

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

ROBERTO CARLOS LEAL JUNIOR

**RESPOSTA DE LONGO PRAZO DO ESTRATO HERBÁCEO À ADIÇÃO DE
RESÍDUOS ORGANOMINERAIS VISANDO À RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM
ÁREA DE EMPRÉSTIMO NO CERRADO**

ROBERTO CARLOS LEAL JUNIOR

**RESPOSTA DE LONGO PRAZO DO ESTRATO HERBÁCEO À
ADIÇÃO DE RESÍDUOS ORGANOMINERAIS VISANDO À
RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREA DE EMPRÉSTIMO NO
CERRADO**

Trabalho de Conclusão de Curso,
apresentado à Faculdade de Engenharia de
Ilha Solteira – UNESP como parte dos
requisitos para obtenção do título de Bacharel
em Ciências Biológicas.

Lucíola Santos Lannes
Orientadora

FICHA CATALOGRÁFICA

Desenvolvida pela Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação

L435r Leal Junior, Roberto Carlos.
Resposta de longo prazo do estrato herbáceo à adição de resíduos organominerais visando à recuperação ambiental em área de empréstimo no cerrado. / Roberto Carlos Leal Junior. -- Ilha Solteira: [s.n.], 2025
54 f. : il.

Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, 2025

Orientador: Lucíola Santos Lannes
Inclui bibliografia

1. Áreas degradadas. 2. Diversidade vegetal. 3. Sustentabilidade. 4. Comunidade herbácea.

Elaborada por Raiane da Silva Santos - CRB-8/9999

ATA DE DEFESA DO TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

"RESPOSTA DE LONGO PRAZO DO ESTRATO HERBÁCEO À ADIÇÃO DE RESÍDUOS ORGANOMINERAIS VISANDO À RECUPERAÇÃO AMBIENTAL EM ÁREA DE EMPRÉSTIMO NO CERRADO"

ROBERTO CARLOS LEAL JÚNIOR

REGULAMENTO SOBRE A AVALIAÇÃO:

Artigo 25º - § 2º A apresentação pública do trabalho de TCC deverá ser de no mínimo 20 (vinte) minutos e máxima de 40 (quarenta) minutos. Após um intervalo de 5 (cinco) minutos, haverá a arguição do Trabalho pelos examinadores. O tempo de arguição, será de até 15 (quinze) minutos para cada examinador, e até 15 (quinze) minutos o tempo para a resposta do(a) aluno(a) a cada examinador ou no caso de se optar pelo diálogo o tempo conjunto entre examinador e acadêmico(a) será de no máximo 30 (trinta) minutos.

Artigo 24º - No julgamento do TCC, a banca examinadora deverá avaliar a apresentação oral, escrita e a defesa do trabalho durante a arguição. O conceito final será APROVADO(A) ou REPROVADO(A).

COMISSÃO EXAMINADORA

1ª EXAMINADORA (Orientadora-Presidente)

Nome: Profa Dra Lucíola Santos Lannes

Documento assinado digitalmente
 **LUCIOLA SANTOS LANNES**
Data: 04/12/2025 15:32:32-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

2º EXAMINADOR

Nome: Profa. Dra. Thaís Soto Boni

Documento assinado digitalmente
 **THAIS SOTO BONI**
Data: 04/12/2025 16:16:28-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

3ª EXAMINADORA

Nome: Profa. Dra. Kátia Luciene Maltoni

Documento assinado digitalmente
 **KATIA LUCIENE MALTONI**
Data: 05/12/2025 22:23:41-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

CONCEITO

(X) Aprovado(a)

() Reprovado(a)

Ilha Solteira-SP, 02 de novembro de 2025.

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, Joelma e Roberto, pelos esforços para minha formação de qualidade; às minhas irmãs, Roberta e Raphaela, por me acompanharem; e ao meu sobrinho, Romeo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha orientadora, professora Lucíola, por todo o apoio, dedicação, paciência e companheirismo durante todo o processo, desempenhando um papel de extrema importância neste projeto e me incentivando todos os dias.

Sinto-me privilegiado por ter tido a imensa oportunidade de ser orientado por uma pesquisadora de extrema ética e compromisso com a pesquisa, mas também por alguém com um lado humano e humilde, que me fez aprender muito em diversos aspectos. Seu jeito respeitoso e empático fez toda a diferença no meu desenvolvimento acadêmico e profissional, servindo como minha maior inspiração e um exemplo a ser seguido.

Agradeço aos colegas de trabalho do Laboratório de Ecologia Vegetal da Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, que, ao longo destes três anos, estreitaram laços e contribuíram para a viabilização e conclusão deste trabalho de forma digna e competente. Agradeço especialmente por me incentivarem a explorar as diversas temáticas trabalhadas durante esse período, despertando meu interesse por projetos que vão além da minha própria pesquisa, além de todo o cuidado e companheirismo demonstrados.

Agradeço à banca examinadora, Profa. Dra. Thaís Soto Boni e a Profa. Dra. Katia Luciene Maltoni por terem sido responsáveis pelo estabelecimento das parcelas experimentais e pela disponibilidade e contribuição durante a avaliação desse Trabalho de Conclusão de Curso.

Agradeço aos funcionários da FEIS UNESP campus II, em especial, aos do Departamento de Biologia e Zootecnia e aos funcionários da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão FEPE/FEIS/UNESP pelo suporte, agradeço também à Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” em específico à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira por todo suporte e estrutura.

Agradeço às agências de fomento CNPq e ao PROPe pelo financiamento através do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica da Unesp – PIBIC/RT 2023/2024 e à FAPESP pela bolsa de Iniciação Científica (nº do processo: 2024/04917-0).

