VR com LOD: $\hat{y}=1,56 + 0,123 x - 0,005 x^2$; R²=0,7244; Pr/F=23,995**; PtMax=12,3 t ha⁻¹). Na presença de 20 t ha⁻¹ de MAC, MFR e VR apontaram como satisfatórias doses de 16,5 e 17,0 t ha⁻¹, respectivamente (ponto de máximo), e na presença de 20 t ha⁻¹ de LOD as mesmas variáveis apresentaram como ponto de máximo 12,3 e 21 t ha⁻¹ para MFR e VR respectivamente.

O comportamento observado, para estas duas variáveis, indica que não há necessidade de incorporar ao solo doses maiores do que 21 t ha⁻¹, uma vez que na presença de 20 t ha⁻¹ da MAC é que as doses de LOD mais contribuem para aumentar a MFR e vice-versa, comportamento válido também para VR.

2.1.5 CONCLUSÕES

- ✓ Os resíduos, cinza do bagaço da cana-de-açúcar, lodo de esgoto e macrófitas aquáticas, aumentaram a disponibilidade de cálcio no solo em 59%, melhorando este aspecto químico do mesmo.
- ✓ O lodo de esgoto se destacou nos incrementos em Ca^{2+} , P, MO e Mg^{2+} do solo.
- ✓ O crescimento em altura do *S. capitata* foi maior com a aplicação de 20 t ha^{-1} , tanto de lodo de esgoto quanto de macrófitas aquáticas.
- ✓ Altura, massa fresca da parte aérea, massa seca do sistema radicular e volume de raízes foram maiores na presença de 20 t ha^{-1} de lodo de esgoto.
- ✓ Os resíduos, cinza, lodo de esgoto e macrófitas aquáticas, favoreceram a recuperação do solo e o crescimento inicial de *S. capitata*.

Referências

- AL-KINDI, S; ABED, R. M. M. Comparing Oil Degradation Efficiency and Bacterial Communities in Contaminated Soils Subjected to Biostimulation Using Different Organic Wastes. **Water, Air, Soil Pollution**, Dordrecht, v. 227, p: 36, 2016.
- ALVARENGA, P. *et al.* Sewage sludge, compost and other representative organic wastes as agricultural soil amendments: Benefits versus limiting factors. **Waste Management**, Oxford, v. 40, n.3, p. 44-52, 2015.
- ALVARES, C. A *et al.* Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, Stuttgart, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES, M. C.; SOUZA, Z. M. Recuperação de área degradada por construção de hidroelétrica com adubação verde e corretivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2505-2516, 2008.
- ANDRADE, C. M. S.; ASSIS, G. M. L.; SALES, M. F. L. **Estilosantes Campo Grande**: leguminosa forrageira recomendada para solos arenosos do Acre. Porto Velho: Embrapa Acre, 2010. 12p. (Circular Técnica, n. 55).
- BITTAR, I. M. B. Modernização do cerrado brasileiro e desenvolvimento sustentável: revendo a história. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Petrópolis, v. 6, n. 1, p. 26-38, 2011.
- BONI, T. S. *et al.* Chemical soil attributes of Cerrado areas under different recovery managements or conservation levels. **International Journal of Biodiversity and Conservation**, Lagos, v. 9, n. 5, p. 115-121, 2017.

- BROWN, S.; MAHONEY, M.; SPRENGER, M. A. A. 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**, Amsterdam, v. 485, n. 1, p. 624-632, 2014.
- CABALLERO, J. *et al.* Deforestation and forest degradation due to gold mining in the Peruvian Amazon: a 34-year perspective. **Remote Sensing**, Basel, v.10, n. 12, p. 1903, 2018.
- CAMARGO, M. S. *et al.* Fósforo em solos de cerrado submetidos à calagem. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 26, n 2, p. 187-194, 2010.
- CARNEIRO, J. G. A. **Produção e controle de qualidade de mudas florestais**. Universidade Federal do Paraná/ Universidade do Norte Fluminense, 1995. 451 p.
- CARVALHO, J. C. N. *et al.* Does fertilization with dehydrated sewage sludge affect *Terminalia argentea* (Combretaceae) and associated arthropods community in a degraded area. **Scientific Reports**, Berlin, v. 10, n. 1, p. e11811, 2020.
- ČERNE, M. *et al.* The effect of stabilization on the utilization of municipal sewage sludge as a soil amendment. **Waste Management**, Amsterdam, v. 94, n. 1, p. 27-38, 2019.
- COSTA, M. G. *et al.* Leguminosas arbóreas para recuperação de áreas degradadas com pastagem em Conceição de Macabu, Rio de Janeiro, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 101, p. 101-112, 2014.
- DEMATTE, J. L. I. **Levantamento detalhado dos solos do Campus experimental de Ilha Solteira**. Piracicaba: Departamento de Solos, Geologia e Fertilidade, ESALQ/USP. 1980.
- DURIGAN, G. *et al.* **Manual para recuperação da vegetação de cerrado**. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente, 2011.
- EBELING, A. G. *et al.* Relação entre acidez e outros atributos químicos em solos com teores elevados de matéria orgânica. **Bragantia**, Campinas, v. 67, n. 2, p. 429-439, 2008.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA **Cultivo e uso do Estilosantes-campo-grande**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2007. (Comunicado Técnico, n. 151).
- FAGERIA, N. K.; MOREIRA, A. The role of mineral nutrition on root growth of crop plants. **Advances in Agronomy**, Amsterdam, v. 110, n. 10, p. 251-331, 2011.
- FEITOSA, D. G; MALTONI, K. L.; SILVA, I. P. F. Evaluation of the ash originated from the burning process of sugarcane bagasse in replacement of the conventional chemical fertilization for food production and environmental preservation. **Revista Brasileira de Agroecologia**, Brasília, v. 4, n. 2, p. 2412-2415, 2009.
- FERREIRA, D. F. SISVAR: a computer analysis system to fixed effects split plot type designs. **Revista Brasileira de Biometria**, Lavras, v. 37, n. 4, p. 529-535, 2019.

FERREIRA, E. P. B.; FAGERIA, N. K.; DIDONET, A. D. Chemical properties of an Oxisol under organic management as influenced by application of sugarcane bagasse ash. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 43, n. 2, p. 228-236, 2012.

FREITAG, R. *et al.* Técnicas nucleadoras e adubação verde em unidades demonstrativas de restauração ecológica. **Revista de Ciências Agrárias**, Recife, v. 41, n. 1, p. 56-71, 2018.

GUERRA, A. *et al.* Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 458, p. 117802, 2020.

HIDASI-NETO, J. *et al.* Climate change will drive mammal species loss and biotic homogenization in the Cerrado biodiversity hotspot. **Perspectives in Ecology and Conservation**, Oxford, v. 17, n. 2, p. 57-63, 2019.

MACEDO, R. *et al.*-Conversion of Cerrado savannas into exotic pastures: The relative importance of vegetation and food resources for dung beetle assemblages. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 288, n. 23, p. 106709, 2020.

MACHADO, K. S. *et al.* Resíduos orgânicos e fósforo como condicionantes de solo degradado e efeitos sobre o crescimento inicial de *Dipteryx alata* Vog. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 541-552, 2014.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C. OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. Piracicaba: Potafaos, 1997.

MARTIN, A. M. Desenvolvimento é capitalismo mais energia: a produção energética nacional como corolário de integração econômica. **Revista Topoi**, Rio de Janeiro, v. 19, n. 38, p. 81-108, 2018.

MIZOBATA, K. K. G. S.; CASSIOLATO, A. M. R.; MALTONI, K. L. Crescimento de mudas de baru e gonçalo-alves em solo degradado, suplementado com resíduo, em Ilha Solteira-SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 2, p. 429-444, 2017.

MONTGOMERY, D.C; PECK, E.A.; VINING, G.G. **Introduction to linear regression analysis**. 5. ed, New Jersey: Wiley, 2012.

OLIVEIRA, S. R. *et al.* Are protected areas effective in preserving anurans and promoting biodiversity discoveries in the Brazilian Cerrado? **Journal for Nature Conservation**, Amsterdam, v. 52, p. 125734, 2019.

OLIBONE, D.; ROSOLEM, C.A. Phosphate fertilization and phosphorus forms in an Oxisol under no-till. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n. 4, p. 465-471, 2010.

ORTEGA, R. *et al.* Improving the fertility of degraded soils from a limestone quarry with organic and inorganic amendments to support vegetation restoration with semiarid Mediterranean plants. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 204, p. 104718, 2020.

PAGLIA, E. C. *et al.* Doses de potássio na lixiviação do solo com lodo de esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 94-100, 2007.

PILON, N. A. L. The diversity of post-fire regeneration strategies in the Cerrado ground layer. **Journal of Ecology**, New Jersey, v. 109, n. 1, p. 154-166, 2021.

PRADO, K. C. A. *et al.* Gestão de cinzas vegetais provenientes da queima de bagaço de cana-de-açúcar em caldeiras. **Revista Sapiência: Sociedade, Saberes e Práticas Educacionais**, Iporá, v. 9, n. 3, p. 315-328., 2020.

van RAIJ, B. *et al.* **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico, 2001.

ROCHA, A. B. A. *et al.* Geomorphologic map of the Brazilian Cerrado by geomorphometric archetypes. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, Uberlândia, v. 23, n. 3, p. 1674-1678, 2022.

ROLIM, G. S. *et al.* Classificação climática de Köppen e Thornthwaite e sua aplicabilidade na determinação de zonas agroclimáticas de zonas agroclimáticas para o estado de São Paulo. **Bragantia**, Campinas, v. 669, n. 4, p. 711-720, 2007.

RODRIGUES, G. B.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n.1, p. 73-80, 2007.

SANTOS, H. G. *et al.* **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SHETTY, R. *et al.* Aluminum toxicity in plants and its possible mitigation in acid soils by biochar: A review. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 765, p. 142744, 2021.

SOUZA, M. T. P. *et al.* Growth of native forest species in a mixed stand in the Brazilian Savanna. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 462, p. 118011, 2020.

TARAFDAR, J. C. Fungal inoculants for native phosphorus mobilization. *In*: GIRI, B. *et al.* (eds) **Biofertilizers for Sustainable Agriculture and Environment**. Cham: Springer, 2019. (Soil Biology Series, v. 55)

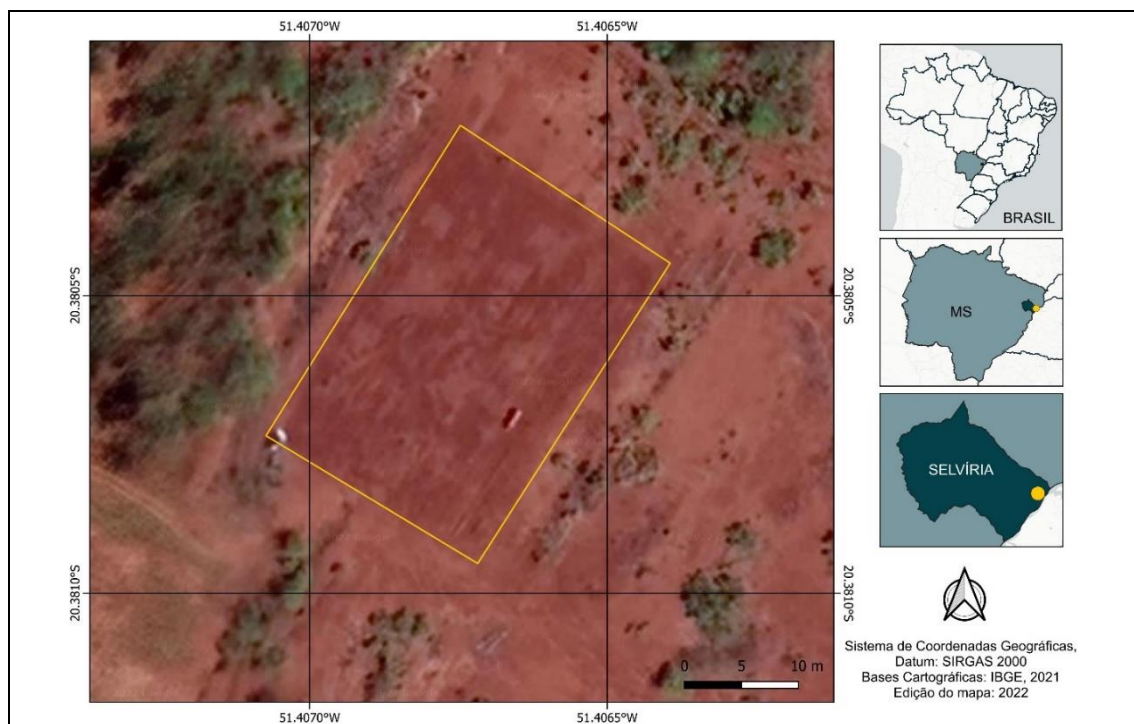
ZENZEN, I. L. Área foliar e volume do sistema radicular em plantas de soja inoculadas com estirpes de *Bradyrhizobium* e submetidas ao alagamento. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 1092-1094, 2007.

3 EXPERIMENTO CONDUZIDO EM CAMPO

3.1 Descrição geral da área e do experimento

Este trabalho foi conduzido em condições de campo, na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão (FEPE), da Faculdade de Engenharia – UNESP/Campus de Ilha Solteira, localizada no município de Servíria (MS) (Figura 1).

Figura 1 – Localização da área experimental



Fonte: Elaboração da própria autora

A área selecionada para o desenvolvimento experimental encontra-se degradada desde a construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira-SP (UHE/SP) ocorrida na década de 1960, quando ocorreu a supressão da vegetação nativa (cerrado) e a remoção do solo com cortes de cerca de 10 m de profundidade. O material obtido com os cortes foi utilizado no enrocamento da barragem e demais obras, durante a construção da UHE/ISA (Fardin *et al.*, 2021). Essas ações, supressão da vegetação e remoção das camadas mais superficiais do solo, dificultaram a regeneração natural da área tanto que, em 2021, mais de 5 décadas após a ocorrência das ações antrópicas citadas, a área permanece sem recobrimento vegetal e exposta a processos erosivos.

Em abril/2021, a área experimental foi gradeada (grade pesada, 1 vez) e escarificada (duas vezes), para romper o selamento existente à superfície e revolver o material de solo até a profundidade de 0,40 m. Na sequência, foram estabelecidas 36 parcelas, com 25 m² (5 x 5 m) cada uma, e espaçamento de 2 m entre parcelas, para permitir a passagem do maquinário necessário à irrigação inicial. Nestas parcelas foram estabelecidos 8 tratamentos (Figura 2), com 4 repetições (Tabela 8), seguindo o modelo experimental em blocos inteiramente casualizados, com cada bloco contendo todos os tratamentos.

Figura 2 – Croqui da área experimental e respectivos tratamentos, organizados em blocos inteiramente casualizados

2	BLOCO1				BLOCO3												
5	0CZ P1 0LE 1SB REP1	20CZ P2 20LE 1SB REP1	20CZ P3 20LE 0SB REP1	0CZ P4 20LE 0SB REP1	20CZ P9 20LE 1SB REP3	0CZ P10 0LE 0SB REP3	0CZ P11 0LE 1SB REP3	0CZ P12 20LE 1SB REP3							MEC		SMEC
2																	
5	0CZ P5 0LE 0SB REP1	20CZ P6 0LE 1SB REP1	0CZ P7 20LE 1SB REP1	20CZ P8 0LE 0SB REP1	20CZ P13 0LE 0SB REP3	20CZ P14 20LE 0SB REP3	0CZ P15 20LE 0SB REP3	20CZ P16 0LE 1SB REP3							MEC		SMEC
2																	
5	0CZ P17 20LE 0SB REP2	20CZ P18 20LE 1SB REP2	0CZ P19 0LE 0SB REP2	20CZ P20 20LE 0SB REP2	0CZ P25 0LE 1SB REP4	20CZ P26 20LE 0SB REP4	0CZ P27 20LE 0SB REP4	20CZ P28 20LE 1SB REP4							MEC		SMEC
2																	
5	0CZ P21 0LE 1SB REP2	0CZ P22 20LE 1SB REP2	20CZ P23 0LE 0SB REP2	20CZ P24 0LE 1SB REP2	20CZ P29 0LE 0SB REP4	0CZ P30 20LE 1SB REP4	0CZ P31 0LE 0SB REP4	20CZ P32 0LE 1SB REP4							MEC		SMEC
2																	

Fonte: Elaboração da própria autora. CZA: Cinza da pirólise do bagaço da cana-de-açúcar; LOD: Lodo de esgoto; SOMB: Sombreamento, sem e com adição de galhos secos à superfície, coletados em fragmentos de cerrado da área do entorno; REP: repetição, 0 e 20 t ha⁻¹ de CZA e LOD; 0 e 1, sem e com SOMB., e 2 tratamentos adicionais, também com 4 repetições, sendo mecanizado (MEC) e sem mecanização (SMEC) nenhuma ação foi realizada neste tratamento.

Tabela 1 – Descrição dos tratamentos

Tratamentos		Descrição
0CZA 0LOD 0SOMB	20CZA 0LOD 0SOMB	CZA = cinza nas doses 0 e 20 t ha ⁻¹ (0CZA e 20CZA)
0CZA 0LOD 1SOMB	20CZA 0LOD 1SOMB	LOD = lodo de esgoto nas doses 0 e 20 t ha ⁻¹ (0LOD e 20LOD)
0CZA 20LOD 0SOMB	20CZA 20LO 0SOMB	SOMB = sombreamento, sem e com (0SOMB e 1SOMB)
0CZA 20LOD 1SOMB	20CZA 20LOD 1SOMB	O mix de sementes e as sementes de estilosantes foram adicionadas a todas as parcelas experimentais

Fonte: Elaboração da própria autora

Os resíduos, lodo de esgoto (LOD) e cinza da pirólise do bagaço da cana-de-açúcar (CZA), foram amostrados e caracterizados quimicamente (Tabela 2). As doses selecionadas para uso em campo foram obtidas a partir de experimento conduzido em casa de vegetação,

sendo selecionada a dose 20 t ha⁻¹ de resíduo, tanto para LOD como para CZA, por terem produzido os melhores resultados no estabelecimento do estilosantes (resultados disponíveis a partir de experimento conduzido em condições de cultivo protegido, pela autora, e podem ser encontrados no item 2.1. do presente trabalho.

Tabela 2 – Caracterização química inicial do subsolo e dos resíduos, cinza do bagaço de cana-de-açúcar (CZA) e lodo de esgoto (LOD), seguindo a metodologia de Rajj *et al.* (2001)

Material	P mg kg ⁻¹	MO g kg ⁻¹	pH CaCl ₂	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	H+Al	Al ³⁺	SB	CTC
	----- (mmol _c kg ⁻¹) -----									
Solo	1	8	4,2	0,9	1	1	31	4	2,9	33,9
Resíduos										
LOD	108,2	87,3	7,8	6,4	712,6	97,0	6,7	0	816	822,7
CZA	405,4	9,5	8,1	17,9	255,4	43,6	5,4	0	317	322,3

Fonte: Elaboração da própria autora. P = fósforo, MO = matéria orgânica, pH = reação do solo, K⁺ = potássio, Ca²⁺ = cálcio, Mg²⁺ = magnésio, H+Al = acidez potencial, Al³⁺ = alumínio, SB = soma de bases, CTC = capacidade de troca catiônica.

Os tratamentos foram constituídos de dois resíduos orgânicos (LOD e CZA) aplicados em 2 doses (0 e 20 t ha⁻¹), além de um mix de sementes contendo 13 espécies nativas do Cerrado, sementes de *Stylosanthes* sp. cv. Campo Grande (*S. capitata* + *S. macrocephala*) e galhos foram distribuídos à superfície, totalizando 8 tratamentos (Tabela 1; Figuras 2 e 3), com a seguinte cronologia: a área experimental foi mecanizada em abril/2021, aplicação dos resíduos orgânicos ocorreu em maio/2021; esta permaneceu em pousio (150 dias) até o início do período chuvoso em outubro/2021, quando procedeu-se à introdução das sementes e deposição da galharia para o sombreamento das parcelas. Além dos tratamentos estabelecidos, outras 8 parcelas foram demarcadas em campo sendo 4 parcelas onde foi apenas mecanizado (MEC) e outras 4 parcelas onde a superfície estava preservada, sem alterações (SMEC). Estas foram estabelecidas para avaliações comparativas, e estão localizadas em continuidade ao experimento.

A cinza do bagaço da cana-de-açúcar foi doada pela Usina Vale do Paraná, localizada no município de Suzanápolis-SP, e o lodo de esgoto doado pela estação de tratamento de esgoto (ETE) de Presidente Prudente (SP), onde foi previamente higienizado (adição de Cal – calcação). No mês de maio/2021, os resíduos foram distribuídos no solo e homogeneizados, manualmente.