A todas as pessoas que cruzaram a minha trajetória durante este tempo e, de alguma forma, contribuíram para o meu amadurecimento como pessoa e profissional. Agradeço imensamente aos meus amigos que, ao longo da caminhada, mostraram

ser família, apoio, amor e carinho nos momentos em que me senti sozinho ou sem esperanças. Agradeço também por todas as vivências, compartilhamentos e pelo processo de autoconhecimento, enfrentando juntos as diversas dificuldades que surgiram.

Agradeço também à professora Thaís Soto Boni por toda a ajuda durante o desenvolvimento do trabalho e da pesquisa, e à professora Andréia Alves Rezende e ao seu grupo pelo acolhimento durante o processo de coleta e posterior identificação das espécies no Herbário de Ilha Solteira.

Aos meus pais, que sempre acreditaram no meu potencial e nunca soltaram a minha mão durante este tempo, não medindo esforços para me proporcionar uma vida digna em outra cidade e a possibilidade de ir em busca dos meus sonhos. Às minhas irmãs, que sempre estiveram ao meu lado e me ampararam ao longo dos anos, e ao meu sobrinho, por ser o meu maior presente e me incentivar todos os dias a ser uma pessoa melhor.

“We’re on the borderline, caught between the tides of
pain and rapture.”
- Tame Impala.

RESUMO

No Cerrado, a intensa degradação ambiental causada pela expansão agrícola e industrial requer práticas de recuperação que aumentem a resiliência de espécies regenerantes nativas. A aplicação de resíduos destinados ao descarte visa melhorar as condições do solo, mitigar impactos e incrementar o desenvolvimento vegetal. Diante da carência de estudos sobre a flora herbácea, especialmente sobre a capacidade de invasão de espécies exóticas e a potencialidade de espécies nativas com a aplicação de insumos, esta pesquisa visou analisar a influência da aplicação de resíduos sobre espécies nativas e exóticas invasoras, especificamente: identificar as espécies herbáceas presentes em área degradada, identificar o efeito de diferentes tratamentos e concentrações de resíduos sobre a cobertura vegetal, a diversidade e a similaridade das comunidades, avaliar o recobrimento vegetal de espécies herbáceas em relação a diferentes tipos de tratamentos através de fotografias aéreas e avaliar o efeito dos diferentes resíduos e concentrações aplicados sobre os grupos funcionais nativos e exóticos invasores. O experimento em Selvíria/MS empregou 12 tratamentos com 3 repetições, combinando as doses de 0, 16 e 32 t ha⁻¹ de RO – resíduo orgânico (macrófitas aquáticas) e 0, 15, 30 e 45 t ha⁻¹ de RA – resíduo agroindustrial (cinza de bagaço de cana-de-açúcar), resultando em 36 parcelas. Foram realizados levantamentos da cobertura vegetal e florística através do método do quadrado e da escala de Braun-Blanquet, com cálculo dos índices de similaridade de Jaccard, Sorensen e de dissimilaridade. Os efeitos das fertilizações sobre as variáveis analisadas foram acessados por two-way ANOVAs e a cobertura vegetal por fotografias aéreas nas estações seca e chuvosa pelo teste t de Student. Foram identificadas 47 espécies de 16 famílias botânicas. A cobertura vegetal obtida por fotografias aéreas de drone foi mais elevada na estação chuvosa, e sem influência significativa dos tratamentos. Os agrupamentos indicam mínima influência das concentrações de resíduos sobre a similaridade. As fertilizações apresentaram significância: RA exerceu efeito a longo prazo sobre a cobertura vegetal, número e diversidade de espécies, enquanto o RO afetou apenas o número de espécies e favoreceu exóticas invasoras. O estudo contribui para a elaboração de planos de recuperação ambiental com manejo sustentável de espécies nativas-chave e medidas preventivas contra a invasão de espécies exóticas herbáceas em áreas severamente degradadas recuperadas com resíduos organominerais.

Palavras-chave: Áreas degradadas; Diversidade vegetal; Sustentabilidade; Comunidade herbácea.

ABSTRACT

In the Cerrado, intense environmental degradation caused by agricultural and industrial expansion requires recovery practices that increase the resilience of native regenerating species. The application of waste destined for disposal aims to improve soil conditions, mitigate impacts, and increase plant development. Given the lack of studies on herbaceous flora, especially on the invasive capacity of exotic species and the potential of native species with the application of inputs, this research analyzed the influence of waste application on native and invasive exotic species, specifically: to identify the herbaceous species present in degraded areas, to identify the effect of different treatments and concentrations of waste on the diversity and similarity of communities, to evaluate the vegetation cover of herbaceous species in relation to different types of treatments through aerial photographs, and to evaluate the effect of different wastes and concentrations applied on native and invasive exotic functional groups. The experiment in Selvíria/MS employed 12 treatments with 3 replicates, combining doses of 0, 16, and 32 t ha⁻¹ of RO – organic residue (aquatic macrophytes) and 0, 15, 30, and 45 t ha⁻¹ of RA – agroindustrial residue (sugarcane bagasse ash), resulting in 36 plots. Surveys of vegetation and flora cover were conducted using quadrants and the Braun-Blanquet method, with calculation of Jaccard and Sorensen similarity indices and dissimilarity indices. The effects of fertilization were assessed using two-way ANOVAs, and cover was assessed using aerial photographs at the stations using Student's t-test. Forty-seven species from 16 botanical families were identified. Vegetation cover obtained from aerial drone photographs was higher in the rainy season, and without significant influence from the treatments. The groupings indicate minimal influence of concentrations on similarity. Fertilization was significant: RA had a long-term effect on vegetation cover, number, and diversity of species, while RO affected only the number of species and favored invasive exotics. The study contributes to the development of environmental recovery plans with sustainable management of key native species and preventive measures against the invasion of exotic herbaceous species in severely degraded areas recovered with organomineral residues.

Keywords: Degraded areas; Plant diversity; Sustainability; Herbaceous Community.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 REVISÃO DE LITERATURA	14
2.1 Degradação ambiental e a perda de biodiversidade no Cerrado.....	14
2.2 Invasão biológica relacionada às áreas degradadas no Cerrado	16
2.3 Utilização de resíduos para a recuperação de ambientes degradados no Cerrado	17
3 OBJETIVOS E HIPÓTESES	20
3.1 Objetivo geral	20
3.2 Objetivos específicos	20
3.3 Hipótese	20
4 METODOLOGIA	21
4.1 Descrição e caracterização da área de experimentação.....	21
4.2 Obtenção e caracterização dos resíduos.....	21
4.3 Modelo experimental e tratamentos	22
4.5 Procedimentos	23
4.6 Análises de dados	24
5 RESULTADOS.....	26
7 CONCLUSÕES	40
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	41
ANEXOS.....	49

1 INTRODUÇÃO

A degradação ambiental de uma área se dá por um conjunto de processos resultantes de danos no ambiente, através dos quais se perdem ou reduzem algumas de suas propriedades. Ocorre principalmente quando a vegetação e a fauna são removidas ou expulsas, a camada fértil do solo é removida ou enterrada e a qualidade e o regime de vazão do sistema hídrico são alterados (IBAMA, 1990).

Em relatório publicado recentemente, resultado de um esforço conjunto sem Precedentes entre os dois principais comitês científicos ambientais do mundo, o IPCC (Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas) e a IPBES (Plataforma Intergovernamental sobre a Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos), propõem soluções comuns para o enfrentamento das crises do clima e da biodiversidade. Como diretiva principal apontada por este relatório está a restauração da vegetação nativa em áreas que foram destruídas (PÖRTNER *et al.*, 2021).

O Cerrado (*lato sensu*) é o segundo maior bioma brasileiro, ocupando aproximadamente 23% de todo território nacional e compreendendo a savana mais rica do mundo, apresentando cerca de 11.627 espécies de plantas (RATTER *et al.*, 1997; MENDONÇA *et al.*, 2008), é também denominado como um dos hotspots mundiais de biodiversidade, estando incluído na lista das 35 áreas consideradas críticas para a conservação da biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000; KLINK; MACHADO, 2005; SLOAN *et al.*, 2014). Isto por conta de sua extrema abundância de espécies, do alto grau de endemismo e do elevado nível de ameaça de seus habitats naturais, os quais apresentam uma grande alternância de espécies e diferentes fitofisionomias (RIBEIRO; WALTER, 1998).

Segundo Pedrol *et al.* (2010) e Boni (2017), para o reestabelecimento da vegetação em solos degradados de Cerrado, que comumente são regiões que apresentam uma taxa natural de fertilidade reduzida e um delimitado regime pluviométrico, a aplicação de diferentes técnicas a fim da recuperação destes tem se tornado cada vez mais frequente e necessária, culminando em uma melhoria nas circunstâncias químicas, físicas e biológicas. De modo a amparar a revegetação dessas áreas e dar destino a resíduos de processos diversos, tem-se utilizado a aplicação de resíduos de diversas origens como uma forma ambientalmente aceitável e com alta capacidade para a redução de custos.

Uma das maiores ameaças à biodiversidade é em consequência das invasões biológicas, tendo as plantas invasoras capacidade de alterar a composição de espécies e a estrutura das comunidades vegetais, acarretando perda da diversidade de espécies nativas (MATOS; PIVELLO, 2009; MARTINS *et al.*, 2011; PIVELLO *et al.*, 2011; MACHADO *et al.*, 2013). Considerando que um dos fatores promotores das invasões biológicas são as perturbações (i.e., a degradação em si ou a adição de insumos visando à recuperação) (DALY *et al.*, 2023), é de extrema importância e relevância o conhecimento acerca do andamento da invasão para o controle dessas espécies invasoras em planos de recuperação de áreas degradadas.

Entender a similaridade e diferença na limitação de nutrientes entre espécies nativas e invasoras que têm ocorrência no ecossistema pode ter importantes implicações para a conservação e restauração de comunidades nativas (DE GROOTE *et al.*, 2021). Sabe-se que em áreas naturais do Cerrado, gramíneas exóticas invasoras são limitadas por fósforo (LANNES *et al.*, 2016) enquanto algumas gramíneas nativas são limitadas por boro (LANNES *et al.*, 2020a). Sabe-se também que espécies ameaçadas de extinção e espécies exóticas invasoras no Cerrado ocupam diferentes espectros de biomassa e de razão N:P na vegetação (LANNES *et al.*, 2012). Face aos diferentes e diversos tipos de resíduos aplicados para recuperação de áreas degradadas no Cerrado, faz-se necessário entender de que forma as composições dos resíduos (ex. de caráter mais orgânico ou mineral) afetam, a longo prazo, os diferentes grupos funcionais no processo de recuperação ambiental.