Tabela 3 – Lista das espécies vegetais, nome popular, família botânica, hábito e quantidade de sementes adicionadas por parcela experimental

Espécies	Nome popular	Família	Hábito	Quantidade
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott ex Spreng.	Gonçalo Alves	Anacardiaceae	Arbórea	311 und*
<i>Dipteryx alata</i> Vogel.	Baru	Fabaceae	Arbórea	10 und
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne.	Jatobá	Fabaceae	Arbórea	5 und
<i>Plathymenia reticulada</i> Benth.	Amarelinho	Fabaceae	Arbórea	30 g
<i>Leptolobium elegans</i> Vogel.	Chapadinha	Fabaceae	Arbórea	15 g
<i>Vatairea macroparpa</i> (Benth.) Ducke.	Angelim do Cerrado	Fabaceae	Arbórea	10 und
<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil.	Dedaleira	Lythraceae	Arbórea	537 und
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	Tingui	Sapindaceae	Arbórea	10 und
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Jacarandá	Fabaceae	Arbórea	33 und
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Copaiba	Fabaceae	Arbórea	10 und
<i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc.	Pau Santo	Calophyllaceae	Arbórea	10 und
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich. ex DC.	Marmelo do Cerrado	Rubiaceae	Arbustiva	20 und
<i>Stryphnodendron obovatum</i> Benth.	Barbatimão	Fabaceae	Arborea	58 und
<i>Stylosanthes</i> spp. cv. Campo Grande	Estilosantes	Fabaceae	Arbustivo	32 g

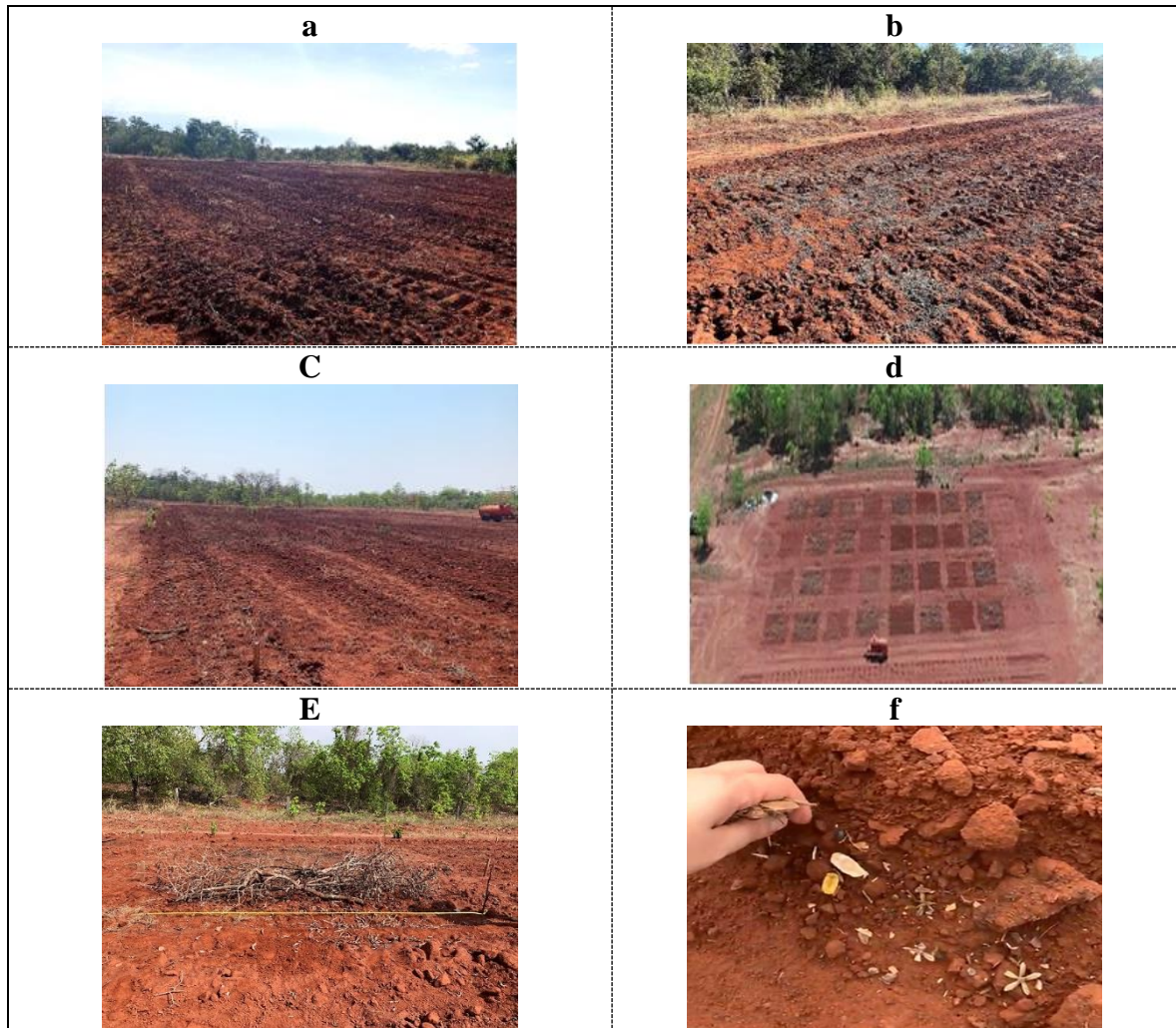
Fonte: Elaboração da própria autora. *Und = unidades

O sombreamento foi produzido com a colocação, à superfície, de galhos secos coletados em fragmentos de cerrado no entorno da área em estudo, sendo adicionado galhos em cada parcela de acordo com o delineamento estabelecido (Tabela 1), cobrindo cerca de 32% da área da parcela, isto é, o sombreamento atinge uma área de 1,90 m x 4,20 m da parcela (Figura 3), mas foi distribuído de modo homogêneo sobre toda a área da parcela.

As sementes de espécies vegetais nativas do cerrado foram coletadas, na FEPE e seu entorno, ao longo dos meses de agosto e setembro de 2021, obtendo-se sementes de treze espécies do cerrado (Figura 3). Estas foram divididas em arbóreas, arbustivas e herbáceas e a quantidade de sementes introduzida nas parcelas experimentais variou de acordo com as características da semente e sua disponibilidade (Tabela 10).

A leguminosa forrageira *Stylosanthes* sp. cv. Campo Grande foi adquirida na Empresa Boi Gordo, localizada no município de Campo Grande (MS) e a quantidade destinada a cada parcela seguiu a recomendação da empresa, 5 kg de sementes ha⁻¹, tendo sido introduzidas 32 g de sementes por parcela experimental. No mês de outubro/2021, um mix das 13 sementes de espécies nativas mais o estilosantes foram semeadas em linhas (manualmente), com 8 cm de profundidade, o que permitiu o recobrimento das sementes (Figura 3f).

Figura 3 – A área experimental em fases distintas da instalação do experimento: a) preparo da área (abril/2021); b) aplicação dos resíduos orgânicos (maio/2021); c) pousio de 150 dias após a inserção dos resíduos orgânicos, até outubro/2021, d) vista da área após implantação dos tratamentos (outubro/2021), e) no início do período chuvoso (outubro/2021) introdução da galharia e f) introdução das sementes



Fonte: Elaboração da própria autora

Após a semeadura, a área experimental passou a ser irrigada duas vezes por semana, durante os meses de outubro e novembro, devido a reduzida pluviosidade no período. A irrigação foi realizada manualmente com auxílio de trator, tanque pipa, e mangueira, distribuindo 2.500 L de água em cada irrigação.

3.2 USO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS E SOMBREAMENTO SUPERFICIAL NA REVEGETAÇÃO DE ÁREA DEGRADADA COM *STYLOSANTHES*

RESUMO

O trabalho teve como objetivo induzir a revegetação na área degradada por meio da incorporação de resíduos ao solo, do sombreamento da superfície e do cultivo de leguminosa. Foi conduzido em condições de campo, na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão (FEPE), a área selecionada para o desenvolvimento experimental encontra-se degradada desde a construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira e o material obtido com os cortes foi utilizado no enrocamento da barragem e demais obras, durante a construção. A área experimental foi gradeada uma vez e escarificada duas vezes, para romper o selamento existente à superfície e revolver o material de solo até a profundidade de 0,40 m. Estabeleceram-se em campo 36 parcelas, de 25 m², que receberam 8 tratamentos com 4 repetições, seguindo o modelo experimental em blocos inteiramente casualizados. Os tratamentos foram: constituídos de dois resíduos orgânicos (LOD e CZA) aplicados em 2 doses (0 e 20 t ha⁻¹), além de um mix de sementes contendo 13 espécies nativas do Cerrado, sementes de *Stylosanthes* spp. cv. Campo Grande (*S. capitata* + *S. macrocephala*) e galhos foram distribuídos à superfície para efetuar o sombreamento. Também se demarcou em campo 4 parcelas onde foi apenas mecanizados (MEC), e 4 outras parcelas a superfície foram preservadas, sem alterações (SMEC), para a realização de avaliações comparativas. Após a semeadura, a área experimental passou a ser irrigada manualmente duas vezes por semana, durante os meses de outubro e novembro. As avaliações de temperatura do solo foram realizadas mensalmente, ao longo de treze meses de condução do experimento, e aferidas na profundidade de 0,05 m, com três repetições por parcela entre 11 e 13 h. A avaliação da umidade do solo foi realizada pelo método gravimétrico sendo realizada em duas etapas, nas profundidades de 0 – 0,10; 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, com duas repetições por parcela. As amostras de solo foram coletadas na profundidade de 0 - 0,10 m, em duas etapas para avaliações dos seguintes parâmetros: P, MO, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, H+Al, Al³⁺, S-SO₄, B, Cu, Fe, Mn e Zn. A presença de CZA e LOD apresentou efeitos estatisticamente significativos sobre o recobrimento vegetal, enquanto a de LOD elevou os teores de umidade do solo na presença de 20 t ha⁻¹. Para o parâmetro temperatura, a presença de sombreamento, em conjunto com os resíduos, proporcionou um decréscimo de 3°C de temperatura do solo. Quanto à fertilidade do solo, P, K, Mg, H+Al, Al³⁺, S-SO₄, B, pH, M.O e CTC responderam significativamente à adição de CZA e LOD e na ausência de sombreamento.

Palavras-chaves: revegetação; área degradada; resíduos orgânicos.

3.2.2 INTRODUÇÃO

A expansão urbana demanda obras de infraestrutura e incrementos na produção de alimentos, são ações que podem desencadear diversos impactos ambientais, como por exemplo, a degradação do recurso solo (Pejon, Rodrigues, Zuquete, 2013). Este pode sofrer alterações por práticas contínuas de uso e manejo, pela alteração das temperaturas superficiais locais e regionais, entre outros. A ampliação de infraestruturas, como no caso de obras hidrelétricas, é impactante ao solo quando ocasiona inundação de extensas áreas, a supressão da cobertura vegetal e de camadas superficiais do solo, neste caso expondo o subsolo e promovendo alterações físicas, químicas e biológicas (Rodrigues, Maltoni, Cassiolato, 2007).

No entanto, é importante ressaltar que as usinas hidrelétricas são responsáveis pela maior parte do suprimento energético no Brasil, sendo o país o detentor de um dos maiores potenciais hidrelétricos do mundo. A participação da energia hidráulica na matriz energética brasileira é de 71%, enquanto a média mundial é de 17% (Brasil, 2020). Apesar da importância dos reservatórios para a sociedade, por seus múltiplos usos, sua construção está associada a diversos impactos socioambientais (Li *et al.*, 2019).

Atualmente, a degradação do solo está entre as maiores preocupações globais, devido ao declínio em sua qualidade, tanto em aspectos físicos, quanto químicos e biológicos (Ferrara; Salvati; Tombolini, 2014; Lal, 2015; Iturri *et al.*, 2016). A degradação é resultado de práticas não sustentáveis de uso e ocupação do solo, no âmbito da agricultura, das atividades industriais e da expansão urbana, que são influenciadas por fatores socioeconômicos, que acabam por refletir nos atributos do sistema solo (Emadodin; Narita; Bork, 2012; Unanaonwi; AMONUM, 2014; Lal, 2015; Khaledian *et al.*, 2017).

A supressão da vegetação nativa, promove alterações na estrutura das comunidades vegetais (Fao; Pnuma, 2020) e no solo (Unanaonwi; Amonum, 2014; Lal, 2015). Mudanças nas características das comunidades vegetais, criam espaços para colonização por espécies mais tolerantes a estressores bióticos e abióticos (Perea; Gil, 2014; Blackhall; Raffaele; Veblen, 2015; Kitzberger *et al.*, 2012; Navarro-Cano; Goberna; Verdu, 2019; Landesmann *et al.*, 2021; Crockett; Hurteau, 2022). Para recuperação de áreas degradadas, onde o subsolo se encontra exposto à superfície é importante buscar meios para o restabelecimento da cobertura vegetal.

A colonização de uma área desprovida de vegetação pode ter início com espécies cujos propágulos se fazem presentes no entorno da área, ou com espécies intencionalmente introduzidas, esperando que a presença destas se traduza em facilitação ao restabelecimento de outras, particularmente daquelas mais sensíveis aos estressores presentes (Perea; Gil, 2014; Navarro-Cano; Goberna; Verdu, 2019, Crockett; Hurteau, 2022).

A utilização de gramíneas e leguminosas na recuperação de áreas degradadas pode ser uma alternativa interessante. As leguminosas podem estar relacionadas à fixação de nitrogênio atmosférico (N_2) por meio de sua simbiose com bactérias específicas e disponibilizar esse nutriente às demais plantas presentes, facilitando seu estabelecimento e melhorando a sustentabilidade do sistema (Coura *et al.*, 2018). Outras vantagens atribuídas às leguminosas utilizadas como plantas de cobertura incluem: o rápido crescimento, sistema radicular profundo e grande produção de biomassa vegetal (Alcântara *et al.*, 2000). Este conjunto de características pode facilitar o processo de recuperação de áreas degradadas.

O restabelecimento da vegetação pode ajudar, também, a minimizar os impactos da radiação solar excessiva diretamente sobre o solo, reduzindo a temperatura na superfície do solo (Song; Park, 2020), melhorando a umidade do solo e elevando a disponibilidade de nutrientes (Mosquera-Losada *et al.*, 2015; Valenzuela *et al.*, 2016; Al-Namazi; Bonser, 2020; Arroyo *et al.*, 2021; Parajuli *et al.*, 2021; Sales *et al.*, 2022).

Este conjunto de efeitos facilitadores produzidos pelo restabelecimento da cobertura vegetal, particularmente aqueles relacionados a temperatura e umidade do solo, poderão ser intensificados pelo sombreamento produzido com a deposição de galhos à superfície. Espera-se que o sombreamento com galharia reduza a temperatura na superfície do solo e contribua para manter, por mais tempo, a umidade do solo, além de criar abrigo para pequenos animais (Reis *et al.*, 2014; Leite *et al.*, 2019).

Diante de um cenário de degradação envolvendo o solo, elemento chave na conservação da biodiversidade e da qualidade ambiental, a incorporação de nutrientes ao solo também tem sido considerada uma estratégia indispensável ao restabelecimento da cobertura vegetal (Salvati *et al.*, 2015). Esta pode ocorrer pela incorporação de matéria orgânica ao solo, o que pode se alcançar por meio de diversos materiais alternativos (orgânicos ou inorgânicos) como o lodo proveniente de estações de tratamento de esgoto, rico em elementos importantes à nutrição das plantas (Bravo *et al.*, 2016).

O lodo de esgoto é um subproduto rico em matéria orgânica, gerado durante o processo de tratamento das águas residuais nas Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) (Rezende *et al.*, 2010), e ao receber tratamento não apresenta potencial poluidor, possibilitando sua utilização

de modo adequado ambientalmente (Batista, 2015; Gawdzik; Gawdzik, 2012; Brasil-Conama, 2006; Lima, 2010).

A produção de lodo de esgoto nos centros urbanos é grande e seu uso na agricultura tem despertado interesse dos centros de pesquisa, onde já é considerado como condicionante químico do solo, além de representar uma alternativa promissora à disposição final desse resíduo, o que pode ser particularmente interessante na recuperação de áreas de vegetação nativa degradadas (Maia *et al.*, 2018).

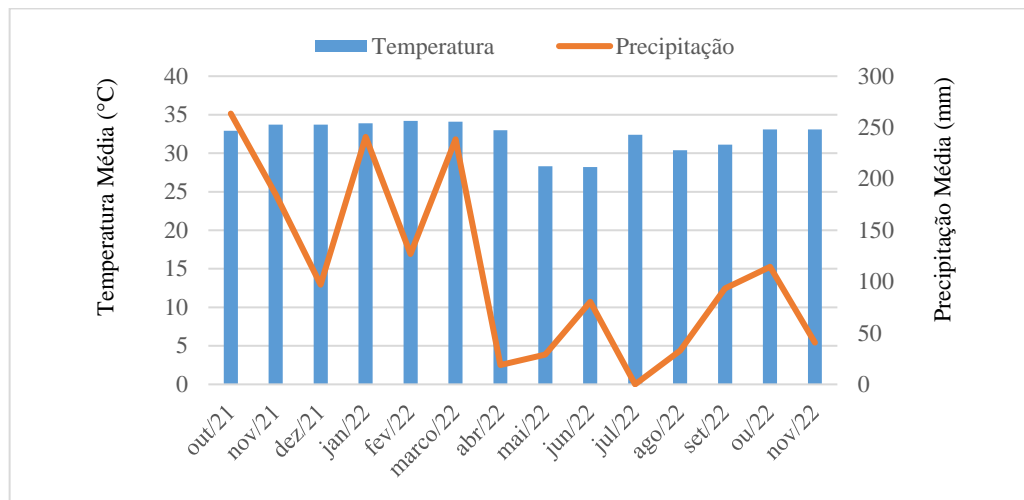
Outros resíduos também podem ser considerados neste contexto, de condicionar o solo degradado e dar destino adequado a um resíduo disponível. A cinza do bagaço da cana-de-açúcar, oriunda da pirolise em caldeiras, tem composição qualitativa e quantitativa dependente da biomassa utilizada, da temperatura de carbonização (responsável pela maior ou menor sublimação dos componentes químicos) e da adoção ou não da requeima (Maeda; Silva; Cardoso, 2008; Moro; Gonçalves, 1995; Ferreira; Fageria; Didonet, 2012).

O aproveitamento de resíduos ricos em matéria orgânica, associado à introdução da vegetação e ao sombreamento da superfície podem facilitar o restabelecimento da vegetação em áreas degradadas. A introdução de resíduos ricos em matéria orgânica (lodo de esgoto e cinza da cana-de-açúcar) em solo que sofreu degradação antrópica, proporciona ganhos químicos ao mesmo. A distribuição de galhos à superfície promove sombreamento, com isto espera-se redução das elevadas temperaturas e manutenção de alguma umidade no solo, para facilitar o estabelecimento de espécies vegetais nativas, enquanto a introdução de leguminosas, como *Stylosanthes* spp., pode contribuir para o estabelecimento de outras espécies vegetais na área. Assim, o objetivo deste trabalho foi induzir a revegetação na área degradada por meio da incorporação de resíduos ao solo, do sombreamento da superfície e do cultivo de leguminosa.

3.2.3 MATERIAL E MÉTODOS

A descrição da área e da montagem do experimento se encontram no item 3.1, e os dados referentes a temperatura e precipitação médias mensais, durante o período experimental se encontram na figura 1.

Figura 1 – Temperatura e precipitação médias mensais durante as avaliações no período de outubro/2021 a novembro/2022



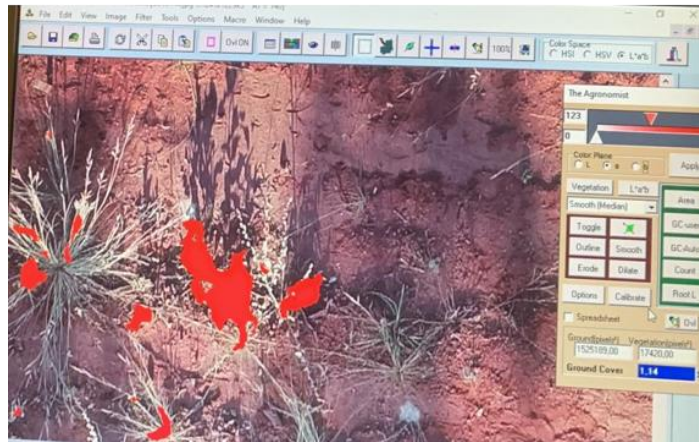
Fonte: Elaboração da própria autora

3.2.3.1 Avaliações realizadas

3.2.3.1.1 Estimativa do recobrimento vegetal

A estimativa do recobrimento vegetal foi feita no mês de novembro/2022, por meio de imagens coletadas com 15 m de altura, por um Drone Phantom 4 Pro. As imagens coletadas foram interpretadas com auxílio do Software APS ASSES 2.0 (Lamari, 2008), que estimou a porcentagem de cobertura vegetal existente em cada parcela experimental (Figura 2), o que possibilitou estimar a evolução do recobrimento vegetal em função dos tratamentos aplicados.

Figura 2 – Imagem do processamento feito com auxílio do Software APS ASSES 2.0, para avaliar a presença de recobrimento vegetal



Fonte: Elaboração da própria autora

Temperatura e umidade do solo

Medidas de temperatura do solo foram realizadas mensalmente, ao longo de treze meses de condução do experimento, com início em outubro/2021, após 15 dias da inserção das galharias e da sementeira, e seguiu até novembro/2022. As medidas de temperatura foram aferidas na profundidade de 0,05 m, com três repetições por parcela entre 11 e 13 h, horário em que a temperatura do solo está elevada (Costa; Godoy, 1962). As medidas foram realizadas com termômetros de haste metálica da marca Tp 101 (Figura 3).

Figura 3 – Avaliação de temperatura em campo, em parcela experimental: a) com adição de resíduos orgânicos e b) sem adição de resíduos orgânicos e escarificação do solo



Fonte: Elaboração da própria autora

A avaliação da umidade do solo foi realizada pelo método gravimétrico (EMBRAPA, 2017) nos meses de junho/2021 e maio/2022, nas profundidades de 0 – 0,10; 0,10 – 0,20 e 0,20 – 0,40 m, com duas repetições por parcela.

Caracterização química do solo

Amostras de solo, compostas de 8 amostras simples, por parcela, foram coletadas na profundidade de 0 - 0,10 m, nos meses de junho/2021 e maio/2022 para análise de fertilidade do solo. Estas amostras foram secas ao ar, peneiradas em malha de 2 mm e, posteriormente, encaminhadas ao Laboratório de Fertilidade do Solo da Faculdade de Engenharia, UNESP, Campus de Ilha Solteira. Para tanto, fósforo - P, matéria orgânica - MO, potássio - K⁺, cálcio - Ca²⁺, magnésio - Mg²⁺, acidez potencial - H+Al, alumínio - Al³⁺, enxofre - S-SO₄, boro - B, cobre - Cu, ferro - Fe, manganês - Mn e zinco - Zn, foram determinados de acordo com Raij *et al.* (2001). Nestas mesmas amostras determinou-se o nitrogênio (N) pelo método de Kjeldahl, segundo Malavolta, Vitti e Oliveira (1997).

Análise estatística

Os dados foram avaliados por meio de análise de variância seguida de teste de média, Tukey ($p \leq 0,05$), utilizando-se o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2019).

3.2.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A avaliação da cobertura vegetal conduzida com o auxílio de um drone, mostrou a ocorrência de mudanças a partir da adição de CZA e LOD (Tabela 11). Na presença de CZA a cobertura vegetal das parcelas experimentais chegou a 29% e com LOD chegou a 34%, o SOMB não apresentou efeitos estatisticamente significativos sobre o recobrimento vegetal. A combinação de CZA e LOD (Tabela 2) proporcionou um recobrimento vegetal de 39%, um ganho importante, se comparado ao recobrimento de 10% encontrado nas parcelas sem adição de CZA ou LOD.

Tabela 1 – Valores de F para cobertura vegetal nas doses 0 e 20 t ha⁻¹ de cinza (CZA) e de lodo (LOD), com e sem sombreamento (SOMB), bem como valores de F, coeficiente de variação (CV) e média geral

Fonte de Variação	Valor de F	Fonte de Variação	Cobertura Vegetal
BLOCO	1,918 ^{ns}	CZA (t ha⁻¹)	
CZA	4,488*	00	19 b
LOD	18,783**	20	29 a
SOMB	0,713 ^{ns}		
CZA*LOD	0,016 ^{ns}	LOD (t ha⁻¹)	
CZA*SOMB	0,292 ^{ns}	00	14 b
LOD*SOMB	1,321 ^{ns}	20	34 a
CZA*LOD*SOMB	0,032 ^{ns}		
		SOMB	
Média Geral	24	Sem	22 a
CV (%)	53	Com	26 a

Fonte: Elaboração da própria autora. **, * e ^{ns} valores de F significativos a 1, 5% e não significativos, respectivamente. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na coluna, não diferem entre si para cada fonte de variação.

Assim pode-se afirmar que a associação de CZA + LOD foi positiva em relação à cobertura vegetal transcorridos 13 meses do início do experimento, período que pode ser considerado bastante reduzido, por se tratar de plantas nativas de Cerrado (Oliveira *et al.*, 2019)

e de uma área que sofreu remoção da camada superficial do solo, que pode em algumas áreas ter sido superior a 10 m de profundidade. No Cerrado, a regeneração natural da vegetação se dá, predominantemente, por rebrota, via estruturas subterrâneas (Durigan *et al*, 2011). Em áreas onde houve remoção do solo, ocorreu também a supressão de órgãos subterrâneos que permitiriam a rebrota, dificultando assim o restabelecimento da vegetação que passa a depender, por exemplo do plantio de espécies nativas (Durigan, 2003)

Tabela 2 – Valores médios da cobertura vegetal (%) à superfície e valores de F no desdobramento doses de cinza (CZA) x doses de lodo (LOD)

CZA (t ha ⁻¹)	LOD (t ha ⁻¹)		Valores de F
	00	20	
00	10 bB	29 aA	8,859**
20	19 bB	39 aA	9,939**
Valores de F	1,988 ^{ns}	2,516 ^{ns}	

Fonte: Elaboração da própria autora. ** e ^{ns} valores de F significativos a 1% e não significativos, respectivamente. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na coluna e maiúscula na linha, não diferem entre si para cada fonte de variação.

No desdobramento CZA x LOD (Tabela 2), a dose de 20 t ha⁻¹ tanto de CZA quanto de LOD apresentaram incrementos na cobertura vegetal. Esses dados corroboram com os achados de Bitencourt, Deknes e Laura (2022), cujos trabalhos apontam que a aplicação de lodo de curtume, nas concentrações de 10 e 50%, em mudas de eucalipto, apresentou respostas significativas para o desenvolvimento das plantas. Boni *et al* (2022) trabalhando em área semelhante observou que o maior crescimento de *Xylopia aromatica*, espécie arbórea nativa do Cerrado, ocorreu quando da incorporação ao solo de 30 t ha⁻¹ de cinza.

Os teores de umidade do solo, nas três profundidades avaliadas mostraram diferenças significativas apenas na presença de 20 t ha⁻¹ LOD, indicando a possibilidade de aumentar a umidade, no entanto, o incremento médio obtido foi pequeno, isto é, elevou de 9,2 para 9,9% a umidade (Tabela 3) no período mais seco do ano (Figura 1).

Tabela 3 – Valores de F, média geral e coeficiente de variação (CV), para umidade do solo, em três profundidades (PROF) e temperatura em 13 épocas (EPC), nos diferentes tratamentos de cinza (CZA), lodo de esgoto (LOD) e sombreamento (SOMB)

Fontes de Variação	Umidade (%) Valores de F	Fontes de Variação	Temperatura (°C) Valores de F
BLOCO	0,302 ^{ns}	BLOCO	7,258*
PROF	2,544 ^{ns}	EPC	53,226**
CZA	1,673 ^{ns}	CZA	2,132 ^{ns}
LOD	8,235*	LOD	7,947*
SOMB	1,831 ^{ns}	SOMB	74,282**
PROF x CZA	2,622 ^{ns}	EPC x CZA	0,799 ^{ns}
PROF x LOD	0,494 ^{ns}	EPC x LOD	2,361*
PROF x SOMB	0,285 ^{ns}	EPC x SOMB	6,752**
CZA x LOD	2,151 ^{ns}	CZA x LOD	2,630 ^{ns}
CZA x SOMB	0,162 ^{ns}	CZA x SOMB	5,823*
CZA x LOD x SOMB	0,244 ^{ns}	LOD x SOMB	3,387 ^{ns}
		CZA x LOD x SOMB	13,148*
Média Geral	9,6		39,8
CV (%)	13		5
Médias			
PROF (m)		EPC	
0,00 – 0,10	10,0a	13 meses	$\hat{Y}^{**}=45,3 - 1,7x + 0,11x^2$
0,10 – 0,20	9,4a	$R^2 = 0,4814$	Valor F= 202,919**
0,20 – 0,40	9,4a		Ponto de mínimo=38,2°C
CZA (t ha⁻¹)		CZA (t ha⁻¹)	
0	9,7a	0	39,9a
20	9,4a	20	39,7a
LOD (t ha⁻¹)		LOD (t ha⁻¹)	
0	9,2b	0	40,1a
20	9,9a	20	39,5b
SOMB		SOMB	
Sem	9,4a	Sem	40,6a
Com	9,7a	Com	39,0b

Fonte: Elaboração da própria autora. Médias seguidas de mesma letra na coluna, por fonte de variação e por variável, não diferem entre si para o teste F ($p \geq 0,05$). **, * e ^{ns} indicam resultados significativos a 1%, 5% e não significativos, respectivamente.

Importante lembrar que a água é fundamental para o estabelecimento da vegetação e a vegetação ao se estabelecer contribui para melhorar o fluxo de água pelo solo (Zhao *et al.*, 2021). Assim depreende-se que, na ausência de cobertura vegetal a água tem mais dificuldade para infiltrar no solo (Rodrigues, Maltoni; Cassiolato, 2007) e a radiação solar contribui para sua evaporação (Zhang *et al.*, 2022), portanto a adição do LOD com seu material orgânico pode reter um pouco mais de água no solo (Zhang *et al.*, 2023), contribuindo para sua retenção e auxiliando no processo de estabelecimento da vegetação.

A temperatura do solo apresentou diferenças estatísticas entre as 13 épocas avaliadas (outubro/2021 a novembro/2022), com redução de 42,6 °C em outubro/2021 para 41,5 °C em outubro/22, seguindo um comportamento quadrático, cujo ponto de mínimo ocorreu no oitavo mês de avaliação (38,2 °C), isto é, em junho/22. Essas variações podem ser atribuídas à cobertura vegetal, às variações ocorridas na temperatura atmosférica, em junho a temperatura atmosférica variou entre 25 e 30 °C, e também à incorporação dos resíduos.

A incorporação de CZA e LOD acompanhada de SOMB propiciaram as menores médias de temperatura (38,7°C), chama a atenção a importância do sombreamento na redução da temperatura, pois sem este a incorporação dos resíduos pouco interferiu na temperatura do solo, que ficou em 40,5 °C (Tabela 4).

Tabela 4 – Valores médios e significâncias para temperatura (°C), valores de F, coeficiente de variação (CV), na interação cinza (CZA) x lodo de esgoto (LOD) x sombreamento (SOMB), para as doses de CZA e LOD, com e sem SOMB

Fontes de		SOMB		Valor F
Variação		SEM	COM	
Temperatura (°C)				
CZA	LOD			
0	0	41,14 aa(a)	38,98 bb(b)	13,148
0	20	39,91 Ab(a)	39,77 Aa(a)	
20	0	40,94 aa(a)	39,24 aa(b)	CV (%)
20	20	40,45 Aa(a)	38,09 Bb(b)	4,73

Fonte: Elaboração da própria autora. Médias seguidas de mesma letra minúscula nas colunas para primeira e terceira linhas e maiúscula para segunda e quarta linhas; médias seguidas de mesma letra minúscula sublinhada na coluna, dentro das mesmas doses de CZA; e mesma letra minúsculas entre parênteses nas linhas não diferem entre si para $p \geq 0,05$.

Na realidade, o SOMB e os resíduos, em conjunto, reduziram a temperatura do solo em 3 °C, isto é, sem CZA, sem LOD e sem SOMB a temperatura média aferida foi de 41,0 °C, e com CZA, com LOD e com SOMB atingiu 38,7 °C (Tabela 4). A redução em 3°C na temperatura do solo pode angariar ganhos microbiológicos, como reportado por Ribas *et. al.* (2015), particularmente para bactérias, que parecem ser mais influenciadas pela temperatura do solo do que os fungos.

Os dados de fertilidade do solo (Tabelas 5 e 6), mostram que o P foi o nutriente com mais respostas significativas às fontes de variação testadas e apenas o SOMB não influenciou essas variações. A adição de 20 t ha⁻¹ de LOD promoveu incrementos que foram de 60,6 a 98,8 mg kg⁻¹ de P, com a adição de CZA esses teores também foram elevados, alcançando também 88,8 mg kg⁻¹ de P e a adição combinada de CZA + LOD proporcionou elevação nos teores de P que variaram de 122,0 a 137,0 mg kg⁻¹.

A adição de CZA também promoveu o aumento de $1,43 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ nos teores de K (Tabela 5). Estudos realizados por Ferreira; Fageria e Didonet (2012), demonstraram comportamento semelhante, isto é, incrementos nos teores de K do solo após a aplicação de CZA vegetais em solos tropicais. Outro fator importante a pontuar é que, o K é um nutriente presente em grande proporção na constituição da cinza da queima do bagaço de cana-de-açúcar ($2,7 \text{ g kg}^{-1}$ de K_2O) conforme caracterização da ABNT NBR 10004 (2004), e as cinzas utilizadas neste trabalho continham $17,9 \text{ mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ de K trocável, o equivalente a $698,1 \text{ mg kg}^{-1}$ de cinza. Assim a CZA apresentou maior contribuição do que o LOD no fornecimento de K^+ ao solo (Tabela 7).

Estudos realizados por Alves *et al.* (2017), demonstraram que o teor de K^+ aumentou, ao adicionar cinza ao solo, de $190,00$ para $260,21 \text{ mg dm}^{-3}$, teores considerados muito altos, e Junio *et al.* (2013) ressaltam que o lodo de esgoto é uma matéria prima que apresenta baixa concentração de K^+ , exigindo elevadas doses de LOD quando se busca o fornecimento desse nutriente às plantas, resultados que corroboram os achados deste trabalho, isto é, a adição de CZA contribuiu para elevar os teores de K^+ no solo a valores mais elevados do que o LOD, mostrando que a CZA tem maior potencial para disponibilizar esse elemento ao solo. Os teores de Mg^{2+} do solo aumentaram tanto com a adição de CZA quanto com a adição de LOD, e a presença do sombreamento não influenciou seus teores no solo, comportamento esperado, uma vez que tanto CZA quanto LOD tem Mg em sua constituição.

Tabela 5 – Valores de F, média geral e coeficiente de variação (CV) para fósforo (P), pH, matéria orgânica (MO), capacidade de troca de cátions (CTC), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio (Al), enxofre (S), boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), para doses de cinza (CZA), lodo de esgoto (LOD), com e sem sombreamento (SOMB), em diferentes épocas (EPC)

Fontes de Variação	P	pH	MO	CTC	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn
	(mg kg ⁻¹)	CaCl ₂	(g kg ⁻¹)	(mmol _c kg ⁻¹)	-----	(mmol _c kg ⁻¹)	-----	-----	-----	-----	(mg kg ⁻¹)	-----	-----	-----
Valores de F														
BLOCO	0,156 ^{ns}	3,679 [*]	0,563 ^{ns}	0,435 ^{ns}	1,537 ^{ns}	0,522 ^{ns}	1,363 ^{ns}	2,468 ^{ns}	0,579 ^{ns}	4,159 [*]	3,301 ^{ns}	9,809 ^{**}	2,898 ^{ns}	0,142 ^{ns}
EPC	18,951^{**}	21,459^{**}	0,602 ^{ns}	0,619 ^{ns}	0,045 ^{ns}	1,371 ^{ns}	0,547 ^{ns}	0,819 ^{ns}	6,053[*]	5,754[*]	0,192 ^{ns}	0,769 ^{ns}	8,959^{**}	0,974 ^{ns}
CZA	115,543^{**}	89,826 ^{**}	1,673 ^{ns}	47,866 ^{**}	60,101^{**}	48,707^{**}	58,383^{**}	205,956^{**}	3,132 ^{ns}	0,476 ^{ns}	2,852 ^{ns}	19,228[*]	20,890^{**}	34,543^{**}
LOD	88,949^{**}	123,839 ^{**}	20,886 ^{**}	101,735 ^{**}	0,045 ^{ns}	112,477^{**}	25,781^{**}	163,832^{**}	28,493^{**}	8,941[*]	8,643[*]	5,023[*]	22,395^{**}	74,977^{**}
SOMB	3,064 ^{ns}	0,011 ^{ns}	2,684 ^{ns}	6,731 [*]	0,960 ^{ns}	7,657[*]	0,061 ^{ns}	0,189 ^{ns}	0,283 ^{ns}	0,010 ^{ns}	7,234[*]	5,935[*]	1,215 ^{ns}	19,728^{**}
CZAxLOD	8,474[*]	35,563^{**}	0,602 ^{ns}	1,535 ^{ns}	4,359[*]	0,928 ^{ns}	2,335 ^{ns}	132,406^{**}	0,419 ^{ns}	8,552[*]	2,070 ^{ns}	0,769 ^{ns}	4,815[*]	6,540[*]
CZAxSOMB	1,560[*]	0,230 ^{ns}	0,364 ^{ns}	1,109 ^{ns}	0,002 ^{ns}	1,159 ^{ns}	0,294 ^{ns}	0,017 ^{ns}	6,633[*]	0,571 ^{ns}	0,661 ^{ns}	0,009 ^{ns}	0,236 ^{ns}	0,888 ^{ns}
LODxSOMB	0,005 ^{ns}	2,223 ^{ns}	10,179[*]	29,313 ^{**}	0,464 ^{ns}	28,572^{**}	4,085[*]	0,819 ^{ns}	0,626 ^{ns}	0,010 ^{ns}	0,473 ^{ns}	0,465 ^{ns}	2,301 ^{ns}	23,915^{**}
CZAxLODxSOMB	8,589[*]	1,500 ^{ns}	0,900 ^{ns}	10,077[*]	1,633 ^{ns}	10,009[*]	1,772 ^{ns}	2,825 ^{ns}	2,643 ^{ns}	0,001 ^{ns}	0,192 ^{ns}	0,085 ^{ns}	0,003 ^{ns}	0,453 ^{ns}
EPCx CZA x LOD x SOMB	0,635 ^{ns}	1,772 ^{ns}	0,186 ^{ns}	0,562 ^{ns}	0,045 ^{ns}	0,290 ^{ns}	0,022 ^{ns}	1,354 ^{ns}	2,029 ^{ns}	0,053 ^{ns}	1,412 ^{ns}	0,009 ^{ns}	0,041 ^{ns}	0,129 ^{ns}
Média Geral	74,63	6,11	10,36	82,98	1,57	60,75	6,52	1,89	12,33	0,13	0,75	4,23	6,08	1,09
CV (%)	34,06	7,69	13,99	32,62	37,26	43,58	38,92	51,14	70,47	30,17	26,70	30,29	40,68	51,09

Fonte: Elaboração da própria autora. **, * e ns indicam resultados significativos, no teste F, a 1%, 5% e não significativos, respectivamente. Em negrito as significâncias em discussão ao longo do texto.

Tabela 6 – Valores médios e significâncias para fósforo (P), valores de F, média geral, coeficiente de variação (CV), nos tratamentos aplicados, doses de cinza (CZA), lodo de esgoto (LOD), e sombreamento (SOMB)

Fontes de Variação		SOMB		Valor F
CZA	LOD	SEM	COM	
Fósforo (mg kg⁻¹)				
0	0	1,3 bb(a)	1,3 bb(a)	8,589
0	20	60,6 Ba(b)	98,8 Aa(a)	CV (%)
20	0	77,4 ab(a)	98,8 aa(a)	
20	20	137,0 Aa(a)	122,0 Aa(a)	

Fonte: Elaboração da própria autora. Médias seguidas de mesma letra minúscula nas colunas para primeira e terceira linhas e maiúscula para segunda e quarta linhas; médias seguidas de mesma letra minúscula sublinhada na coluna, dentro das mesmas doses de CZA; e letras minúsculas entre parênteses nas linhas não diferem entre si para $p \geq 0,05$.

O comportamento do alumínio trocável no solo está associado ao comportamento do pH, que apresentou aumento significativo tanto na presença de CZA, quanto na de LOD (Tabela 17). Nayak *et al.* (2014) relatam que doses elevadas de cinzas ao serem aplicadas ao solo aumentam o pH e segundo Santos e Silva (2023) para $\text{pH} > 5,5$, não há presença de alumínio (Al^{3+}) na solução do solo (Figura 3). Então, o Al^{3+} na solução é uma consequência da redução do pH do solo.

Tabela 7 – Valores médios e significâncias para potássio (K^+), magnésio (Mg^{2+}), alumínio (Al^{3+}), enxofre (S), boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), valores de F, coeficiente de variação (CV), nas interações cinza (CZA) x lodo de esgoto (LOD), LOD x sombreamento (SOMB), CZA x SOMB, para as doses de CZA e LOD, com e sem SOMB (continua)

K^+ (mmol _c kg ⁻¹)							
LOD							
CZA	0	20	F				
0	0,87bA	1,14bA	1,756 ^{ns}				
20	2,30aA	2,00aA	2,645 ^{ns}				
F	48,410 ^{**}	16,048 ^{**}					
Mg^{2+} (mmol _c kg ⁻¹)							
SOMB							
LOD	Sem	Com	F	CZA			
0	4,2bA	5,6bA	2,571 ^{ns}	0	4,1b		
20	8,7aA	7,6aA	1,575 ^{ns}	20	8,9a		
F	25,195 ^{**}	4,671 [*]					
Al^{3+} (mmol _c kg ⁻¹)							
LOD							
CZA	0	20	F				
0	6,6aA	0,7aB	295,402 ^{**}				
20	0,3bA	0,0bA	0,836 ^{ns}				
F	334,317 ^{**}	4,045 [*]					
S (mg kg ⁻¹)							
SOMB							
CZA	Sem	Com	F	LOD		EPC	
0	8,2bA	12,6aA	2,087 ^{ns}	0	6,5b	1	15,0a
20	17,6aA	10,9aB	4,829 [*]	20	18,1a	2	9,7b
F	9,440 ^{**}	0,325 ^{ns}					
Boro (mg kg ⁻¹)							
LOD							
CZA	0	20	F	EPC			
0	0,12aA	0,12bA	0,002 ^{ns}	1	0,14a		
20	0,10aB	0,16aA	17,491 ^{**}	2	0,11b		
F	2,496 ^{ns}	6,532 [*]					

Tabela 7 – Valores médios e significâncias para potássio (K⁺), magnésio (Mg²⁺), alumínio (Al³⁺), enxofre (S), boro (B), cobre (Cu), ferro (Fe), manganês (Mn) e zinco (Zn), valores de F, coeficiente de variação (CV), nas interações cinza (CZA) x lodo de esgoto (LOD), LOD x sombreamento (SOMB), CZA x SOMB, para as doses de CZA e LOD, com e sem SOMB (continuação)

Cu (mg kg ⁻¹)				LOD		SOMB			
				0	0,68b	Sem	0,82a		
				20	0,82a	Com	0,68b		
Fe (mg kg ⁻¹)				CZA		LOD		SOMB	
				0	3,5b	0	3,9b	Sem	4,6a
				20	4,9a	20	4,6a	Com	3,8b
Mn (mg kg ⁻¹)				EPC		CZA		LOD	
				1	5,2b	0	7,5a	0	7,5a
				2	7,0a	20	4,7b	20	4,6b
Zn (mg kg ⁻¹)				LOD		SOMB			
CZA	0	20	F	LOD	Sem	Com	F		
	0,3bB	1,1bA	18,615**	0	0,5bA	0,5bA	0,101 ^{ns}		
	0,7aB	2,3aA	62,902**	20	2,3aA	1,0aB	43,542**		
F	5,511*	35,571**		F	91,791**	7,101*			
pH				LOD		EPC			
CZA	0	20	F	1	5,8b				
	4,6bB	6,5bA	146,064**	2	6,4a				
	6,4aB	7,0aA	13,338**						
F	119,215**	6,175*							
MO (g kg ⁻¹)				LOD		SOMB			
LOD	Sem	Com	F						
0	9,3bA	9,8aA	1,205 ^{ns}						
20	12,1aA	10,3aB	11,659**						
F	30,114**	0,952 ^{ns}							

Fonte: Elaboração da própria autora. Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha, por variável não diferem entre si entre si para $p \geq 0,05$.