Em razão da necessidade de abordagens de recuperação mais eficazes e adequadas às condições locais em áreas perturbadas e/ou degradadas, espera-se com o presente projeto entender melhor sobre as dinâmicas e processos de colonização espontânea, que exercem papel fundamental na recuperação de áreas degradadas, trazendo assim conhecimentos para que procedimentos no manejo dessas possam ser aperfeiçoados. Torna-se também necessário explorar e identificar a capacidade de invasão de espécies exóticas e a potencialidade de espécies nativas em se estabelecerem espontaneamente em razão da aplicação de diferentes tipos de tratamentos e concentrações em áreas degradadas.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Degradação ambiental e a perda de biodiversidade no Cerrado

Atualmente, contendo uma extensão de aproximadamente 2 milhões de km² e ocupando a região do Planalto Central do país, o Cerrado corresponde a cerca de um quarto de toda a superfície do Brasil, o que é superado apenas pela maior floresta tropical do mundo, a Amazônica, que compreende aproximadamente 3,5 milhões de km² (MARINHO FILHO *et al.*, 2010). Embora este bioma desempenhe um papel fundamental na produção agrícola nacional, sendo reconhecido como uma importante fronteira agrícola (CONAB, 2020), essa significativa produção suscita preocupações acerca do seu papel como um fator de degradação. A princípio, antes de ser alvo de intensa destruição, o Cerrado brasileiro ocupava uma extensão original que abrangia cerca de 204 milhões de hectares; estudos utilizando imagens do sensor MODIS do ano de 2002 apontam que cerca de 55% de toda essa área estão comprometidos, ressaltando a necessidade iminente de conservação desse *hotspot* mundial de biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000; MACHADO *et al.*, 2004).

Recentemente tem-se dedicado uma grande atenção às linhas de pesquisa que visam compreender as dinâmicas complexas associadas a esses processos de degradação do solo, fragmentação, perda de nutrientes, invasão biológica e consequente perda de biodiversidade e reverter-los através de estratégias eficazes (ARONSON *et al.*, 2011; GUERRA *et al.*, 2020). Sendo assim, a recuperação ecológica relacionada com diversas técnicas tem sido considerada o elemento principal para a conservação dos recursos naturais associado às intervenções em ecossistemas degradados, recebendo estes maior ênfase ao redor do mundo nas últimas três décadas (HOBBS *et al.*, 2011).

Até a década de 1950, o Cerrado se mantinha praticamente inalterado, entretanto, decorrente da interiorização da capital do Brasil, tal biodiversidade presente vem sendo ameaçada por processos de ocupação humana, industrial e o grande incentivo ao aumento da produção agrícola, tornando este cada vez mais suscetível a processos de erosão, perda significativa de nutrientes, fragmentação e invasão biológica (VASCONCELOS; SANTOS, 2003; AGUIAR; CAMARGO, 2004).

As áreas de empréstimo caracterizam-se por serem ecossistemas degradados em decorrência das atividades antrópicas, que envolvem a retirada dos horizontes superficiais

do solo para a utilização e exploração (ALVES; SOUZA, 2008; FERREIRA *et al.*, 2007). Isso resulta na remoção dos recursos necessários para recuperação natural, como banco de plântulas, banco de sementes, propágulos para a rebrota e chuva de sementes (CHADA *et al.*, 2004). Em face das condições de degradação resultantes de práticas como terraplanagem e cortes, o Cerrado apresenta capacidade natural de regeneração que oscila de moderada a lenta (VIANI; DURIGAN; MELO, 2010). A exposição do subsolo comumente observada em áreas de empréstimo é semelhante à degradação notada em regiões que foram submetidas a atividades mineradoras (PEDROL *et al.*, 2010).

O Cerrado se destaca por possuir uma flora excepcionalmente diversificada, por parte ainda desconhecida e enfrentando desafios taxonômicos significativos. Este bioma funciona como um extenso refúgio para espécies vegetais, que apresentam notável capacidade para enfrentar situações adversas, como escassez hídrica, queimadas e competição, apresentando uma alta resiliência. Além disso, essas plantas têm o potencial de prosperar em solos distróficos e álicos, características comumente associadas ao bioma, conferindo a elas reservatórios genéticos cujo valor supera as atribuições que lhes são dadas e que demandam uma atenção mais significativa (CASTRO, 1994).

O Cerrado exibe uma elevada diversidade em sua vegetação, destacando-se as famílias Fabaceae, Myrtaceae, Malpighiaceae, Melastomataceae, Bignoniaceae e Apocynaceae, estas em maiores abundâncias (GOODLAND; FERRI, 1979; MANTOVANI, 1983; BATALHA, 1997; MENDONÇA, 2008). Nesse sentido, a compreensão acerca da flora existente no bioma torna-se de extrema relevância para amparar o manejo adequado, conservar as espécies nativas e preservar o referido bioma. Esses dados subsidiam e reforçam a importância da realização de levantamentos florísticos e estudos fitossociológicos, levando em consideração seu elevado teor de fitodiversidade. Tais levantamentos contribuem efetivamente para o registro e a identificação, a fim de proporcionar uma maior compreensão acerca da flora do Cerrado brasileiro (FELFILI *et al.*, 1993; FELFILI *et al.*, 1997; HARLEY, 2004).

Quanto à comunidade herbácea, o Cerrado apresenta um estrato herbáceo rasteiro (EITEN, 1994), notavelmente diverso e importante, e se estende majoritariamente em fitofisionomias que caracterizam habitats abertos. Contém uma predominância de plantas com estratégias diversas, como Nanofanerófitas, Hemicriptófitos, Geófitos, Terófitos, Lianas e Epífitas, e apresenta uma diversidade significativa, totalizando aproximadamente 4.700 espécies. Observa-se que, em média, para cada espécie arbórea, há a existência de

3 e 4,5 espécies não arbóreas, sendo mais predominantes as famílias Fabaceae, Asteraceae, Poaceae e Orchidaceae (FILGUEIRAS, 2002). Enfatiza-se, desta forma, a relevância de pesquisas mais aprofundadas no que diz respeito à flora herbácea, considerando a carência significativa de estudos nessa área e contemplando a consequente necessidade do manejo sustentável para a preservação do Cerrado.