Essas informações não corroboram com estudos realizados por Sbruzzi (2017), onde na presença de CZA de biomassa florestal, não apresentaram diferença significativa para o pH, devido ao baixo poder de neutralização da cinza utilizada, efeito também observado por Silva *et al.* (2009), onde o pH do solo não foi alterado com a aplicação de doses crescentes de cinza de biomassa florestal. Nesse trabalho o pH do solo atinge a neutralidade com a adição de CZA

e LOD na dose de 20t ha⁻¹, um incremento relevante quando se compara com a ausência destes resíduos (pH=4,6). Importante lembrar que para valores de pH próximos de 5,5 ocorre precipitação, não só de Al, mas também de Fe, Mn, Zn e B (Santos; Silva, 2023) interessante também reportar que entre junho/2021 a agosto/2022, o pH variou de 5,8 para 6,4, este incremento é atribuído a reação dos resíduos com o solo, mostrando que estão acontecendo reações ao longo do tempo.

Os teores de cálcio trocável no solo aumentaram com a incorporação tanto de CZA quanto de LOD (Tabela 8), que em associação elevaram os teores de K a 163 mmol kg⁻¹, valores que podem ser considerados elevados.

Tabela 8 – Valores médios e significâncias para **cálcio trocável (Ca⁺⁺)**, valores de F, média geral, coeficiente de variação (CV), nos tratamentos aplicados, doses de cinza (CZA), lodo de esgoto (LOD), e sombreamento (SOMB) em duas épocas (30 e 120 dias)

Fontes de		SOMB		Valor F
Variação		SEM	COM	
Cálcio (mmol kg⁻¹)				
CZA	LOD			
0	0	4,13 ab(a)	7,38 ab(a)	10,00
0	20	82,38 Ba(a)	56,75 Aa(a)	
20	0	30,13 ab(b)	61,00 aa(a)	CV (%)
20	20	163,00 Aa(a)	81,25 Aa(b)	43,58

Fonte: Elaboração da autora. Médias seguidas de mesma letra minúscula nas colunas para primeira e terceira linhas e maiúscula para segunda e quarta linhas; médias seguidas de mesma letra minúscula sublinhada na coluna, dentro das mesmas doses de CZA; e letras minúsculas entre parênteses nas linhas não diferem entre si para $p > 0,05$.

Os teores de enxofre (Tabela 7) receberam contribuições tanto da CZA quanto do LOD, o sombreamento, no entanto, manteve os teores mais baixos e iguais tanto na presença como na ausência de CZA. É possível observar que transcorridos 12 meses os teores de S diminuíram de 15 para 9,7 mg kg⁻¹ de solo, o que pode ser atribuído ao processo de lixiviação. Eriksen, Olesen e Askegaard (2002) relataram a ocorrência de lixiviação do enxofre, particularmente por ser aplicado ao solo na forma de sulfato.

Os teores de B do solo melhoraram com a associação 20 t ha⁻¹ de CZA + 20 t ha⁻¹ de LOD, que elevou os teores de boro a 0,16 mg kg⁻¹, e o cobre apresentou resultados significativos apenas para adição de lodo (0,82 mg kg⁻¹) e na ausência de SOMB esse comportamento se repete, sendo menor (0,68 mg kg⁻¹) com sombreamento (Tabela 7). Todos os tratamentos realizados promoveram variações nos teores de Fe no solo, com a adição de CZA o solo apresentou 4,9 mg kg⁻¹, com LOD 4,6 mg kg⁻¹ e com SOMB variou de 3,8 a 4,9 mg kg⁻¹ (Tabela

17) Os menores teores de Mn foram encontrados na presença de CZA e LOD (Tabela 7), situação em que o pH do solo é superior a 6,4, o que contribui para redução do Mn do solo. Não só o Mn, mas também o Fe e outros micronutrientes sofrem interferência do pH, explicando algumas reduções verificadas neste trabalho (Santos; Silva, 2023).

Os teores de Zn do solo alcançaram $2,3 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabela 7) quando o solo recebeu CZA e LOD, ou LOD e sem SOMB, mostrando que o LOD foi o resíduo que mais contribuiu para elevar os teores de Zn no solo. Esses dados corroboram com Oliveira, Kato e Figueiredo (2015), em que estudos realizados apontaram que os teores de Zn são aumentados pela aplicação de LOD e também com estudos de Rangel *et. al* (2006), que apontaram aumento significativo com resposta linear do teor de Zn quando avaliados no cultivo de milho.

O pH do solo (Tabelas 5 e 7) apresentou variações significativas para a adição de CZA e LOD. Observando as épocas de avaliação, pode-se notar que a última avaliação influenciou no aumento do pH de 5,8 para 6,4 e a adição dos resíduos orgânicos (CZA e LOD) na dose de 20 t ha^{-1} proporcionou um aumento de 5,6 para 6,7 e 5,5 para 6,8 respectivamente para a adição de CZA e LOD. Já a presença de sombreamento não influenciou o pH. O pH tem papel de grande importância no comportamento químico do solo, como já discutido anteriormente.

A MO do solo variou em função da adição de LOD, quando apresentou um acréscimo de 9,53 para $11,19 \text{ mg kg}^{-1}$. O teor inicial de MO no solo era 8 g kg^{-1} e o LOD continha 108 g kg^{-1} , indicando que o LOD adicionou MO ao solo, porém parte desta foi decomposta ao longo do tempo (Oliveira; Kato; Figueiredo, 2015). Sem sombreamento e na presença de LOD o solo tem o maior teor de MO. Uma justificativa para este comportamento pode estar relacionada à ocorrência de microrganismos decompositores em pequena quantidade e diversidade, e assim terem suas funções comprometidas em áreas de maior incidência de raios solares, o que dificulta a mineralização da matéria orgânica, dados obtidos por Ghini *et. al.* (2003), comprovam que o efeito de aquecimento do solo durante estudos de solarização, promoveram a morte de uma parcela de microrganismos, resultando na redução da atividade microbiana.

A CTC do solo apresentou resultados não significativos apenas para época de avaliação, mas quando adicionado de CZA e LOD, registrou aumento em seus teores. Vale ressaltar que, de acordo com a Tabela 1 no item 3.1 deste trabalho, a CTC do solo era de $33,9 \text{ (mmol}_c \text{ kg}^{-1})$ e da CZA = $322,3 \text{ (mmol}_c \text{ kg}^{-1})$ e do LOD = $822,7 \text{ (mmol}_c \text{ kg}^{-1})$. Após as avaliações experimentais, os dados para CZA e LOD apresentaram aumento de 56 e 42%, respectivamente, aumentando 12% nos tratamentos sem a adição de SOMB.

Estudos realizados avaliando o uso de cinza produzida a partir da queima do bagaço da cana-de-açúcar, em caldeiras de usinas de açúcar e álcool, tem mostrado efeito promissor

quando substituído como condicionador da fertilidade de solo (Thind *et al.*, 2012). Dados apontados por Silveira (2009), indicam a importância do uso de cinzas a partir de cana de açúcar em recuperação de solos degradados, pois é uma oportunidade de converter o resíduo em condição de passivo para a de benefício ambiental.

3.2.5 CONCLUSÕES

- ✓ A adição de CZA e LOD contribuiu para a revegetação do local, aumentando em 39% comparado a áreas que não receberam resíduos, porém a presença de sombreamento não foi significativa;
- ✓ A incorporação da combinação CZA, LOD e SOMB promoveu decréscimo na temperatura do solo, da ordem de 3°C, nas parcelas avaliadas;
- ✓ O teor dos elementos químicos P, Mg²⁺, Ca²⁺, Al³⁺, H+Al, B, pH, MO e CTC aumentaram, no solo, na presença de CZA e LOD na dose de 20 t ha⁻¹.

Referências

AL-NAMAZI, A. A.; BONSER, S. P. Plant strategies in extremely stressful environments: are the effects of nurse plants positive on all understory species? **Journal of Plant Interaction**, Oxon, v. 15, n. 1, p. 233-240, 2020.

ALCÂNTARA, A. F. *et al.* Adubação verde na recuperação da fertilidade de um latossolo vermelho – escuro degradado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 2, p. 277-288, 2000.

ALVES, M. V. *et al.* Comportamento químico do solo e satisfação dos produtores rurais após o uso de cinza. **Scientia Agraria**, Curitiba, v. 18, n. 1, p. 76-82, 2017.

ANDERSON, T. H.; DOMSCH, K. H. Ratios of microbial biomass carbon to total organic in arable soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 21, n. 4, p. 471-479, 1989.

ARROYO, A.I. *et al.* Plant–plant interactions and local patterns of diversity from semi-arid to subalpine Mediterranean plant communities. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 12, n. 30, p. 3481–3508, 2021.

BATISTA, L. F. **Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no distrito federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final**. Brasília, 2015. 214f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2015.

- BITENCOURT, G. A.; DEKNES, L. B.; LAURA, V. A. Crescimento de mudas de eucalipto em solo com aplicação do lodo de curtume. **Scientia Plena**, Sergipe v. 18, n.3, p. 1-3, 2022.
- BLACKHALL, M.; RAFFAELE, E.; VELEN, T.T. Combined effects of fire and cattle in shrublands and forests of northwest Patagonia. **Ecología Austral**, Buenos Aires, v. 25, n.1, p. 1-10, 2015.
- BONI, T. S. *et al.* *Xylopia aromatica*: initial growth and nutritional status of seedlings in degraded soil conditioned with residues. **Research, Society and Development**, Vargem Grande Paulista, v. 11, n. 6, p. 59211528582, 2022.
- BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução n. 375, de 29 de ago. 2006**. Define critérios e procedimentos, para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 30 de ago. 2006. Seção 1. p.141-6, 2006.
- BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Empresa de Pesquisa Energética. **Plano Decenal de Expansão de Energia 2029**. Brasília: MME/EPE, 2020. 393 p.
- BRAVO, S. *et al.* Effect of the addition of sewage sludge as a fertilizer on a sandy vineyard soil. **Journal of Soils and Sediments**, v. 16, n. 4, p. 1360-1365, 2015.
- COSTA, A. O.; GODOY, H. Contribuição para o conhecimento do clima do solo de ribeirão preto. **Bragantia**, Campinas, v. 21, n.40, p. 689-742, 1962.
- COURA, F. V. T. *et al.* Metabolism of carbohydrates in Estilosantes cv. Campo Grande under different systems of cultivation and nitrogen fertilization. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 41, n. 1, p. 42711, 2019.
- CROCKETT, J. L.; HURTEAU, M. D. Post-fire early successional vegetation buffers surface microclimate and increases survival of planted conifer seedlings in the southwestern United States. **Canadian Journal of Forestry Research**, Ottawa, v. 52, n.3, p. 416-425, 2022.
- DURIGAN, G. Bases e Diretrizes para a restauração da vegetação de Cerrado. *In*: KAGEYAMA, P. Y. *et al.* **Org. Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p.187-201.
- DURIGAN, G. *et al.* **Manual para Recuperação da Vegetação de Cerrado**. 3 ed. São Paulo: SMA, 2011. 19p.
- EMADODIN, I.; NARITA, D.; BORK, H. R. Soil degradation and agricultural sustainability: an overview from Iran. **Environment Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 14, n. 5, p. 611-625, 2012.
- ERIKSEN, J.; OLESEN, J. E.; ASKEGAARD, M. Sulphate leaching and sulphur balances of an organic cereal crop rotation on three Danish soils, **European Journal of Agronomy**, Amsterdam, v.17, n. 1, p. 1-9, 2002.

FARDIN, F. H. *et al.* Restauração ecológica de subsolo exposto condicionado com resíduos do cerrado. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 43, n. 130, p. 1-13, 2021.

FAO, PNUMA. **The State of the World's Forests 2020: Forests, biodiversity and people.** Rome: FAO, 2020.

FERRARA, C.; SALVATI, L.; TOMBOLINI, I. An integrated evaluation of soil resource depletion from diachronic settlement maps and soil cartography in peri-urban Rome, Italy. **Geoderma**, Amsterdam, v. 232-234, n. 1-2, p. 394-405, 2014.

FERREIRA, E. P. B.; FAGERIA, N. K.; DIDONET, A. D. Chemical properties of an Oxisol under organic management as influenced by application of sugarcane bagasse ash. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 43, n. 2, p. 228-236, 2012.

FERREIRA, D. F. SISVAR: a computer analysis system to fixed effects split plot type designs. **Revista Brasileira de Biometria**, Lavras, v. 37, n. 4, p. 529-535, 2019.

GAWDZIK, J.; GAWDZIK, B. Mobility of heavy metals in municipal sewage sludge from different throughput sewage treatment plants. **Polish Journal of Environmental Studies**, Olsztyn, v. 21, n. 6, p. 1603-1611, 2012.

GHINI, R. *et al.* Efeito da solarização sobre propriedades físicas, químicas e biológicas de solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n.1, p. 1637-1645, 2003.

ITURRI, L. A. *et al.* Comparing adjacent cultivated and “virgin” soils in wind erosion affected environments can lead to errors in measuring soil degradation. **Geoderma**, Amsterdam, v. 264, parte A, p. 42-53, fev. 2016.

KITZBERGER, T. *et al.* Decreases in fire spread probability with forest age promotes alternative community states, reduced resilience to climate variability and large fire regime shifts. **Ecosystems**, New York, v. 15, p. 97-112, 2012

KHALEDIAN, J. *et al.* Assessment and Monitoring of Soil Degradation during Land Use Change Using Multivariate Analysis. **Land Degradation and Development**, Hoboken, NJ, v. 28, n. 1, p. 128–141, 2017.

JUNIO, G. R. Z. *et al.* Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n.7, p. 706-712, 2013.

LAL, R. Restoring Soil Quality to Mitigate Soil Degradation. **Sustainability**, Basel, v. 7, n.5, p. 5875-5895, 2015.

LAMARI, L. **ASSESS 2.0: image analysis software for disease quantification.** Saint Paul: APS, 2008.

LANDESMANN, J. B. *et al.* Increased fire severity triggers positive feedbacks of greater vegetation flammability and favors plant community-type conversions. **Journal of Vegetation Science**, Hoboken, NJ, v. 32, n. 1, p. 1-13, 2021.

LEITE, I. A. *et al.* Temperatura e umidade do solo em função do uso de técnica nucleadora no Semiárido. **Agropecuária Científica no Semiárido**, Patos, v. 15, n. 3, p. 168-175, 2019.

LI, Z. *et al.* Water quality trends in the Three Gorges Reservoir region before and after impoundment (1992-2016). **Ecohydrology and Hydrobiology**, Olsztyn, v. 19, n. 3, p. 317-327, 2019.

LIMA, M. R. P. **Uso de estufa agrícola para secagem e higienização de lodo de esgoto**. São Paulo: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2010. p. 286

MAEDA, S.; SILVA, H. D.; CARDOSO, C. Resposta de *Pinus taeda* à aplicação de cinza de biomassa vegetal em Cambissolo Húmico, em vaso. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 1, n. 56, p. 43-52, 2008.

MAIA, F. C.V. *et al.* Qualidade física do solo após aplicação de lodo de esgoto. **Pesquisas Agrárias e Ambientais**, Sinop, v. 6, n. 4, p. 345-351, 2018.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**: princípios e aplicações. Piracicaba: Potafaos, 1997.

MORO, L.; GONÇALVES, J. L. M. Efeitos da “cinza” de biomassa florestal sobre a produtividade de povoamentos puros de *Eucalyptus grandis* e avaliação financeira. **IPEF**, Piracicaba, n. 48/49, p. 18-27, 1995.

MOSQUERA-LOSADA, M. R. *et al.* Sistemas agroforestales y PAC. **Ambienta**, Madri. v. 112, n.1, p. 110-124, 2015.

NAVARRO-CANO, J. A.; GOBERNA, M.; VERDU, M. La facilitación entre plantas como herramienta de restauración de diversidad y funciones ecosistémicas. **Ecosistemas**, Madri, v. 28, n. 2, p. 20-31, 2019.

NAYAK, D. *et al.* Desenvolvimento e função da microbiologia. **Annual Review Immunology**, v. 32, p. 367 -402, 2014.

OLIVEIRA, D. N. S.; KATO, E.; FIGUEIREDO, C. C. **Efeito do lodo de esgoto e de plantas de cobertura na recuperação de uma área degradada em Brasília-DF**. Brasília. 61 f. Dissertação. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, 2015.

OLIVEIRA, M. C. *et al.* Sobrevivência e crescimento de espécies nativas do Cerrado após semeadura direta na recuperação de pastagem abandonada. **Neotropical Biology and Conservation**, Sofia, v. 14, n. 3, p. 313-327, 2019.

OLIVEIRA, S. R. *et al.* Are protected areas effective in preserving anurans and promoting biodiversity discoveries in the Brazilian Cerrado? **Journal for Nature Conservation**, Amsterdam, v. 52, p. 125734, 2019.

PARAJULI, R. *et al.* Facilitation by a dwarf shrub enhances plant diversity of human-valued species at high elevations in the Himalayas of Nepal. **Basic and Applied Ecology**, Munich, v. 54, p. 23-36, 2021.

PEJON, O. J.; RODRIGUES, V. G. S.; ZUQUETTE, L. V. Impactos ambientais sobre o solo. p. 317-344. In CALIJURI, M. C.; CUNHA, D. G. F. eds. **Engenharia Ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013.

PEREA, R.; GIL, L. Shrubs facilitating seedling performance in ungulate-dominated systems: biotic versus abiotic mechanisms of plant facilitation. **European Journal of Forest Research**, New York, v. 133, p. 525-534, 2014.

RANGEL, O. J. P. *et al.* Efeito de aplicações de lodos de esgoto sobre os teores de metais pesados em folhas e grãos de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 30, n. 3, p. 583-594, 2006.

REIS, A. *et al.* Nucleação: concepção biocêntrica para a restauração ecológica. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p. 509-519, 2014.

REZENDE, M. O. O. *et al.* Estudo preliminar do vermicomposto produzido a partir de lodo de esgoto doméstico e solo. **Eclética Química**, Araraquara, v. 35, n. 3, p. 61-67, 2010.

RIBAS, G. G. *et al.* Temperatura do solo afetada pela irrigação por diferentes coberturas. **Revista engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 35, n. 5, p. 817-828, 2015.

RODRIGUES, G. B.; MALTONI, K. L.; CASSIOLATO, A. M. R. Dinâmica da regeneração do subsolo de áreas degradadas dentro do bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 1, p. 73-80, 2007.

SALES, L. D. *et al.* Microsite abiotic conditions and juvenile response under three early successional shrub/tree species in a SEMI-ARID region. **Austral Ecology**, Hoboken, NJ, v. 47, p. 841-851, 2022.

SALVATI, L. *et al.* Complex Adaptive Systems, soil degradation and land sensitivity to desertification: A multivariate assessment of Italian agro-forest landscape. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 521-522, p. 235-245, 2015.

SBRUZZI, E.K. **Cinza de biomassa florestal para a aplicação nas culturas do feijão e do milho**. 2017. 57 pg. (Dissertação de mestrado) Mestrado em Ciência do Solo. Universidade do Estado de Santa Catarina. Lages - SC.

SILVA A. O.; SILVA W. M.; KURIHARA C. H.; MERCANTE, F. M. Spectrophotometric method for quantification of soil microbial biomass carbon. **African Journal of Biotechnology**, Nairobi, v. 5, n. 1, p. 565-570, 2016.

SONG, B.; Park, K. Detection of Aquatic Plants Using Multispectral UAV Imagery and Vegetation Index. **Remote Sensing**, Basel, v. 12, n. 3, p. 387 - 398, 2020.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3 ed. Brasília, DF: EMBRAPA, 2017. 573 p.

THIND, H. S. *et al.* 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**, Amsterdam, v. 135, p. 137-144, 2012.

UNANAONWI, O. E.; AMONUM, J. I. Changes in tropical forest vegetation composition: The long-term impacts. **International Journal of Development and Sustainability**, Japan. v. 3, n.3, p. 456-465, 2014.