2.2 Invasão biológica relacionada às áreas degradadas no Cerrado

A invasão biológica em ecossistemas naturais é extensivamente reconhecida ao redor do mundo como uma questão ambiental de alta relevância global (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992).

A prática de restauração ambiental no Cerrado brasileiro ao longo do século XX fundamentou-se, em grande medida, no emprego de espécies exóticas de *Pinus spp* em estações experimentais. Essa abordagem, por sua vez, resultou na redução da biodiversidade e favoreceu a consolidação de outras plantas não nativas, como é o caso da *Melinis minutiflora*, o capim-gordura (LÖFGREN, 1906; GOLFARI *et al.*, 1978; MIASHIKE, 2015; CHIARI, 2018).

Sob a perspectiva de sua origem, as plantas podem ser classificadas como nativas ou exóticas ao ambiente em que estão presentes. Plantas exóticas são aquelas que não têm sua origem no habitat em que estão presentes, diferentes das nativas, seja por terem sido introduzidas intencionalmente ou não (ROSENZWEIG, 2001; ANDRADE *et al.*, 2009). Plantas exóticas se caracterizam por ultrapassar a barreira geográfica e se naturalizarem em um ambiente que não é de sua origem. Podem adquirir o status de exóticas invasoras a partir do momento em que se estabelecem no habitat e elevam significativamente suas taxas de reprodução e dispersão, graças a habilidades adaptativas que conferem melhor aproveitamento na competição por recursos. Em numerosas ocasiões, dominam as paisagens abertas do Cerrado e propiciam a perda de fitodiversidade nativa (VITOUSEK *et al.*, 1997; RICHARDSON; PYSEK, 2006; MATOS; PIVELLO, 2009; ARONSON *et al.*, 2011; ABREU; DURIGAN, 2011; MORO *et al.*, 2012).

Sabe-se que a degradação ambiental e a invasão por espécies exóticas, principalmente de gramíneas africanas, estão intrinsecamente relacionadas e são reconhecidas como as duas maiores e mais amplas ameaças à biodiversidade (PIMENTEL *et al.*, 2001; BINGGELI, 2001), capazes de modificar fortemente a comunidade de espécies

nativas e causar danos no funcionamento ecossistêmico no Cerrado (ZILLER; ZALBA, 2007). A relação ocorre devido ao fato dessas gramíneas apresentarem uma maior facilidade em recolonizar áreas que foram submetidas às perturbações, principalmente devido à sua maior otimização na utilização dos recursos (COUTINHO, 1982; BARUCH *et al.*, 1985).

No Cerrado, as gramíneas africanas se destacam por serem espécies invasoras muito agressivas; isso se deve a terem adesão e habitarem originalmente ambientes com condições ecológicas muito semelhantes (savana africana) às do Cerrado, o que favoreceu sua difusão. Tais gramíneas são beneficiadas por sua própria natureza, pois exibem adaptações para ocupar espaços abertos e ensolarados, destacando-se por uma notável eficiência fotossintética e apresentando metabolismo C₄. Além da capacidade de prosperar em solos de baixa fertilidade, elas também apresentam altas taxas de produção de biomassa aérea, podendo extinguir espécies herbáceas nativas por sombreamento, evitando sua viabilidade (HUGHES *et al.*, 1991; HUGHES; VITOUSEK, 1993; ASNER; BEATTY, 1996). O sucesso reprodutivo dessas plantas está associado a ciclos reprodutivos rápidos, uma produção expressiva de sementes viáveis, resultando em um depósito consistente de sementes como consequência, especialmente *Melinis minutiflora*, *Panicum maximum* e *Urochloa decumbens* (D'ANTONIO; VITOUSEK, 1992; FREITAS, 1999; PIVELLO *et al.*, 1999).

Destaca-se desta forma a importância da conservação da diversidade biológica do Cerrado através de um manejo eficaz como uma medida preventiva contra as invasões por espécies exóticas, considerando que estas atualmente são uma das maiores causadoras de perda de biodiversidade e que este bioma é uma região extremamente rica em diversidade de espécies (LANNES *et al.*, 2020b). Há a necessidade de investigações adicionais sobre os mecanismos de invasão por espécies exóticas e suas implicações em áreas degradadas que mantêm uma riqueza de espécies nativas, principalmente quando submetidas à aplicação de resíduos organominerais.

2.3 Utilização de resíduos para a recuperação de ambientes degradados no Cerrado

A reintrodução da vegetação se faz extremamente necessária em ambientes que apresentam alto grau de degradação, principalmente na intenção de estimular processos ecossistêmicos fundamentais como promover a ciclagem de nutrientes, introdução de

matéria orgânica e mitigação dos processos de degradação (BOSSIO *et al.*, 2005; BONI, 2017). No entanto, para o desenvolvimento da vegetação, é imprescindível que haja condições minimamente aceitáveis de fertilidade através do condicionamento do solo que passou por perturbações (MALAVOLTA *et al.*, 1997).

Alguns estudos relatam que a adição de matéria orgânica proveniente de diversos resíduos pode incrementar a disponibilidade de macro- e micronutrientes importantes para o desenvolvimento vegetal em solos (YU *et al.*, 2013; FERREIRA *et al.*, 2020; WU *et al.*, 2020). Isso se torna pertinente quando se trata de uma gestão mais eficiente da utilização de resíduos provenientes de outros sistemas de produção como matéria-prima e condicionante no solo do Cerrado (BENITES *et al.*, 2010; ARAÚJO *et al.*, 2022). Essa prática não apenas aproveita, mas também se beneficia de subprodutos, que de outra forma seriam descartados e considerados passivos ambientais (VELINI, 2000).

Pesquisas indicam que o transporte de fertilizantes empregados em práticas agrícolas, juntamente com o elevado influxo de esgotos oriundos de setores industriais e residenciais, tem como consequência o desequilíbrio de corpos d'água e reservatórios, otimizando o crescimento de plantas aquáticas (VELINI *et al.*, 2005). A infestação de macrófitas aquáticas em unidades geradoras de eletricidade ocasionada pela elevada disponibilidade de nutrientes pode causar sérios problemas tanto para usinas hidrelétricas, como interrupção temporária da geração de energia, quanto para a biodiversidade aquática. Essa situação provoca preocupação acerca da elevada produção de biomassa, que destaca ainda mais os elevados teores de nutrientes, podendo levar à eutrofização (BRAGA, 2002; POMPEO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Anualmente, milhares de toneladas de resíduos agrícolas e industriais são geradas durante a conversão de diversas matérias-primas em seus diferentes setores. Neste momento, grande parte desses materiais carece de atribuição específica, desencadeando problemas ambientais sérios em decorrência da ausência de gestão e manejo eficaz desses resíduos. Adicionalmente, há a urgência do desenvolvimento de pesquisas que compreendem a utilização destes em outros meios de produção (FERREIRA *et al.*, 1997; FREITAS, 2005). A cinza resultante do bagaço da cana-de-açúcar se torna um resíduo de interesse para aplicação como uma forma de reaproveitá-lo (DELLA *et al.*, 2001; NOVAK *et al.*, 2009).

A incorporação de insumos se faz importante para reintroduzir a vegetação espontânea em áreas severamente degradadas no Cerrado. Assim, torna-se urgente a

busca por alternativas mais sustentáveis para a adição de nutrientes, visando melhorar as condições físicas, químicas e biológicas do solo.

3 OBJETIVOS E HIPÓTESES

3.1 Objetivo geral

Avaliar o processo de estabelecimento de vegetação herbácea espontânea de diferentes grupos funcionais frente a diferentes tipos de tratamentos de adição de resíduos em uma área submetida a severa degradação ambiental.

3.2 Objetivos específicos

- 1) Realizar o levantamento florístico e identificar as espécies do estrato herbáceo presentes na área.
- 2) Identificar o efeito dos diferentes tratamentos de adição de resíduos sobre a diversidade e a similaridade das comunidades.
- 3) Avaliar o recobrimento vegetal de espécies herbáceas em relação a diferentes tipos de tratamentos de adição de resíduos através de fotografias aéreas.
- 4) Estudar o efeito dos diferentes resíduos e concentrações aplicados sobre os grupos funcionais nativos e exóticos invasores presentes na área de estudo, a fim de sugerir recomendações para recuperação de áreas degradadas com bases ecológicas.

3.3 Hipótese

A adição de nutrientes via resíduos organominerais sobre o solo da área de empréstimo oriunda da construção da barragem da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira resulta no aumento da diversidade e da cobertura de espécies do estrato herbáceo.

4 METODOLOGIA

4.1 Descrição e caracterização da área de experimentação

O trabalho foi desenvolvido no município de Selvíria, Mato Grosso do Sul, com a altitude média de 335 m. Segundo Köppen o clima é classificado como Aw, marcado por verão chuvoso e estação seca no inverno (ZAVATINI, 1990; KOTTEK *et al.*, 2006). Os solos de maior ocorrência nesta região são classificados como Latossolo Vermelho Distrófico típico argiloso (DEMATTE, 1980). O estudo foi realizado em uma extensão que abrange uma superfície contínua de 34.000 m² (correspondente a 3,4 hectares), entretanto, a área específica atribuída para a condução do experimento, considerada como área experimental, compreende aproximadamente 16.000 m² (1,6 hectares) situada na margem direita do Rio Paraná, na área a jusante da Usina Hidrelétrica (UHE) de Ilha Solteira. As coordenadas da área em questão são 20° 23' 02" de latitude Sul e 51° 24' 24" de longitude Oeste.

A pesquisa foi desenvolvida em condições de campo, em uma área experimental estabelecida em local intensamente degradado (área de empréstimo) da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão (FEPE) associada à Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, da UNESP. Desta área, foram removidos aproximadamente 10 metros de perfil de solo para a construção da UHE de Ilha Solteira - SP, eliminando efetivamente a vegetação nativa e o banco de sementes e causando a exposição de subsolo (ALVES *et al.*, 2012; BONI, 2017). Esta permaneceu sem a presença de cobertura vegetal até 2011, quando foi iniciado o experimento em que o presente estudo foi conduzido.

O experimento teve sua instalação no ano de 2011 para o desenvolvimento de estudos com a utilização de resíduos organominerais oriundos da agroindústria e de atividades hidrelétricas, quando combinados e aplicados em áreas que sofreram degradação. Os resíduos aplicados no experimento são de duas naturezas: (1) macrófitas aquáticas - RO e (2) cinza de bagaço da cana-de-açúcar - RA.

4.2 Obtenção e caracterização dos resíduos

O resíduo de procedência orgânica (RO) foi formulado através de uma combinação de macrófitas aquáticas, incluindo *Ceratophyllum demersum* L, *Eichhornia azurea* Kunth, *Eichhornia crassipes* (Martius) Solms-Laubach, *Egeria densa* Planch, *Egeria naja* Planch,

Pistia stratiotes L. e *Typha latifolia* L. retiradas das unidades geradoras de energia da Usina Hidrelétrica (UHE) de Jupiá, localizada entre os municípios de Andradina e Castilho - SP e Três Lagoas - MS (VELINI *et al.*, 2005; GUNNARSSON; PETERSEN, 2007; THOMAS *et al.*, 2008).

O resíduo agroindustrial empregado foi a cinza resultante da queima do bagaço de cana-de-açúcar em caldeiras, utilizado na formulação de açúcar e álcool da Usina Alcoolvale situada em Aparecida do Taboado - MS (FREITAS, 2005; NOVAK *et al.*, 2009).