VALENZUELA, P. *et al.* Using facilitation microsites as a restoration tool for conversion of degraded grasslands to *Nothofagus* forests in Southern Patagonia. **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 95, p. 580-587, 2016.

van RAIJ, B. *et al.* **Análise Química para Avaliação da Fertilidade de Solos Tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. 285 p.

VANCE, E. D.; BROOKES, P. C.; JENKINSON, D. S. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 19, n. 6, p. 703-707, 1987.

ZHANG, Y. *et al.* Estimation of evaporation of different cover types using a stable isotope method: Pan, bare soil, and crop fields in the North China Plain. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 613, Part A, 2022

ZHANG, X. *et al.* Impacts of organic loading rate and hydraulic retention time on organics degradation, interspecies interactions and functional traits in thermophilic anaerobic co-digestion of food waste and sewage sludge, **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 370, 2023.

ZHAO, M. *et al.* Soil water dynamics based on a contrastive experiment between vegetated and non-vegetated sites in a semiarid region in Northwest China, **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 603, Part A, 2021.

3.3 ESPÉCIES ESPONTÂNEAS, DENSIDADE DO SOLO; RESISTÊNCIA MECÂNICA DO SOLO A PENETRAÇÃO E VELOCIDADE DE INFILTRAÇÃO: UM DIAGNÓSTICO

RESUMO

Com o intuito de avaliar o estabelecimento de espécies vegetais nativas do Cerrado, introduzidas em área degradada, tendo como agentes facilitadores do processo a mecanização do solo, a introdução de resíduos e de sementes, o experimento foi realizado em condições de campo, na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão (FEPE), da Unesp – Campus de Ilha Solteira, em Selvíria (MS), a área selecionada para o desenvolvimento experimental encontra-se degradada desde a construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira (UHE – ISA) e o material obtido com os cortes foi utilizado no enrocamento do rio e demais obras, durante a construção. A área experimental foi gradeada uma vez e escarificada duas vezes, para romper o selamento existente à superfície e revolver o material de solo até a profundidade de 0,40 m. Estabeleceram-se em campo 36 parcelas, de 25 m², que receberam 8 tratamentos com 4 repetições, seguindo o modelo experimental em blocos inteiramente casualizados. Os tratamentos foram constituídos de dois resíduos orgânicos (LOD e CZA) aplicados em 2 doses (0 e 20 t ha⁻¹), além de um mix de sementes contendo 13 espécies nativas do Cerrado, sementes de *Stylosanthes* spp. cv. Campo Grande (*S. capitata* + *S. macrocephala*) e galhos foram distribuídos à superfície para efetuar o sombreamento. Também se demarcou em campo 4 parcelas que foram apenas mecanizadas (MEC), e 4 outras parcelas que foram preservadas sem nenhuma alteração (SMEC), para a realização de avaliações comparativas. Após a semeadura, a área experimental passou a ser irrigada manualmente duas vezes por semana, durante os meses de outubro e novembro. Para avaliação da vegetação espontânea procedeu-se à identificação dos indivíduos presentes nas parcelas experimentais por meio de um censo e os estilosantes foram avaliados por meio, do método do índice de qualidade visual, realizado por dois avaliadores. As determinações de resistência mecânica do solo a penetração, velocidade de infiltração de água no solo, e densidade do solo foram realizadas em duas épocas. Nas amostras indeformadas coletadas para a determinação da densidade do solo também foram determinados macro e micro porosidade e porosidade total. E por fim, utilizou-se avaliou-se a microscopia eletrônica de varredura, para avaliar a morfologia da superfície do solo. Após 12 meses do início do período experimental, observou que das 13 espécies introduzidas na área, por meio de sementes, 9 germinaram e sobreviveram ao longo do primeiro ano de cultivo, quando também se identificou o surgimento de 41 espécies espontâneas, distribuídas em 13 famílias, tendo as famílias Fabaceae e Poaceae em destaque. Já no parâmetro densidade de solo, os menores

valores foram registrados nas áreas mecanizadas, o solo que não recebeu mecanização apresentou maiores valores de resistência mecânica do solo a penetração e os dados da microscopia eletrônica apontaram a presença de biocrotas nas parcelas avaliadas, porém nos tratamentos mecanizados elas foram encontradas fragmentadas. Após avaliações, considera-se que a mecanização reduziu a resistência mecânica do solo a penetração, densidade do solo apresentou diminuição nas áreas que receberam mecanização e a adição de CZA, LOD e sombreamento favoreceram o surgimento de 41 espécies na área.

Palavras-chave: mecanização; espécies vegetais espontâneas; compactação do solo.

3.3.2 INTRODUÇÃO

A recuperação de áreas degradadas tornou-se fator-chave na adequação ambiental do uso do solo, pois tem como propósito restabelecer as condições edáficas do solo, sua biota e, assim, dar suporte a vários serviços ecossistêmicos (Weisser *et al.*, 2017) que são ofertados ao meio e à sociedade. Desta forma garantem a ciclagem de nutrientes, armazenamento e a filtragem da água, o habitat de microrganismos (Lal, 2015), atuam no sequestro de carbono, participando da mitigação das alterações climáticas (Dervishi *et al.*, 2023), a base da produção agrícola, fonte de matéria prima para construção civil e indústria (Bardgett; van der Putten, 2014; Rodrigues; Confessor; Pereira, 2023; Dervishi *et al.*, 2023).

Entretanto, a maioria das atividades antrópicas, envolvendo o solo, promove mudanças que acabam influenciando negativamente no estabelecimento e desenvolvimento da vegetação (Vasconcellos *et al.*, 2013), reduzindo os teores de matéria orgânica, a produção de biomassa e a atividade microbiana (Nascimento *et al.*, 2021), e podendo promover a compactação do solo. A compactação do solo pode causar inúmeros impactos, dentre eles redução da taxa de infiltração de água no solo, com conseqüente aumento do escoamento superficial, facilitando a atuação de processos erosivos, dificultando a absorção de nutrientes e o crescimento do sistema radicular das plantas, com a redução da absorção de nutrientes (Luciano *et al.*, 2012).

Para o sucesso dos processos de recuperação de áreas degradadas é necessário conhecer, em detalhes, a área a ser recuperada para, a partir desse diagnóstico, planejar as ações a serem desenvolvidas, com foco nos pontos considerados críticos. Após o diagnóstico e tomada de conhecimento do histórico de uso da área e do modo de uso do solo, pode-se definir a estratégia a ser adotada no processo de recuperação. Ao se decidir pela introdução ou

reintrodução da vegetação nativa, é necessário escolher com cautela as espécies a serem utilizadas.

No caso de introdução de vegetação na recuperação de uma área degradada é interessante acompanhar o desenvolvimento inicial das plantas, o que depende tanto das condições climáticas como das condições edáficas, que em muitas situações precisam ser melhoradas, aumentando o teor de matéria orgânica, reduzindo a compactação, quando presente, proporcionando contribuição e disponibilidade de nutrientes e proteção à microbiota, além de dar condições para o crescimento das raízes das plantas, pontos muito importantes para o estabelecimento da vegetação (Vasconcellos *et al.*, 2013).

A introdução de leguminosas em áreas a serem revegetadas também pode ser um facilitador do processo de recuperação de áreas degradadas, uma vez que, podem contribuir à disponibilidade de nutrientes e ao aporte de nitrogênio (N) ao solo (Valadão Júnior *et al.*, 2020).

A adoção de técnicas de manejo sustentável do solo, como o uso de plantas de cobertura, permite minimizar o impacto da chuva diretamente sobre o solo, a compactação, reduzindo a erosão contribuindo para melhorar as condições físicas do solo, por meio da entrada de raízes e matéria orgânica nesse sistema (Domit *et al.*, 2014). Além de favorecer a recuperação do solo, o recobrimento vegetal por meio da decomposição de folhas e raízes, contribui para melhorar ou manter a fertilidade do solo (Prescott, 2005).

Em ecossistemas florestais a serapilheira tem papel de destaque, porém quando ocorre a sua remoção, podem influenciar na qualidade e quantidade da serapilheira e dificultando ainda mais o processo de recuperação (Luciano *et al.*, 2012).

Aumentos na densidade do solo, valores elevados de resistência mecânica do solo à penetração, redução na infiltração de água e difusão dos gases (alteração na distribuição e tamanho dos poros do solo), comprometem também a ciclagem de nutrientes e o crescimento radicular da vegetação, dificultando o restabelecimento de um sistema solo-plantas saudável (Valadão *et al.*, 2015; Scapinelli *et al.*, 2016). Para Valente *et al.* (2019), dentre os fatores físicos e químicos do solo, a medida da resistência mecânica do solo à penetração (RSP) pode ser considerada adequada para expressar o grau de compactação do solo e assim indicar a presença de degradação desse sistema.

Estudos realizados por Bengough *et al.* (2011), Lipiec *et al.* (2012), Valentine *et al.* (2012) e Colombi *et al.* (2017), mostram redução significativa no alongamento radicular em solos que apresentaram aumento da resistência à penetração, pois as raízes precisam de maior tensão mecânica (aumento de custos metabólicos) para penetrar o solo quanto maior for a RSP (Colombi *et al.*, 2017). A medida da RSP pode ser um indicativo da degradação do solo e quanto

maior a RSP maior a degradação, uma vez que valores elevados de RSP influenciam a infiltração e distribuição de água no solo (Tavares Filho; Grimaldi; Tessier, 2005), causam impedimento ao crescimento do sistema radicular das plantas devido à resistência física imposta, a restrição de água, nutrientes, ar e espaço para sua expansão (Pignataro Netto *et al.*, 2009; Bengough *et al.*, 2011; Lipiec *et al.*, 2012; Valentine *et al.*, 2012; Colombi *et al.*, 2017).

A disponibilidade de água é importante para o estabelecimento, desenvolvimento e manutenção da vegetação, mas pode ser limitada pelas condições climáticas (Colombi *et al.*; 2018) e em solos com elevada RSP, que é dependente da textura, da estrutura e da umidade do solo (Gomes; Peña, 1996) onde, em condições de baixa umidade, encontram-se maiores valores para RSP, e também a maior resistência à deformação e de penetração de raízes (Cunha; Vieira; Magalhães, 2002).

No Cerrado a associação do déficit hídrico à compactação e elevada RSP podem dificultar ainda mais o estabelecimento da vegetação em áreas submetidas à supressão da vegetação e das camadas superficiais do solo, uma vez que o solo residual pode estar compactado, apresentar elevada RSP, não conter serrapilheira à superfície, nem banco de sementes, apresentar baixos teores de matéria orgânica, entre outros comprometimentos edáficos (Kunz *et al.*, 2013).

Imagens obtidas por meio da microscopia eletrônica de varredura (MEV) podem auxiliar no entendimento da infiltração de água no solo, uma vez que possibilita a observação de microestruturas, poros, agregados, agentes cimentantes ou de revestimento, que podem influenciar na infiltração de água no solo (Brizzi *et al.*, 2019).

Somado a estas imagens morfológicas é possível, ainda, realizar a caracterização química semi-quantitativa de elementos que constituem as amostras analisadas, utilizando a espectroscopia de energia dispersiva (EDS) acoplada ao MEV. Esta permite a detecção de raios-x emitidos pela amostra durante as transições eletrônicas ocasionadas por um feixe de elétrons (Vieira *et al.*, 2021), uma vez que cada elétron de um determinado elemento químico tem a energia de emissão bem definida.

Este trabalho teve por objetivo avaliar o estabelecimento de espécies vegetais nativas do Cerrado, introduzidas em área degradada (sem recobrimento vegetal há aproximadamente 60 anos), tendo como agentes facilitadores do processo a mecanização do solo, a introdução de resíduos e de revegetação.

3.3.3 MATERIAL E MÉTODOS

A delimitação e caracterização inicial da área, bem como a condição de clima ao longo do período experimental encontram-se nas páginas 29 a 33.

3.3.3.1 Avaliação da vegetação que está colonizando a área experimental

Para avaliação da vegetação, que surgiu espontaneamente na área, foi realizado um censo, com identificação de 100% dos indivíduos presentes nas parcelas experimentais, seguindo a metodologia citada por Mantovani *et al.* (2005). No censo foram identificados os indivíduos do estrato herbáceo, com inclusão de gramíneas, ervas e trepadeiras, além das árvores, mas sem considerar as plantas introduzidas, à exceção dos *Stylosanthes* sp. O censo foi realizado em 07/12/2022, durante o período chuvoso.

Para identificação das plantas foram feitas consultas em literatura disponível (Silva Júnior, 2005; Neto; Otsubo; Cassiolato, 2010; Barbosa *et al.*, 2015; Flora do Brasil, 2017) e pesquisa em herbários, considerando espécies nativas, naturalizadas e exóticas, e para identificação das síndromes de dispersão foi utilizada a classificação de van der Pijl (1982), considerando três grupos: anemocóricas, autocóricas e zoocóricas, de acordo com as características das unidades de dispersão das sementes (Assunção; Guglieri-Caporal; Sartori, 2011; Abreu *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2013; Oliveira; Resende; Schleder, 2014; Barbosa *et al.*, 2015; Flora do Brasil, 2017).

Transcorridos 14 meses, da implantação do experimento realizou-se uma coleta das gramíneas presentes (outubro/2021 a dezembro/2022) para avaliação da biomassa que se formou nas parcelas experimentais. A coleta foi realizada em sub-parcelas de 1 x 1 m, com auxílio de um quadro de madeira, em 2 lugares distintos de cada uma das parcelas experimentais. O material vegetal foi coletado em cortes rentes ao solo, foi pesado (peso fresco), seco em estufa de circulação forçada (60 °C) até obtenção de peso constante, e pesado novamente (peso seco). A diferença entre as pesagens, retratou a hidratação das gramíneas, no momento de sua coleta, e será tratado aqui como água contida nas gramíneas.

Avaliação do estíloantes introduzido e da cobertura vegetal

A avaliação de estíloantes ocorreu pelo método do índice de qualidade visual (IQV), desenvolvido em estudos elaborados por Melloni *et al.* (2008), onde o IQV é calculado a partir de duas avaliações, conduzidas por dois avaliadores, que atribuem notas a partir da observação *in loco*. As notas variam de 0 a 5 e os indicadores visuais utilizados foram: estabelecimento e desenvolvimento do estíloantes. Neste momento avaliou também o índice de cobertura vegetal na parcela experimental (Tabela 1).

Tabela 1 – Atribuição de notas de acordo com o método do índice de qualidade visual (IQV) para o estabelecimento /desenvolvimento do estíloantes e para a porcentagem de cobertura vegetal

IQV	Estabelecimento/desenvolvimento do estíloantes (%)	Porcentagem de cobertura vegetal (%)
0	0	0
1	01 a 20	01 a 20
2	21 a 40	21 a 40
3	41 a 60	41 a 60
4	61 a 80	61 a 80
5	81 a 100	81 a 100

Fonte: Elaboração da própria autora

Densidade do Solo

A coleta de amostras indeformadas para determinação da densidade do solo ocorreu em duas épocas distintas em junho/2021 e maio/2022. As amostras indeformadas foram coletadas utilizando-se anéis volumétricos (cilindro metálico) com 0,04 m de altura e 0,045 m de diâmetro, com volume aproximado de 0,000070 m³ (Figura 7). As coletas ocorreram em duas profundidades (0 – 0,10 e 0,10 – 0,30 m) com 3 repetições. Nestas amostras foram determinadas a macroporosidade (MA), microporosidade (MI), porosidade total (PT) (Teixeira *et al.*, 2017a) e densidade do solo (DS), de acordo com metodologia descrita por Teixeira *et al.* (2017b).

Resistencia mecânica do solo à penetração

A resistência mecânica do solo à penetração (RP) foi realizada em duas épocas (junho/2021 e maio/2022). Para sua determinação, utilizou-se um penetrógrafo de mola, cone e haste padrão ASAE (Sociedade Americana de Engenharia Agrícola), modelo Penetrographer SC-60 (SC-60) e marca Soil Control, com diâmetro da base do cone de 12,8 mm e ângulo de 30°, além de registro contínuo da pressão em Mpa. A avaliação foi realizada em duas repetições de cada parcela experimental, e a partir da superfície do solo até a profundidade de 0,60 m, a capacidade da haste do penetrógrafo SC-60.

Velocidade de infiltração da água no solo

A avaliação da infiltração da água no solo foi realizada com auxílio de infiltrômetros de disco portátil (Minidisk – Meter) (Figura 7D). As determinações foram realizadas em duas épocas (junho/2021 e maio/2022). Toda as parcelas experimentais foram avaliadas em 3 pontos distintos, e 4 parcelas que não foram mecanizadas também foram avaliadas.

Para o uso do infiltrômetro, inicialmente é necessário adicionar água no tubo de controle da sucção, deslizar a válvula de controle de sucção para dentro da câmara e inverter o infiltrômetro para a leitura no solo. É muito importante ajustar a taxa de sucção de acordo com o solo que será avaliado, porém, para a maioria dos solos a taxa utilizada para sucção é 2 cm. Após esse ajuste, é nivelado o nível de água do aparelho, adequando de acordo com a marca de sucção presente no tubo, escolha o intervalo de tempo baseando-se na taxa de sucção escolhida e no tipo de solo avaliado.

O tempo de avaliação com o infiltrômetro foi do tempo mínimo de 0 segundos, ao tempo máximo de 210 segundos. Para realização da medição, deve-se escolher um local plano (liso) na superfície do solo e registrar o volume de água no reservatório no tempo zero, coloque-o na superfície do solo e certificando-se que o infiltrômetro esteja em contato com a superfície do solo, posteriormente, registra-se o volume de água no reservatório em intervalos regulares de até que pelo menos 30 a 40 mL de água tenha infiltrado (Manual Meter, 2021).

Figura 1 – Coleta de amostras indeformadas de solo para avaliação de densidade do solo, macro e microporos, e porosidade total. A) coleta de solo utilizando o castelinho e anel volumétrico; B) amostra indeformada após coleta da área experimental; C) avaliação da resistência do solo à penetração; D) avaliação da infiltração de água no solo na área experimental em maio/2022

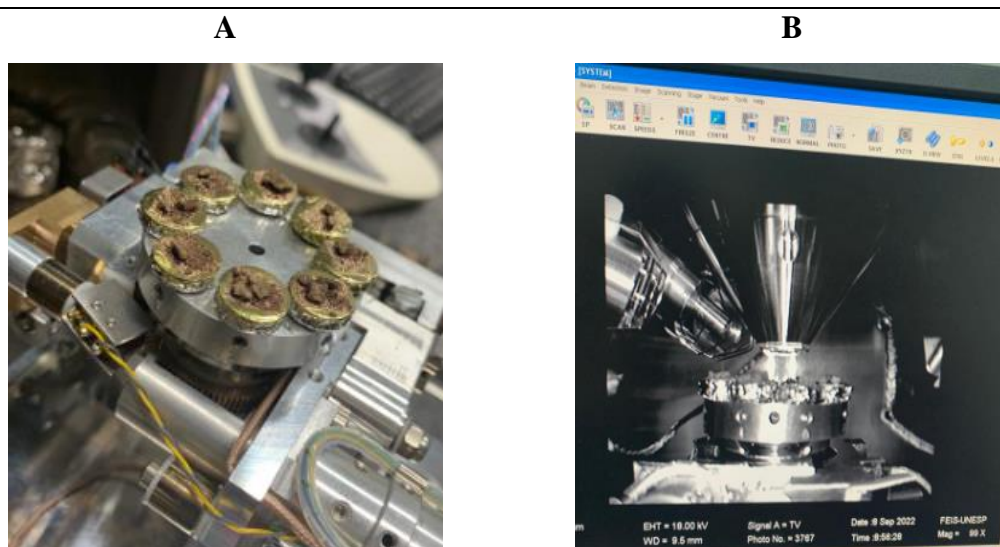
A**B****C****D**

Fonte: Elaboração da própria autora

Microscopia eletrônica

Amostras indeformadas da camada superficial do solo foram coletadas, em agosto/2022, na superfície da área degradada, para avaliação de sua morfologia. As amostras foram coletadas em formato de pequenas placas com 2 a 3 mm de espessura, em três parcelas mecanizadas, em três pontos dentro de cada parcela e o mesmo número de amostras (nove) foi coletado nas parcelas não mecanizadas e nas parcelas mecanizadas que receberam LOD e CZA. As amostras foram acondicionadas em uma pequena bandeja e colocadas dentro do dessecador, para secagem. Transcorridos 60 dias foram preparadas para análise, tendo sido recobertas com ouro, por 2 vezes no metalizador, formando uma película de 2 nm na superfície das mesmas. As amostras foram submetidas a análise em microscopia eletrônica de varredura (Figura 2) e espectroscopia por dispersão de energia (EDS), utilizando um equipamento EVO-LS15-ZEISS®, para obtenção das imagens (White, 2008).

Figura 2 – Amostras sendo introduzidas no microscópio eletrônico de varredura - MEV. A) amostras recobertas com ouro sendo colocadas no porta amostras do aparelho e B) amostras em processo de coleta de imagens dentro do MEV



Fonte: Elaboração da própria autora

3.3.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.4.1 Vegetação estabelecida na área experimental

Das 13 espécies introduzidas na área experimental, por meio de sementes, 9 germinaram e sobreviveram ao longo do primeiro ano de cultivo até a avaliação, em pelo menos um tratamento, são elas: *Astronium fraxinifolium*, *Copaifera langsdorffii*, *Dipteryx alata*, *Hymenaea stigonocarpa*, *Plathymenia reticulata*, *Stryphnodendron polyphyllum*, *Vatairea macrocarpa*, *Digitalis lanata* e *Magonia pubescens*. Outras 4 espécies, *Kielmeyera speciosa*, *Leptolobium dasycarpum*, *Machaerium acutifolium* e *Alibertia edulis*, não germinaram em nenhum tratamento até 12 meses após sua introdução em campo (Tabela 2). Os resultados mostram que, embora todas as espécies introduzidas fossem nativas do Cerrado da região, nem todas conseguiram se adaptar ao ambiente degradado em que foram introduzidas, o que permite inferir que para revegetação de áreas semelhantes não seria recomendada a introdução de *K. speciosa*, *L. dasycarpum*, *M. acutifolium*, e *A. edulis* (pau-santo, perobinha, jacarandá do campo e marmelo do cerrado, respectivamente).