Ambos os resíduos podem ser utilizados como um recurso alternativo para a substituição de insumos e com grande potencial de serem reaproveitados (BONI, 2017).

4.3 Modelo experimental e tratamentos

Foram produzidos 12 tratamentos com 3 repetições, combinando as doses de 0, 16 e 32 t ha⁻¹ de **RO** – resíduo orgânico (macrófitas aquáticas) e 0, 15, 30 e 45 t ha⁻¹ de **RA** – resíduo agroindustrial (cinza de bagaço de cana-de-açúcar), resultando em 36 parcelas experimentais de 20 m x 22 m aproximadamente (440 m²) cada (Figura 1), sem espaçamento entre linhas. Os resíduos foram integrados ao subsolo a lanço por meio de um aplicador de calcário e com o auxílio de maquinário agrícola, em novembro de 2011.

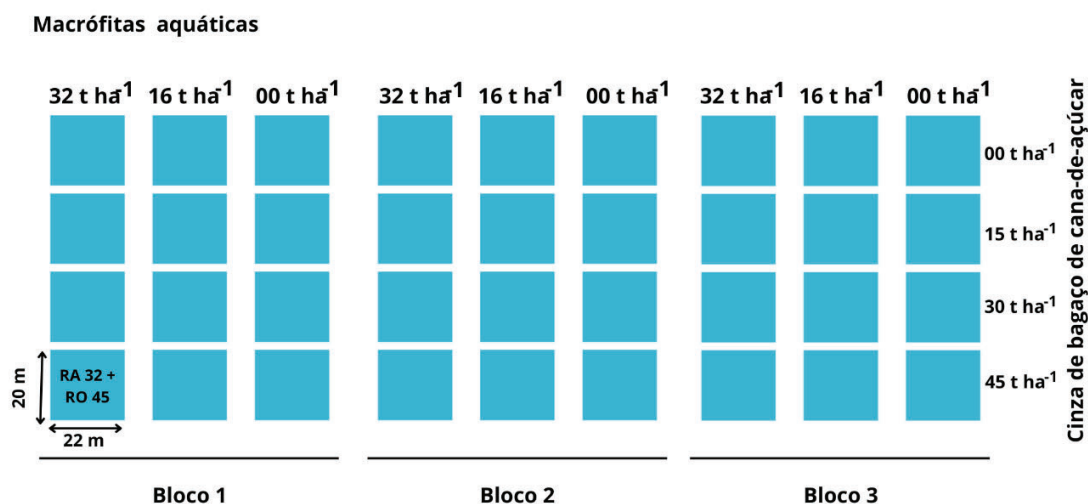


Figura 1 – Esquema experimental da área de estudo indicando os três tratamentos com macrófitas aquáticas, os quatro tratamentos com cinza de bagaço de cana-de-açúcar e os três blocos de réplicas. **Fonte:** Adaptado de Boni (2017).

4.5 Procedimentos

Em cada uma das 36 parcelas foram realizados:

- (i) Levantamento de cobertura vegetal por espécie utilizando-se o método de Braun-Blanquet, para tal, duas linhas em “X” foram estabelecidas de uma diagonal à outra em cada parcela e quadrados de 0,50 x 0,50 metro foram dispostos a cada 5 metros em cada linha, totalizando 10 quadrados por parcela. Esse levantamento foi desenvolvido na estação seca, garantindo a padronização das condições amostrais (julho a setembro de 2024) (Anexo 1).
- (ii) Determinação da altura da vegetação com régua por meio de lançamentos aleatórios de um objeto a partir das estacas marcadoras dos vértices de cada parcela. Foram realizados dois lançamentos por vértice, totalizando a realização de oito medições por parcela, tomadas a partir de uma régua graduada. As medições foram desenvolvidas concomitantemente ao levantamento de cobertura, no período seco de 2024.
- (iii) Investigação da presença de outras espécies porventura não amostradas no item (i). Esta foi realizada a partir de caminhadas em cada parcela em busca de espécies complementares àquelas amostradas pela metodologia do quadrado, desenvolvida continuamente durante todo o ano de 2024.
- (iv) Tomada de fotografias aéreas com o auxílio do drone DJI Mini 2 nos períodos seco e chuvoso, amostrado continuamente durante o ano de 2024, tendo primeiramente sido realizada a obtenção das imagens no período chuvoso (fevereiro e março de 2024) e posteriormente no período seco (junho e julho de 2024).

Os indivíduos do estrato herbáceo foram identificados em campo, e quando não era possível, o material botânico era fotografado e coletado em campo. O material foi herborizado e identificado com o auxílio de técnicos, literatura pertinente e de chaves de identificação no Herbário de Ilha Solteira (HISA). Quando necessário, o material era enviado a especialistas para confirmação.

É importante ressaltar que as amostragens acima mencionadas foram realizadas com cautela visando a máxima preservação das plantas estabelecidas, objetivando-se realizar a menor interferência possível no processo de recuperação ambiental.

4.6 Análises de dados

Os dados foram tabulados contemplando a ocorrência, a cobertura vegetal, a altura e o número de espécies nas diferentes parcelas. Os índices de diversidade de Simpson e Shannon em cada parcela foram calculados com o software PAST 4.03 e incorporados ao banco de dados para posteriores análises (two-way ANOVA).

A diversidade de espécies em cada parcela foi acessada através do índice de Shannon e do índice de Simpson. Fez-se necessário utilizar ambos os índices de diversidade porque o primeiro é fortemente influenciado pela riqueza de espécies e por espécies raras, enquanto o segundo dá maior peso à equitabilidade.