Tabela 2 – Espécies introduzidas na área experimental via sementes, família, nome científico e popular, formas de vida e origem e total de ocorrências por tratamento (TTrat) e por espécie (TEsp).

Família/ Nome científico e popular	Forma de Vida	Origem	Nome vulgar	SMEC	Tratamentos								TEsp	
					T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8		
Anacardiaceae														
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	Árvore	Nativa	Gonçalo-Alves	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	9
Calophyllaceae														
<i>Kielmeyera speciosa</i> A.St.-Hil.	Árvore	Nativa	Pau Santo											0
Fabaceae														
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Árvore	Nativa	Copaíba		+	+		+		+				4
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	Árvore	Nativa	Baru		+		+						+	3
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	Árvore	Nativa	Jatobá do Cerrado		+	+	+	+	+	+	+	+	+	8
<i>Leptolobium dasycarpum</i> Vogel	Árvore	Nativa	Perobinha											0
<i>Machaerium acutifolium</i> Vogel	Árvore	Nativa	Jacarandá do Campo											0
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth.	Árvore	Nativa	Amarelinho	+	+	+	+	+		+	+	+	+	8
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i> Mart.	Árvore	Nativa	Barbatimão		+	+	+	+	+	+	+	+	+	8
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	Árvore	Nativa	Angelim do Cerrado		+	+	+	+	+	+	+	+	+	8
Lythraceae														
<i>Lafoensia pacari</i> St. Hill	Árvore	Nativa	Dedaleira					+					+	2
Rubiaceae														
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A. Rich.	Arbusto	Nativa	Marmelo do Cerrado											0
Sapindaceae														
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.	Árvore	Nativa	Pau de Tinguí		+	+	+	+	+	+	+	+	+	8
TTrat					2	8	7	7	8	5	7	6	8	

SMEC = Sem mecanização; T1 - 0CZA 0LOD 0SOMB; T2 - 0CZA 0LOD 1SOMB; T3 - 0CZA 20LOD 0SOMB; T4 - 0CZA 20LOD 1SOMB; T5 - 20CZA 0LOD 0SOMB; T6 - 20CZA 0LOD 1SOMB; T7 - 20CZA 20LO 0SOMB; T8 - 20CZA20LOD1SOMB, onde CZA = cinza nas doses 0 e 20 t ha⁻¹ (0CZA e 20CZA); LOD = lodo de esgoto nas doses 0 e 20 t ha⁻¹ (0LOD e 20LOD); SOMB = sombreamento, sem e com (0SOMB e 1SOMB).

Fonte: Elaboração da própria autora

Dentre as 9 espécies que sobreviveram, duas (*A. fraxinifolium* e *P. reticulata*) ocorreram inclusive em parcelas que não receberam sementes e sequer foram mecanizadas, sugerindo que as plantas avaliadas podem ter se estabelecido no local por dispersão de sementes provenientes de matrizes presentes no entorno e não só por terem sido introduzidas via sementes pela intervenção antrópica. Ademais, estas espécies ocorrem na região e segundo Oliveira *et al.* (2018), apresentam síndrome de dispersão por anemocoria, isto é, pelo vento. *A. fraxinifolium* é uma espécie arbórea classificada como pioneira típica. Sua propagação é feita basicamente por sementes, as quais não apresentam dormência e são tolerantes à dessecação (Vieira *et al.*, 2008).

Um fator relevante é a presença de um fragmento florestal a 20 metros da área de estudo, onde encontra-se em abundância indivíduos das espécies *A. fraxinifolium* e *P. reticulata*, cujas sementes, possivelmente, foram transportadas pela ação do vento, auxiliando no povoamento do local. Mizobata, Cassiolato e Maltoni (2017), no entanto, relataram que a espécie *A. fraxinifolium* teve seu desenvolvimento negativamente influenciado pela compactação do solo, principalmente a massa fresca da raiz e a altura.

Dentre as outras 7 espécies, quatro ocorreram em todos os tratamentos (*H. stigonocarpa*, *S. polyphyllum*, *V. macrocarpa* e *M. pubescens*) e três em apenas alguns (*C. langsdorffii*, *D. alata*, *D. lanata*), essa observação permite sugerir que *H. stigonocarpa*, *S. polyphyllum*, *V.* e *M. pubescens*) podem apresentar maior facilidade para se adaptar às condições ambientais presentes, podendo ser consideradas mais plásticas, do que as de ocorrência restrita, indicando maior facilidade para seu estabelecimento em campo. Já as espécies *C. langsdorffii*, *D. alata*, *D. lanata* parecem ter mais exigências para seu estabelecimento.

Considerando a área experimental como um todo (Tabela 3), surgiram 41 espécies, distribuídas em 13 famílias. As Famílias Fabaceae e Poaceae apresentaram o maior número de espécies, 12 espécies em cada uma. Dentro da Família Fabaceae as 12 espécies identificadas são nativas do Cerrado e apresentam hábito variado tendo presença de trepadeira, subarbusto, arbusto e herbáceas, com síndromes de dispersão zoocórica (4), autocórica (6), anemocórica (1), e uma não identificada. Estas síndromes sugerem que aves/animais têm transitado pela área, que existem propágulos no solo e que as espécies com síndrome de dispersão anemocórica estão conseguindo se estabelecer na área.

Tabela 3 – Família e nome científico, forma de vida (herbáceo, subarbusto, trepadeiras, gramíneas), origem (nativa, exótica, naturalizada), e síndrome de dispersão (autocoria, anemocoria, zoocoria) das espécies que se estabeleceram na área experimental, por tratamento (continua)

Família/ Nome científico	Forma de vida	Origem	Síndrome de dispersão	Tratamentos										Tesp
				MEC	SMEC	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	
Amaranthaceae														
<i>Alternanthera</i> sp.	Herbáceo	Nativa	Autocoria		+	+	+	+	+	+	+	+	+	8
Asteraceae														
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze	Herbáceo	Nativa	Zoocoria		+		+			+				3
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	Herbáceo	Nativa	Anemocoria	+			+			+	+	+	+	6
Commelinaceae														
<i>Commelia benghalensis</i> L.	Herbáceo	Exótica	Autocoria							+	+	+	+	4
Cyperaceae														
<i>Bulbostylis junciformis</i> (Kunth) C.B. Clarke	Herbáceo	Nativa	Anemocoria	+	+		+	+		+	+	+	+	8
<i>Sida cordifolia</i> L.														
<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth	Herbáceo	Nativa	Autocoria				+	+	+	+	+	+	+	7
Euphorbiaceae														
<i>Croton glandulosus</i> L.	Herbáceo	Nativa	Autocoria					+	+		+	+	+	5
<i>Microstachys serrulata</i> (Mart. & Zucc.) Müll.Arg.	Herbácea	Nativa	Autocoria					+	+		+			3

Tabela 3 – Família e nome científico, forma de vida (herbáceo, subarbusto, trepadeiras, gramíneas), origem (nativa, exótica, naturalizada), e síndrome de dispersão (autocoria, anemocoria, zoocoria) das espécies que se estabeleceram na área experimental, por tratamento (continuação)

Fabaceae														
<i>Aeschynomene histrix</i> Poir.	Subarbusto	Nativa	Zoocoria	+		+		+	+	+	+	+	+	8
<i>Aeschynomene peniculata</i> Willd. Ex Vogel	Subarbusto	Nativa	Zoocoria	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>Alysicarpus vaginalis</i> (L.) DC.	Herbáceo	Exótica	Autocoria	+		+		+	+		+	+	+	7
<i>Centrosema angustifolium</i> (Kumth) Benth	trepadeira	Nativa	Autocoria								+			1
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Geene	Arbusto	Nativa	Autocoria	+	+						+			3
<i>Chamaecrista ramosa</i> (Vogel) H.S. Itwin & Barneby	Arbusto	Nativa	Autocoria		+	+	+	+	+	+	+	+		8
<i>Desmodium incanum</i> (Sw.) DC.	Herbáceo	Nativa	Zoocoria							+				1
<i>Indigofera hirsuda</i> L.	Herbáceo	Nativa	NID	+						+		+	+	4
<i>Mimosa debilis</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Herbácea	Nativa	Autocoria										+	1
<i>Mimosa sp</i>	Herbáceo	Nativa	Autocoria					+	+		+	+	+	5
<i>Zomia latifolia</i> Sm.	sub-arbusto	Nativa	Zoocoria			+	+	+	+	+	+	+	+	8
<i>Chamaecrista serpens</i> (L.) Greene	Subarbusto	Nativa	Anemocoria								+	+		2
Malpighiaceae														
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	arbusto	Nativa	Anemocoria					+					+	2
Malvaceae														
<i>Pavonia sidifolia</i>	Herbáceo	Nativa	NID	+				+	+	+		+		5
<i>Walteria indica</i> L.	Herbáceo	Nativa	Autocoria	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	10
<i>Sida rhombifolia</i>	Herbáceo	Nativa	Autocoria			+	+	+	+		+	+	+	7
<i>Sida cordifolia</i> L.	Herbáceo	Nativa	Autocoria					+			+	+	+	4

Tabela 3 – Família e nome científico, forma de vida (herbáceo, subarbusto, trepadeiras, gramíneas), origem (nativa, exótica, naturalizada), e síndrome de dispersão (autocoria, anemocoria, zoocoria) das espécies que se estabeleceram na área experimental, por tratamento (conclusão)

Passifloraceae													
<i>Piriqueta rosea</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Urb.	Herbáceo	Nativa	Autocoria	+	+	+	+	+	+	+	+	8	
Poaceae													
<i>Andropogon selloanus</i> (Hack.) Hack.	Herbáceo	Nativa	Anemocoria	+	+	+	+	+		+	+	7	
<i>Aristida adscensionis</i> L.	Herbáceo	Naturalizada	Anemocoria	+							+	2	
<i>Aristida gibbosa</i> (Nees) Kunth	Herbáceo	Nativa	Anemocoria								+	2	
<i>Aristida riparia</i> Trin.	Herbáceo	Nativa	Anemocoria		+	+	+	+	+	+	+	8	
<i>Chloris elata</i> Desv.	Herbáceo	Nativa	Anemocoria								+	1	
<i>Digitaria insularis</i> (L.) Fedde	Herbáceo	Exótica	Autocoria							+		1	
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv.	Herbáceo	Naturalizada	Autocoria							+		1	
<i>Paspalum notatum</i> Flügge	Herbáceo	Nativa	Anemocoria	+						+		2	
<i>Paspalum sp</i>	Herbáceo	Nativa	Anemocoria		+	+		+	+	+	+	8	
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguelen	Herbáceo	Nativa	Autocoria		+	+	+	+			+	5	
<i>Urochloa decumbens</i>	Gramínea	Naturalizada	Anemocoria			+					+	2	
<i>Urochloa brizantha</i>	Gramínea	Naturalizada	Anemocoria				+					1	
Polygalaceae													
<i>Polygala violacea</i> Aubl.	Herbáceo	Nativa	Autocoria		+							2	
Portulacaceae													
<i>Portulaca oleracea</i> L.	Herbáceo	Nativa	Autocoria						+			1	
Rubiaceae													
<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K. Schum.	Herbáceo	Nativa	Autocoria		+			+		+		3	
<i>Hexasepalum teres</i> (Walter) J. H. Kirkbr.	Herbáceo	Nativa	Autocoria				+				+	2	
Ttrat				13	9	15	19	20	22	21	25	23	22

Fonte: Elaboração da própria autora. SME = Sem mecanização; T1 - 0CZA 0LOD 0SOMB; T2 - 0CZA 0LOD 1SOMB; T3 - 0CZA 20LOD 0SOMB; T4 - 0CZA 20LOD 1SOMB; T5 - 20CZA 0LOD 0SOMB; T6 - 20CZA 0LOD 1SOMB; T7 - 20CZA 20LO 0SOMB; T8 - 20CZA20LOD1SOMB, onde CZA = cinza nas doses 0 e 20 t ha⁻¹ (0CZA e 20CZA); LOD = lodo de esgoto nas doses 0 e 20 t ha⁻¹ (0LOD e 20LOD); SOMB = sombreamento, sem e com (0SOMB e 1SOMB).

A presença de um número de espécies superior na família Fabaceae, pode ser atribuída a sua presença na região, à plasticidade ecológica e a capacidade de se associar a organismos fixadores de nitrogênio, apresentada pelas espécies pertencentes a esta família, e que contribui para ocuparem ambientes em situações adversas (Lewis *et al.*, 2005).

A família Poaceae está distribuída em 12 espécies identificadas, onde 1 é considerada exótica ao cerrado, 4 são naturalizadas e 7 são nativas do bioma cerrado, apresentando hábito de herbáceas e gramíneas. Com síndromes de dispersão anemocórica (9) e autocórica (3), indicando a influência da ação do vento para a disseminação de espécies vegetais e a rebrota. Para Rúa (2006), a família Poaceae se destaca como uma das mais ricas em ambientes como o cerrado.

A partir do tratamento T3 da tabela, isto é, todos os tratamentos onde algum resíduo foi adicionado contém, após 12 meses de experimentação, ao menos 20 novas espécies.

As espécies *Aeschynomene peniculata* Willd. Ex Vogel e *Walteria indica* L., ambas nativas do Cerrado, a primeira subarbusto e de dispersão zoocórica e a segunda herbácea e de dispersão autocórica ocorrem em todas as áreas, sugerindo que os propágulos da espécie *W. indica* ainda estão presentes no subsolo. Isto indica que a mecanização e introdução dos resíduos podem ter facilitado seu restabelecimento na área, bem como as mudanças ocorridas com a instalação do experimento permitiram que *A. peniculata*, cuja dispersão se dá por zoocoria também se estabelecesse.

Densidade do Solo

Observando os resultados obtidos 1 ano após o início do período experimental e avaliando apenas o efeito da mecanização (Tabela 4), nota-se que a densidade do solo é menor nas áreas mecanizadas, em detrimento da que permanece sem receber tratamento algum. Nas áreas mecanizadas a densidade foi reduzida para $1,47 \text{ Mg m}^{-3}$ o que pode contribuir para melhorar as chances de desenvolvimento radicular das espécies vegetais colonizadoras da área, no entanto este valor de densidade ainda está elevado. Dados apresentados por Jones *et al.*, (1991), demonstram que o aumento da densidade do solo pode inibir completamente o crescimento radicular, porém em estudos realizados por Freddi *et al.*, (2007), notou-se esse crescimento mesmo em resistência à penetração da ordem de 5,69 MPa e densidade do solo de $1,78 \text{ Mg m}^{-3}$.

Já para os parâmetros macroporosidade, microporosidade e porosidade total, não houve diferença estatística quando se avaliou as diferentes profundidades.

Tabela 4 – Valores de F e sua significância, coeficiente de variação (CV), média geral (Média) e valores médios de densidade do solo (DS), macroporosidade (Macro), microporosidade (Micro) e porosidade total (PT), comparando os tratamentos (Trat) não mecanizado (N MEC), sitio sem tratamento, e mecanizado (MEC), sem nenhum tratamento adicional, em duas profundidades (Prof), 0 a 0,10 e 0,10 a 0,30 m de profundidade

Fontes de Variação	DS (g)	Macro (%)	Micro (%)	PT (%)
Trat	19,757**	0,086 ^{ns}	0,541 ^{ns}	1,095 ^{ns}
Prof	0,414 ^{ns}	0,226 ^{ns}	1,714 ^{ns}	1,396 ^{ns}
Trat x Prof	0,118 ^{ns}	0,605 ^{ns}	1,664 ^{ns}	0,907 ^{ns}
CV (%)	7	39	31	18
Média	1,55	14	30	44
Trat				
SMEC	1,62a	14a	29a	43a
MEC	1,47b	15a	31a	46a
Prof (m)				
0 – 0,10	1,54a	15a	28a	43a
0,10 – 0,30	1,56a	14a	32a	46a

Fonte: Elaboração da própria autora. ^{ns} * não significativo ($p > 0,10$), significativo a 5% ($0,01 < p < 0,05$).

Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna, por fonte de variação, não diferem entre si para $p \geq 0,05$.

No que se refere aos valores de resistência mecânica do solo a penetração (RP), apontados na Tabela (5), observa-se que, houve diferença significativa nos tratamentos e profundidades analisados. O solo que não mecanizado apresentou maiores valores de RP, o que dificulta o estabelecimento da cobertura vegetal, como reportado por Freddi *et al.* (2006), em solos com alta resistência a penetração o desenvolvimento vegetal, o crescimento das raízes e a produtividade das culturas variam de forma inversamente proporcional ao seu valor, assim com elevada RP a chance de restabelecimento da cobertura vegetal fica reduzida.

Um fator a se destacar, é que na profundidade entre 0,10 e 0,15 m, a área mecanizada apresentou maior densidade (Tabela 6), o que pode ser atribuído ao trânsito de máquinas ocorrido no preparo e escarificação da área. Dados apontados por Cavichioli *et al.* (2011), em estudos realizados em área de cultivo de cana de açúcar, demonstram que o tráfego de máquinas nas entre linhas da cana-de-açúcar, alterou o perfil de solo e reduziu os valores médios de resistência a penetração em até 50 cm de profundidade. Em linhas gerais, a mecanização reduziu a resistência mecânica do solo a penetração, no entanto, os tratamentos que receberam LOD, sofreram um leve incremento na RP, fato que precisa ser melhor estudado.

Tabela 5 – Valores médios da variável resistência mecânica do solo a penetração (RP), valores de F e sua significância, coeficiente de variação (CV), e média geral (Média) uma comparação entre tratamentos (Trat) e profundidades (Prof)

Fontes de variação	Valor de F
Trat	0,421**
Prof	14,064**
Trat x Prof	0,089 ^{ns}
CV (%)	3,7
Média geral	3,2 Mpa
Trat	Valores médios
N MEC	3,73b
MEC	2,75a
MEC + SOMB	3,04a
CZA	2,84a
CZA + SOMB	2,65a
LOD	3,73b
LOD + SOMB	3,24a
LOD + CZA	3,73b
LOD + CZA + SOMB	3,33a
Prof	
$\hat{Y} = 0,75 + 0,301x - 0,003 x^2$	
$R^2 = 0,0941$; $F = 6,838^{**}$	

Fonte: Elaboração da própria autora. **, *, ^{ns} significativo a 1%, 5% e não significativo, respectivamente.

Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ($p \geq 0,05$).

Fonte: Elaboração da própria autora

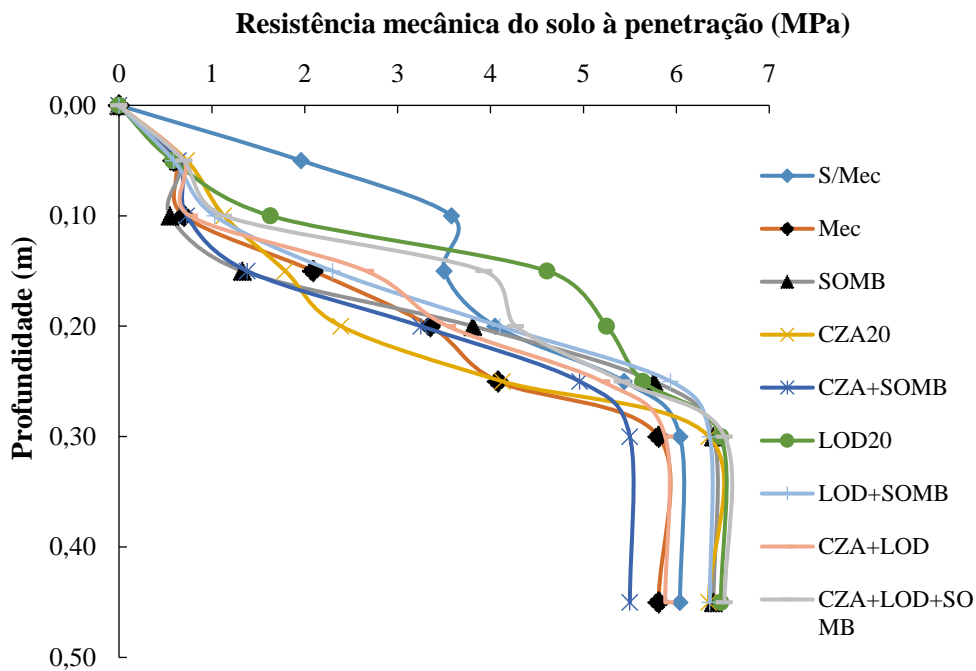
Tabela 6 – Valores médios da variável resistência mecânica do solo a penetração, no desdobramento entre tratamentos (Trat) x profundidades (Prof) e valores de F (Valor F), equações de regressão e coeficiente de determinação (R^2).

Tratamentos	Prof (m)								Valor F
	0,00	0,05	0,10	0,15	0,20	0,25	0,30	0,45	
N MEC	0a	1,96a	3,53a	3,43a	3,92b	5,30 a	5,88 a	5,88 a	1,129**
MEC	0a	0,59a	0,69b	2,01b	3,33b	4,02a	5,69 a	5,69 a	1,387**
MEC + SOMB	0a	0,59a	0,59b	1,27b	3,73b	55,69	6,28 a	6, 28 a	2,011**
						a			
CZA	0a	0,69a	1,1b	1,77b	2,35b	4,02 a	6,28 a	6, 28 a	1,584**
CZA + SOMB	0a	0,59a	0,69b	1,37b	3,24b	4,90 a	5,39 a	5,39 a	1,407**
LOD	0a	0,59a	1,57b	4,51a	5,20a	5,49 a	6,38 a	6,38 a	1,841**
LOD + SOMB	0a	0,59a	0,98b	2,26b	4,02b	5,79 a	6,28 a	6,28 a	1,867**
LOD + CZA	0a	0,69a	1,77b	2,65b	3,43b	5,1 a	5,79 a	5,79 a	1,516**
LOD + CZA + SOMB	0a	0,69a	1,1b	3,82a	5,00a	5,88 a	6,67 a	6,67 a	2,038**
Valor de F	0,000 ^{ns}	0,051 ^{ns}	0,223*	0,346**	0,208*	0,134 ^{ns}	0,051 ^{ns}	0,051 ^{ns}	

Fonte: Elaboração da própria autora. **, *, ^{ns} significativo a 1%, 5% e não significativo, respectivamente. Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste Tukey ($p \geq 0,05$).

Fonte: Elaboração da própria autora

Figura 3 – Avaliação da resistência mecânica a penetração entre tratamentos (Trat) x profundidades (Prof.) em agosto de 2022



Fonte: Elaboração da própria autora

O comportamento da RP em profundidade (Figura 3) é quadrático (Tabela 4) e seus valores estão muito elevados, uma vez que a literatura traz valores entre 2 e 2,5 Mpa como os limites críticos de resistência mecânica do solo à penetração para a maioria dos vegetais (SILVEIRA *et al.*, 2010).

Não só o crescimento radicular, mas também a movimentação da água e da atmosfera do solo podem ser comprometidos em tal situação (RP muito elevada). Em estudos realizados por Girardello *et al.* (2017), observou-se que após a semeadura de soja houve um decréscimo da RP na avaliação do florescimento da soja, comparado com o momento de implantação da cultura, assim, pode-se inferir que o sistema radicular também contribui para redução da RP.

De acordo com Souza *et al.* (2014), quando o solo está seco ou apresenta baixo teor de água, suas partículas encontram-se mais próximas e difíceis de serem separadas por qualquer tipo de força externa. Em avaliação realizada em agosto de 2022, quando a umidade foi determinada, no momento da coleta, variou entre 20 e 30 % (Figura 3), e pode ser considerada baixa. Silveira *et al.* (2010), relatam que um acréscimo no teor de água promove decréscimo da resistência mecânica do solo à penetração, devido a influência da água sobre a coesão entre as partículas do solo.

O desdobramento tratamento x profundidade (Tabela 5) mostra que em todos os tratamentos a RP variou em profundidade, o que era esperado a considerar que a movimentação do solo ocorreu até 0,40 m de profundidade. Cabe aqui destacar que entre os tratamentos só foram observadas diferenças em 0,10; 0,20 e 0,30 m de profundidade, indicando que de 0 a 0,10 m não há diferenças entre tratamentos, onde os valores de RP são menores, variando de 0 na superfície a valores entre 0,588 e 0,686 Mpa para os tratamentos onde ocorreu mecanização e 1,961 Mpa na área não mecanizada, mostrando os efeitos da mecanização nos primeiros centímetros de profundidade.

Nas três profundidades seguintes (0,10; 0,15 e 0,20 m) alguns tratamentos se destacam com os maiores valores de RP a área não mecanizada e os tratamentos que receberam LOD e LOD + CZA + SOMB. Nas demais profundidades (0,25; 0,30 e 0,45 m) não há diferenças entre os tratamentos e a RP varia de 4,021 a 6,6768 Mpa, valores elevados, e que dificultam o desenvolvimento do sistema radicular da vegetação.

É importante observar que, na época da seca as plantas sentiram as elevações de temperatura e que no período chuvoso rebrotaram, associando esta observação a elevada RP, o que segundo a literatura dificulta a movimentação da água, ajuda a explicar esse comportamento, que é muito intenso na área degradada e com certeza dificulta a sua recuperação. Onde, na ocorrência de limitada precipitação, com o aumento da RP, ocorre redução da infiltração e armazenamento de água o que pode induzir decréscimo da produtividade e déficit hídrico mesmo sob déficit hídrico de curta duração (Tormena *et al.*, 2007).

Avaliando a biomassa da vegetação coletada (Figura 6), nota-se efeitos significativos apenas nas interações CZA x LOD e CZA x SOMB para as variáveis massa fresca (MF), massa seca (MS) e porcentagem de água (Porc). Pode-se observar que, nas variáveis MF, MS e Porc, a presença de CZA e ausência de LOD, permitiu maior produção de biomassa. Na presença de LOD, a CZA não tem destaque na produção de biomassa, sugerindo neste caso (vegetação), que apenas a aplicação de CZA seria suficiente para produção de maior quantidade de biomassa. Comportamento semelhante, foi observado quando se avalia a interação CZA x SOMB, onde a presença de CZA e ausência de SOMB contribui para uma maior produção de biomassa (MF e MS) e Porc de água. Porém na presença de SOMB a adição de CZA se mostra desnecessária, e a produção de biomassa é estatisticamente semelhante. Sugerindo que, apenas o SOMB contribuiria para a melhoria da biomassa da vegetação.

Tabela 7 – Valores médios das variáveis massa fresca (MF) e seca (MS) da vegetação coletada, água contida na vegetação em porcentagem (Porc Água) e valores de F no desdobramento doses de cinza (CZA) x doses de lodo (LOD) e cinza (CZA) x sombreamento (SOMB)

MF (g)							
	LOD		Valor		SOMB		Valor
	0	20	F		0	1	F
CZA				CZA			
0	111,8bA	137,2aA	2,738 ^{ns}	0	97,2bB	151,8aA	5,100*
20	259,6aA	133,8aA	1,413 ^{ns}	20	248,2aA	145,2aA	0,190 ^{ns}
Valor F	7,232*	0,024 ^{ns}		Valor F	6,834*	0,006 ^{ns}	
MS (g)							
	LOD		Valor		SOMB		Valor
	0	20	F		0	1	F
CZA				CZA			
0	60,0bA	67,1aA	2,093 ^{ns}	0	48,6bB	78,5aA	6,348*
20	124,4aA	50,2aA	3,675 [#]	20	112,3aA	62,3aA	0,532 ^{ns}
Valor F	7,539*	0,382 ^{ns}		Valor F	7,226*	0,314 ^{ns}	
Porc Água (%)							
	LOD		Valor		SOMB		Valor
	0	20	F		0	1	F
CZA				CZA			
0	48,1aA	70,1aA	3,564 [#]	0	44,8bB	73,4aA	4,632*
20	135,2aA	83,6aA	0,493 ^{ns}	20	135,9aA	82,9aA	0,058 ^{ns}
Valor F	7,492*	0,022 ^{ns}		Valor F	6,962*	0,060 ^{ns}	

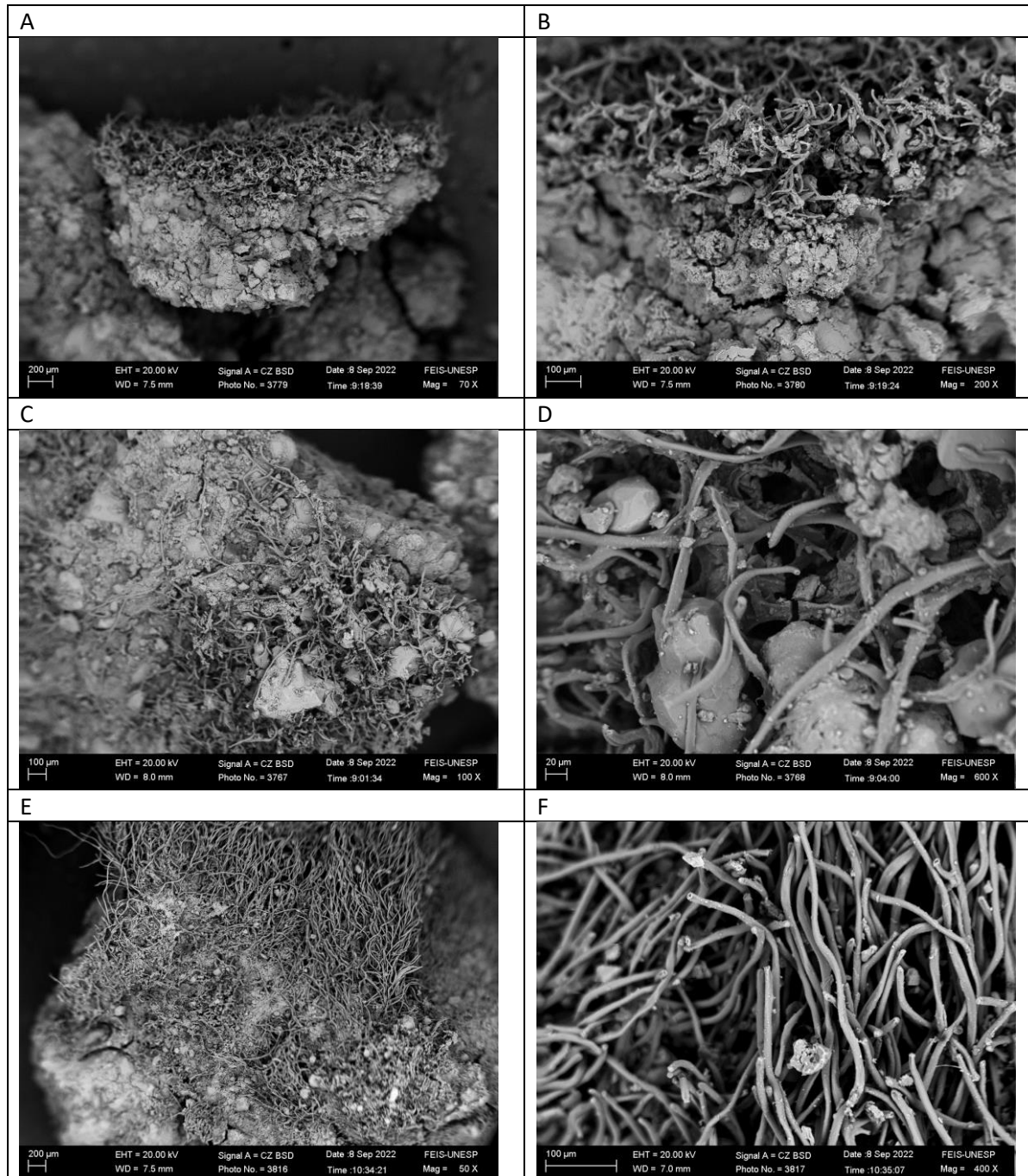
Fonte: Elaboração da própria autora. ^{ns} *,[#] não significativo, significativo a 5% ($0,01 < p < 0,05$) e tendências ($0,05 < p < 0,10$), respectivamente. Médias sem transformação e valores de F obtidos a partir de dados transformados por Ln. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na coluna e maiúsculas na linha, por variável, não diferem entre si para $p \geq 0,05$.

Microscopia Eletrônica

De acordo com a Figura 4, que avalia a área que não recebeu nenhum tratamento, não foi mecanizada e permanece sem cobertura vegetal, através de estudo observou-se, em campo, um escurecimento superficial distribuído irregularmente à superfície, amostras foram coletadas e analisadas em microscopia eletrônica de varredura (MEV), a partir das imagens, foi possível verificar a ocorrência de biocrostas (Figura 4) com espessura em torno de 300 nm. As biocrostas consistem em organismos, como microalgas, cianobactérias, outras bactérias, fungos e, eventualmente, algumas briófitas e oligoquetas, associados às partículas do solo (Belnap, 2001) e que tem papel importante em processos de recuperação de solos degradados. Porém, ainda usando a literatura para consulta consideramos que as biocrostas podem ser compostas por cianobactérias, mas ainda é necessário proceder sua identificação taxonômica.

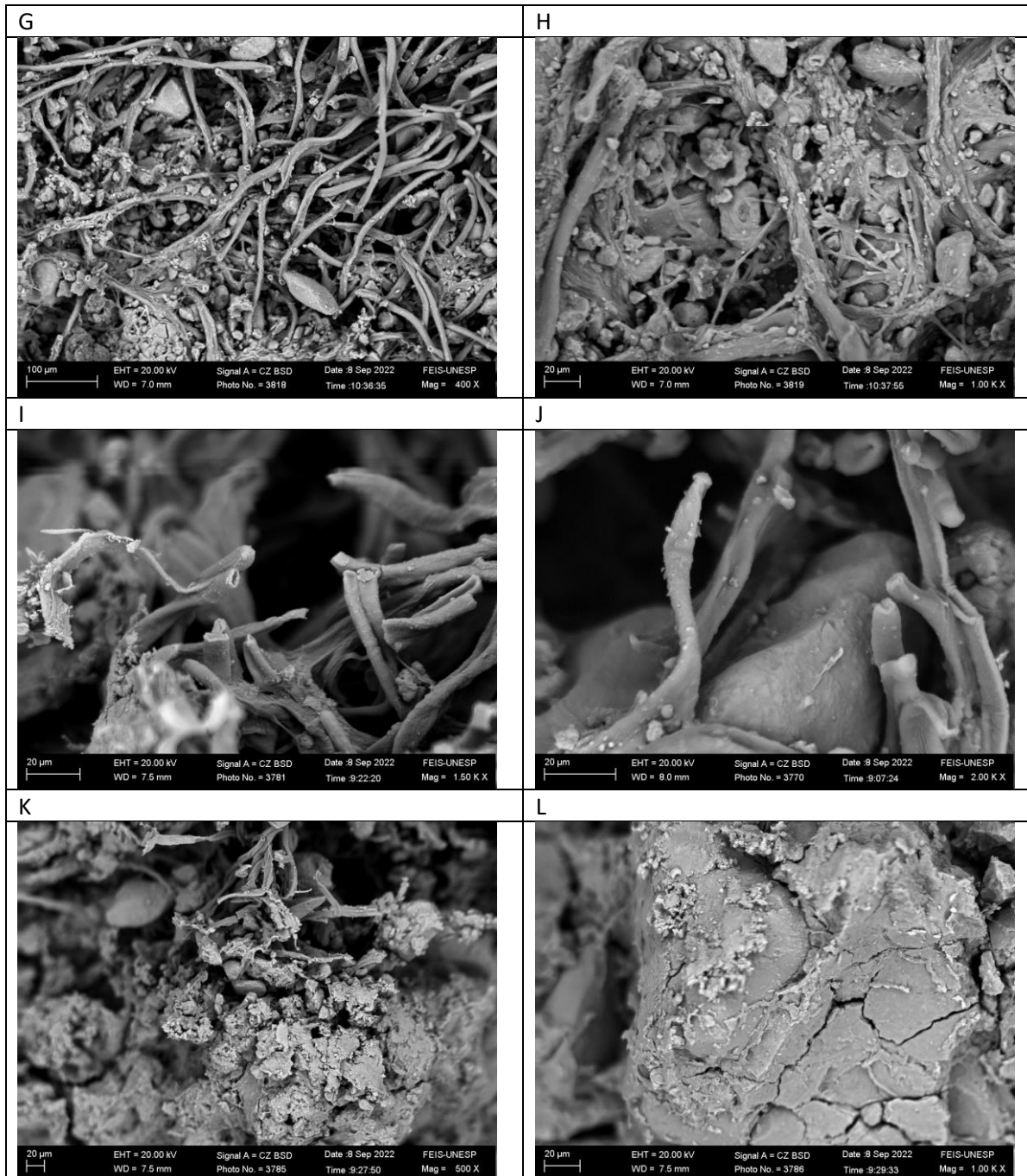
Algumas análises químicas semi-quantitativas foram realizadas (Figura 4), onde foi identificada a presença de material orgânico e outros elementos químicos, como silício, alumínio, ferro e titânio, comuns nos minerais que compõem o solo, cálcio, potássio e enxofre

Figura 4. “continuação” Amostras indeformadas da camada superficial do solo antes da introdução dos tratamentos (Área que não recebeu nenhum tratamento, não foi mecanizada e permanece sem cobertura vegetal) A- biocrosta à superfície, B- vista lateral da biocrosta, C e D- detalhes da biocrosta, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N detalhes da biocrosta em diferentes amostras. O- amostra analisada em EDS, semiquantitativa (Spectros 3 e 4)



Fonte: Elaboração da própria autora.

Figura 4. Amostras indeformadas da camada superficial do solo antes da introdução dos tratamentos (Área que não recebeu nenhum tratamento, não foi mecanizada e permanece sem cobertura vegetal) A- bicrosta à superfície, B- vista lateral da biocrosta, C e D- detalhes da biocrosta, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N detalhes da biocrosta em diferentes amostras. O- amostra analisada em EDS, semiquantitativa (Spectros 3 e 4) (continuação).



Fonte: Elaboração da própria autora.

Figura 4 – Amostras indeformadas da camada superficial do solo antes da introdução dos tratamentos (Área que não recebeu nenhum tratamento, não foi mecanizada e permanece sem cobertura vegetal) A- bicrosta à superfície, B- vista lateral da biocrosta, C e D- detalhes da biocrosta, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N detalhes da biocrosta em diferentes amostras. O- amostra analisada em EDS, semiquantitativa (Spectros 3 e 4) (continuação)

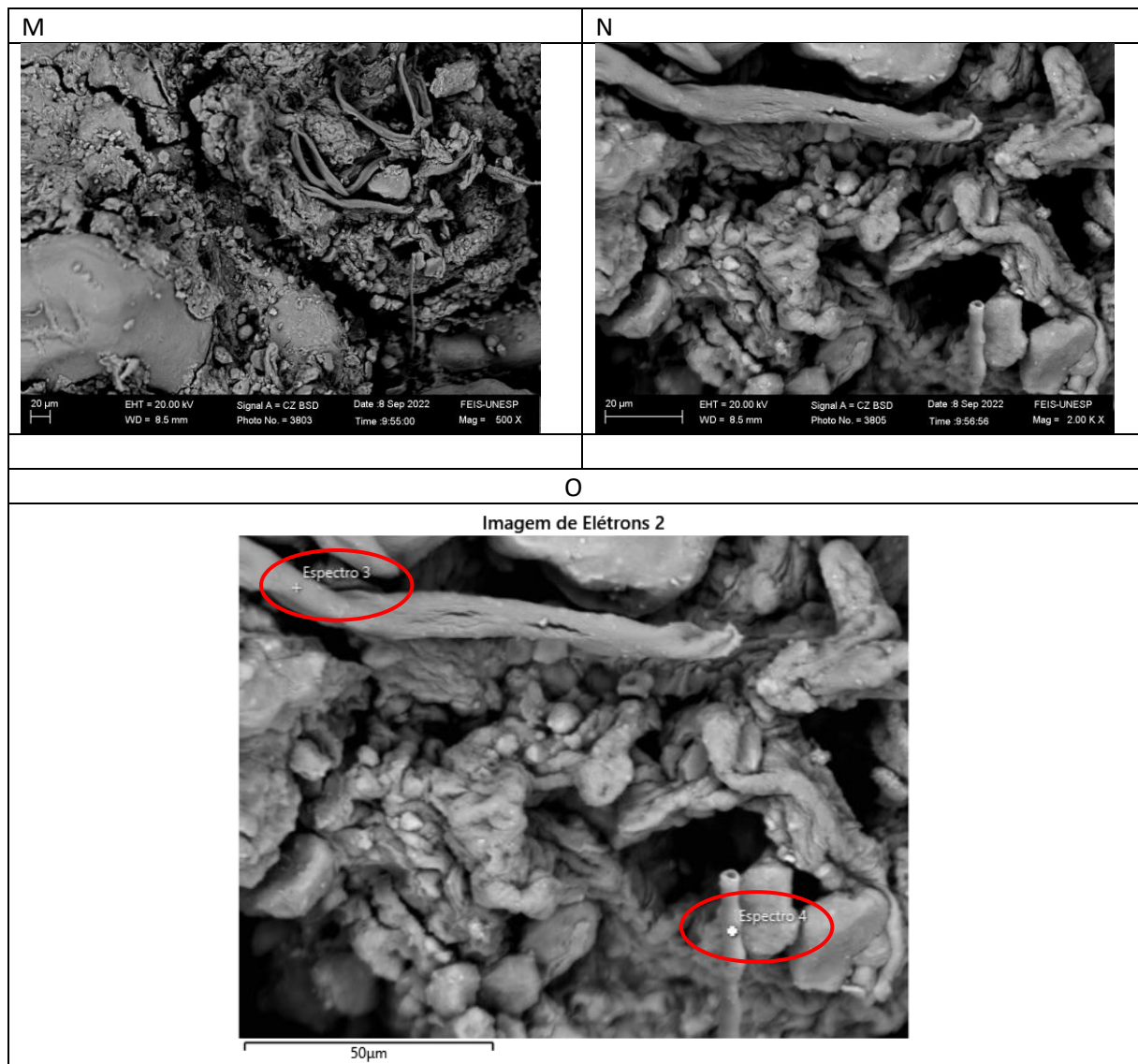
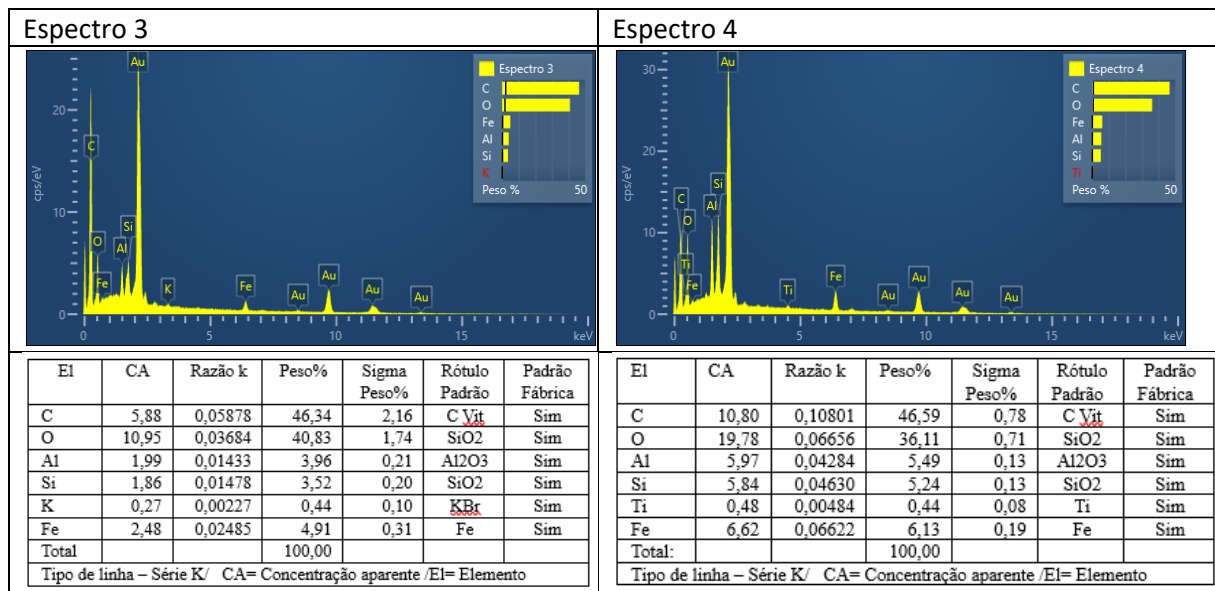


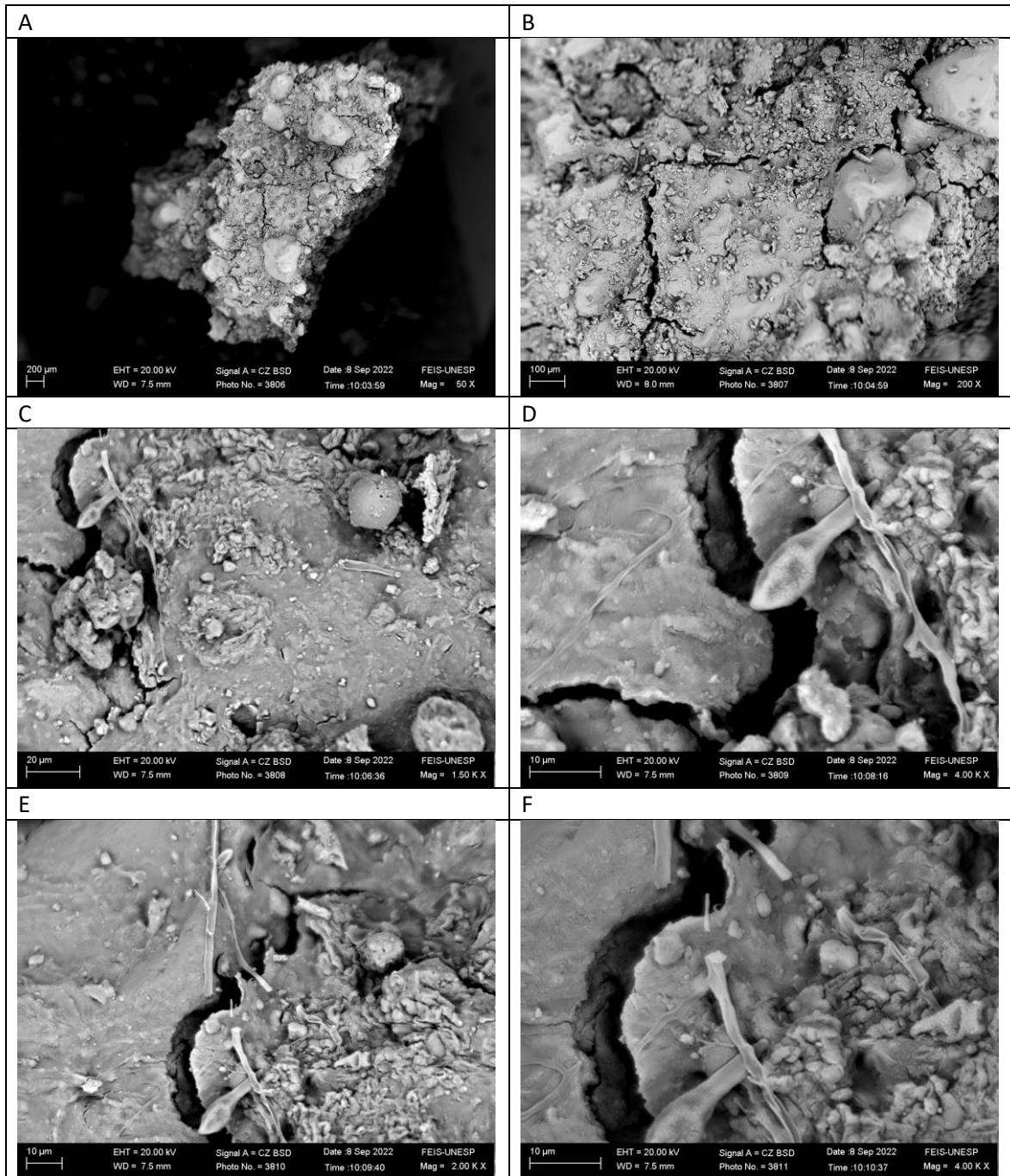
Figura 4 – Amostras indeformadas da camada superficial do solo antes da introdução dos tratamentos (Área que não recebeu nenhum tratamento, não foi mecanizada e permanece sem cobertura vegetal) A- bicrosta à superfície, B- vista lateral da biocrosta, C e D- detalhes da biocrosta, E, F, G, H, I, J, K, L, M, N detalhes da biocrosta em diferentes amostras. O- amostra analisada em EDS, semiquantitativa (Spectros 3 e 4) (conclusão).



Fonte: Elaboração da própria autora.

Nas amostras da área mecanizada com introdução de cinza, lodo esgoto, sombreamento e sementes (Figura 5), como na área mecanizada que não recebeu nenhum tratamento, as biocrosta foram fragmentadas, pelas operações com máquinas, e incorporadas ao material de solo, porém não temos análises posteriores para verificar se ocorreu o restabelecimento das biocrosta, que podem contribuir para recuperação do solo degradado. Estudos realizados por Chamizo *et al.* (2012), indicaram que a integridade dos solos depende significativamente das biocrosta, pois reduzem riscos de erosão eólica e hídrica (Bu *et al.*, 2013) e aumentam a fertilidade do solo (Belnap, 2003).

Figura 5 – Amostras indeformadas da camada superficial do solo após mecanização e adição dos resíduos orgânicos (CZA e LOD), sementes e sombreamento



Fonte: Elaboração da própria autora

Tabela 8 – Valores de F para estilozantes nas doses 0 e 20 t ha⁻¹ de cinza (CZA), de lodo (LOD), com e sem sombreamento (SOMB), bem como valores de F, coeficiente de variação (CV) e média geral

Fonte de Variação	Valor de F	Fonte de Variação	Cobertura Vegetal
BLOCO	1.318 ^{ns}	CZA (t ha⁻¹)	
CZA	4,808*	00	39 b
LOD	0,757 ^{ns}	20	60 a
SOMB	0,161 ^{ns}		
CZA*LOD	0,072 ^{ns}	LOD (t ha⁻¹)	
CZA*SOMB	0,040 ^{ns}	00	45 a
LOD*SOMB	0,004 ^{ns}	20	53 a
CZA*LOD*SOMB	0,448 ^{ns}		
		SOMB	
Média Geral	53	Sem	51 a
CV (%)	49	Com	48 a

Fonte: Elaboração da própria autora. **, * e ns valores de F significativos a 1%, 5% e não significativos, respectivamente. Médias seguidas de mesma letra, minúscula na coluna, não diferem entre si para cada fonte de variação.

3.3.5 CONCLUSÕES

- ✓ A mecanização do solo reduziu a resistência mecânica do solo à penetração;
- ✓ Após 14 meses de avaliação, apenas a densidade do solo apresentou diminuição nas áreas que receberam mecanização;
- ✓ A adição de CZA, LOD e Sombreamento favoreceram o surgimento de 41 espécies na área total, sendo 38 espécies nativas do bioma cerrado e a maioria com forma de vida herbácea, sendo considerado um tipo de sucessão ecológica característica do bioma cerrado.
- ✓ O solo degradado sem intervenção contém biocroscas, achado que precisa de mais estudos.

Referências

ABREU, R. C. R *et al.* Can native vegetation recover after slash pine cultivation in the Brazilian Savanna? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 262, n. 8, p. 1452-1459, 2011.

ASSUNÇÃO, V. A.; GUGLIERI-CAPORAL, A.; SARTORI, Â. L. B. Florística do estrato Herbáceo de um remanescente de Cerradão em Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 38, n. 2, p. 281-288, 2011.

BARBOSA *et al.* Lista de espécies indicadas para restauração ecológica para diversas regiões do Estado de São Paulo. In. SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA, 5., 2015, **Anais [...]** São Paulo: [s. n.], 2015. p. 303-430.

BARDGETT, R.; van der PUTTEN, W. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. **Nature**, Berlin, v. 515, p. 505-511, 2014.

BELNAP, J. The world at your feet: desert biological soil crusts. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 1, n. 4, p. 181 – 189, 2003.

BELNAP J.; BÜDEL, B.; LANGE, O. L. Biological Soil Crusts: Characteristics and Distribution. In.: L. O. BELNAP. J. **Biological Soil Crusts: Structure, Function, and Management**. Heidelberg: Springer, 2003. P. 3 -30. (Ecological Studies)

BENGOUGH, A. G. *et al.* Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 62, n. 1, p. 59-68, 2011.

BRIZZI, R. R. *Et al.* Avaliação macro e microestrutural em solos sob diferentes usos a partir de análises físicas, microscopia eletrônica por energia dispersiva. **RAÉGA – O Espaço Geográfico em Análise**, Cabo Frio, v. 46, n. 1, p. 25-40, 2019.

BU, C. *et al.* The Study of Biological Soil Crusts: Hotspots and Prospects. **CLEAN – Soil Air and Water**, v. 41, n. 9, p. 899-906, 2013.

CHAMIZO, S. *et al.* Biological soil crust development affects physicochemical characteristics of soil surface in semiarid ecosystems. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 49, p. 96-105, 2012.

COLOMBI, T. *et al.* Root Tip Shape Governs Root Elongation Rate under Increased Soil Strength. **Plant Physiology**, Oxford, v. 174, n. 4, p. 2289-2301, 2017.

COLOMBI, T. *et al.* Feedbacks between soil penetration resistance, root architecture and water uptake limit water accessibility and crop growth – a vicious circle. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 626, p. 1026-1035, 2018.

CUNHA, J. P. A. R. da; VIEIRA, L. B.; MAGALHÃES, A. C. Resistência mecânica do solo á penetração sob diferentes densidades e teores de água. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 10, n. 1-4, p. 1-7, 2002.

DERVISHI, V. *et al.* Trees in planters – Growth, structure and ecosystem services of *Platanus x hispanica* and *Tilia cordata* and their reaction to soil drought. **Urban Forestry & Urban Greening**, Munich, v. 86, p. e128024, 2023.

DOMIT, L. A. *Et al.* Tempo de adoção do sistema plantio direto e a relação com atributos do solo. **Revista Agrarian**, Dourados, v. 7, n. 26, p. 560-569, 2014.

FLORA DO BRASIL 2020. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. 2021. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 30 mar. 2021.

- FREDDI, O. S. *et al.* Produtividade do milho relacionada com a resistência mecânica à penetração do solo sob preparo convencional. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 26, n.1, p. 113-121, 2006.
- FREDDI, S. O. da. *et al.* Compactação do solo no crescimento radicular e produtividade da cultura do milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n.4, p. 627-636, 2007.
- GIRARDELLO, V. C. *et al.* Resistencia do solo á penetração e desenvolvimento radicular da soja sob sistema plantio direto com tráfego controlado de maquinas agrícolas. **Revista Scientia Agraria**, Curitiba, v. 18, n. 2, p. 86-96, 2017.
- GOMES, A. de S.; PEÑA, Y.A. Caracterização da compactação através do uso do penetrômetro. **Lavoura Arrozeira**, Porto Alegre, v. 49, n. 1, p. 18-20, 1996.
- JONES, C.A. *et al.* Simulation of root growth. *In.*: HANKS, J.; RITCHIE, J.T., eds. **Modeling plant and soil systems**. Madison: American Society of Agronomy, 1991. p. 91-123.
- KUNZ, M. *et al.* Compactação do solo na integração soja – pecuária de leite em latossolo argiloso com semeadura direta e escarificação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1699-1708, 2013.
- LAL, R. Restoring soil quality to mitigate soil degradation. **Journal of Sustainability**, Suiça, v. 7, n, 5, p. 5875-5895, 2015.
- LEWIS, G. *et al.* (ed.). **Legumes of the world**. Royal Botanical Gardens, Kew, 2005. p. 727.
- LIPIEC, J. *et al.* Effects of soil compaction on root elongation and anatomy of different cereal plant species. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 121, p. 74-81, 2012.
- LUCIANO, R. V. *et al.* Atributos físicos relacionados à compactação de solos sob vegetação nativa em região de altitude no Sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 36, n. 2, p. 1733-1744, 2012.
- MANTOVANI A. *et al.* **Inventário e manejo florestal**: amostragem, caracterização de estádios sucessionais na vegetação catarinense e manejo do palmitreiro (*Euterpe edulis*) em regime de rendimento sustentável. Florianópolis: Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais, 2005.
- MANUAL mini disk infiltrometer. Pullman: METER, 2021. Disponível em: <https://www.metergroup.com/en/meter-environment/products/mini-disk-infiltrometer/mini-disk-infiltrometer-support>. Acesso em: 28 out. 2023.
- MELLONI, R. *et al.* Avaliação da qualidade de solos diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2461-2470, 2008.

MIZOBATA, K. K. G.; CASSIOLATO, A. M. R.; MALTONI, K. L. Crescimento de mudas de baru e gonçalo-alves em solo degradado, suplementado com resíduos, em ilha solteira – sp. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 2, p. 429 – 444, 2017.

NETO, M. J.; OTSUBO; H. C. B.; CASSIOLATO, A. M. R. **Plantas ruderais**. Campo Grande: Editora UFMS, 2010. 358 p.

OLIVEIRA, A. K. M.; RESENDE, U. M.; SCHLEDER, E. J. D. Espécies vegetais e suas síndromes de dispersão em um remanescente de cerrado (sentido restrito) do município de Campo Grande, Mato Grosso do Sul. **Ambiência**, Guarapuava, v. 10, n. 2, p. 565-580, 2014.

PIGNATARO NETTO, I. *et al.* Atributos físicos e químicos de um Latossolo vermelho-amarelo sob pastagens com diferentes históricos de uso. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, n. 5, p. 1441-1448, 2009.

PRESCOTT, C. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 220, n. 1, p. 66-74, 2005.

RUA, G. H. Estudos filogenéticos em Paniceae: os casos de *Paspalum* e *Digitaria*. In: MARIATH, J. E. A.; SANTOS, R. P. (Org.). **Os avanços da botânica no início do século XXI: morfologia, fisiologia, taxonomia, ecologia e genética**. Porto Alegre: Sociedade Botânica do Brasil, 2006. cap. 35, p.170-173.

RODRIGUES, S. C.; CONFESSOR, J. G.; PEREIRA, J. S. Técnicas de manejo voltadas a recuperação de áreas degradadas por erosão: análise de 15 anos de estudos na voçoroca na fazenda experimental de do Campus Gloria – UFU. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, São Paulo, v. 24, n. 00, p. e2317, 2023.

SCAPINELLI, A. *et al.* Sistema radicular e componentes produtivos do girassol em solo compactado. **Bragantia**, Campinas, v. 75, n. 4, p. 474-486, 2016.

SILVA JÚNIOR, M. C. **100 árvores do cerrado: guia de campo**. Brasília, DF: Rede de Sementes do Cerrado, 2005. 278 p.

SILVA, A. C. C. *et al.* Síndromes de dispersão de Angiospermas em uma Unidade de Conservação na Caatinga, SE, Brasil. **Hoehnea**, São Paulo, v. 40, n. 4, p. 601-609, 2013.

SILVEIRA, D.C. *et al.* Relação umidade versus resistência à penetração para um Argissolo Amarelo distrocoeso no Recôncavo da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.34, p. 659-667, 2010.

SOUZA, E.B. *et al.* Resistência mecânica do solo à penetração em função da sua umidade e do tipo de penetrômetro. **Revista Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v.22, n.1, p.67, 2014.

TAVARES FILHO, J.; GRIMALDI, M.; TESSIER, D. Compressibilidade de agregados de um Latossolo Amarelo da Amazônia em resposta ao potencial da água do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29. n. 4, p. 89-95, 2005.

TEIXEIRA, P. C.. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017a. p. 65-75.

TEIXEIRA, P. C. *et al.* **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. Brasília: Embrapa, 2017b. p. 81-94.

TORMENA, C. A. *et al.* Variação temporal do intervalo hídrico ótimo de um latossolo vermelho distroférico sob sistemas de plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 31, n. 2, p. 211-219, 2007.

VALADÃO JÚNIOR, D. D. V. *et al.* Desenvolvimento do feijão-de-porco em latossolo submetido à compactação. **Revista Cultura Agrônômica**, Ilha Solteira, v. 29, n. 3, p. 348-356, 2020.

VALADÃO, F. C. *et al.* A adubação fosfatada e compactação do solo: sistema radicular da soja e do milho e atributos físicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 39, n. 1, p. 243-255, 2015.

VALENTE, G.F. *et al.* Resistência mecânica à penetração em sistemas de manejo de solo. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal, v. 14, n. 1, p. 140-145, 2019.

VALENTINE, T. A. *et al.* Soil strength and macropore volume limit root elongation rates in many UK agricultural soils. **Annals of Botany**, Oxford, v. 110, p. 259-270, 2012.

van der PIJL, L. **Principles of dispersal in higher plants**. 3 ed. New York: Springer-Verlag, 1982.

VASCONCELLOS, R. L. F. *et al.* Nitrogênio, carbono e compactação do solo como fatores limitantes do processo de recuperação de matas ciliares. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 1164-1173, 2013.

VIEIRA, V. V. F. *et al.* Germinação de espécies arbóreas de floresta estacional decidual do vale do Rio Paranã em Goiás após três tipos de armazenamento por até 15 meses. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 8, n.3, p. 89-97, 2008.

VIEIRA, E. M. *et al.* Espectroscopia de energia dispersiva de raios-X (EDS) acoplada ao microscópio eletrônico de varredura (MEV): fundamentos e aplicações em produtos lácteos. **Research Society and Development**, Vargem Grande Paulista, v. 10, n. 10, p. e262101018622, 2021.

WEISSER, W. W. *et al.* Efeitos da biodiversidade no funcionamento do ecossistema em um experimento de pastagem de 15 anos: padrões, mecanismos e questões em aberto. **Ecologia Básica e Aplicada**, La Molina, v. 23, p. 1-73, 2017.

WHITE, G. N. Scanning electron microscopy. In: ULERY, A. I.; DRESS, L. R. eds. **Methods of soil analysis Part 5: mineralogical methods**. Madison: Soil Science Society of America, 2008. p. 269-297.

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As avaliações realizadas ao longo da condução dos experimentos, tanto em casa de vegetação, quanto em campo, mostram que os resíduos orgânicos utilizados (macrófitas aquáticas, cinza da pirólise do bagaço da cana-de-açúcar e lodo de esgoto) foram facilitadores do processo de recuperação da área degradada em análise. Estes resíduos promoveram incrementos nos teores de nutrientes do solo, elevaram o pH e os teores de matéria orgânica, potencializando o desenvolvimento das espécies inseridas e da vegetação nativa que começou a colonizar a área.

Outros indicadores também mostram progresso do processo de recuperação, caso da temperatura do solo aos 0,05 m de profundidade, que diminuiu 3°C, a cobertura do solo pela vegetação (introduzida e espontânea) aumentou 39% em um ano.

A incorporação dos resíduos orgânicos, foi significativa para dar início ao processo de recuperação dessas áreas que foram intensamente impactadas, há muitos anos, além de representar uma possibilidade de destinação desses resíduos, quando utilizados de forma coerente e responsável.

Uma outra observação importante e que precisa ser estudada está relacionada à presença das biocrostas. A mecanização da área fragmentou as biocrostas, estas podem representar uma fonte de matéria orgânica para o solo, porém fazem parte de um processo evolutivo que está em andamento na superfície da área degradada, sem intervenção antrópica, porém é um processo muito lento. Assim, este achado em campo precisa ser melhor analisado