Para calcular a similaridade entre as parcelas, foram desenvolvidos os índices de Jaccard e Sorensen utilizando o software PAST 4.03, objetivando-se verificar o efeito dos tratamentos sobre o que as comunidades estabelecidas apresentam em comum. Índice de dissimilaridade (distância euclidiana: diversidade beta) também foi calculado como forma de avaliar a diversidade entre as comunidades, ou seja, o que os tratamentos promoveram em termos de diferenciação de espécies.

Análises two-way ANOVA foram aplicadas para verificar se as diferentes combinações de tratamentos promoveram efeito significativo sobre as variáveis medidas.

Análises de regressão foram realizadas com dados de cobertura das principais espécies encontradas na área e da umidade do solo nas parcelas. Os dados de umidade do solo foram obtidos por gravimetria em amostras compostas por 5 subamostras por parcela em abril de 2024, gentilmente cedidos pelo Laboratório de Pedologia e Recuperação Ambiental.

Também foram realizadas fotografias aéreas com o drone DJI Mini 2 nos períodos seco e chuvoso, com o objetivo de comparar a cobertura vegetal total entre as duas estações. As imagens obtidas foram processadas no software Canopeo, que permitiu quantificar a porcentagem de cobertura vegetal em cada parcela. Em seguida, aplicou-se o teste t de Student para verificar se houve diferença significativa na cobertura entre as estações seca e chuvosa. Two-way ANOVAs foram desenvolvidas sob esses dados para

analisar o efeito dos diferentes tratamentos dentro de cada estação, por meio da cobertura vegetal por fotografias aéreas. Todas as análises estatísticas foram realizadas com o software R 4.4.2.

5 RESULTADOS

Todas as parcelas apresentaram alta cobertura de solo exposto (Figura 2). Foram registradas 39 espécies com o método de Braun-Blanquet, correspondendo a aproximadamente 82,8% do total de espécies herbáceas (47) encontradas na área experimental (fotografias de algumas espécies estão contidas no Anexo 2). As 47 espécies registradas pertencem a 16 famílias botânicas, conforme observado na Tabela 1 e na Figura 2. As famílias mais representativas foram Fabaceae (12 espécies), Poaceae (11 espécies), Rubiaceae (4 espécies), Asteraceae (4), Malvaceae (3 espécies). Entre as espécies identificadas, 7 são exóticas invasoras: da família Poaceae, *Urochloa decumbens*, *Urochloa brizantha*, *Hyparrhenia rufa*, *Melinis repens* e *Panicum maximum*; da família Asteraceae, *Eclipta alba*; e da família Commelinaceae, *Commelina benghalensis*.

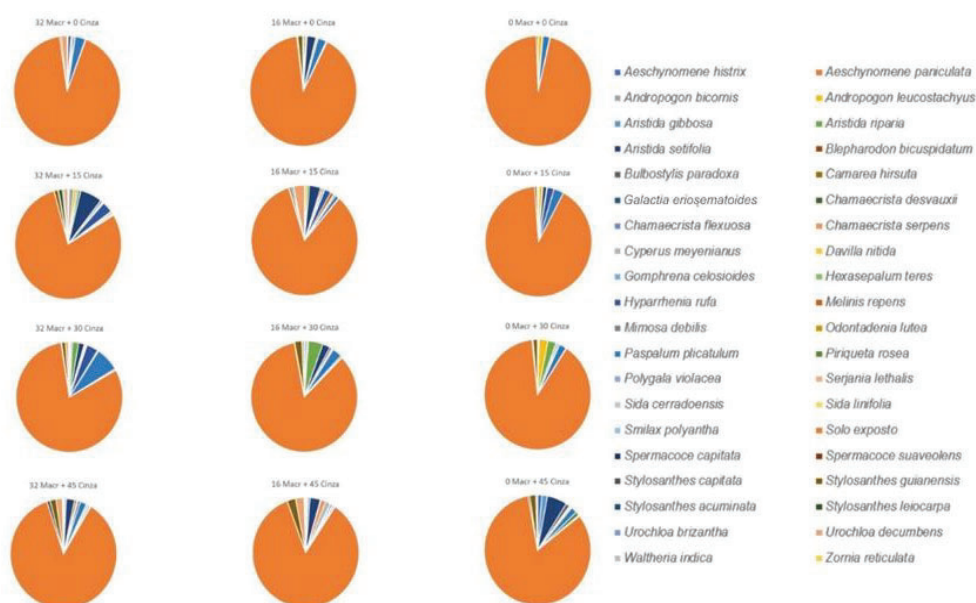


Figura 2 – Cobertura do solo nas parcelas experimentais submetidas a diferentes tratamentos de adição de resíduos organominerais. A maior parte do solo era desprovida de vegetação (solo exposto, em laranja). Para o croqui do experimento, ver Anexo 4.

Fonte: Próprio autor.

Tabela 1 – Relação do levantamento florístico com as 47 espécies vegetais espontâneas do estrato herbáceo, organizadas por família, indicando sua origem e síndrome de dispersão identificadas na área experimental no ano de 2024.

Família / Nome científico	Origem	Dispersão	Família / Nome científico	Origem	Dispersão
Amaranthaceae			Malpighiaceae		
<i>Gomphrena celosioides</i> Mart.	nativa	autocoria	<i>Camarea hirsuta</i> A.St.-Hil.	nativa	NC
Apocynaceae			<i>Diplopterys pubipetala</i> A.Juss.	nativa	NC
<i>Blepharodon bicuspidatum</i> E.Fourn.	nativa	anemocoria	Malvaceae		
Asteraceae			<i>Sida cerradoensis</i> Krap.	nativa	autocoria
<i>Acanthospermum australe</i> (Loefl.) Kuntze.	nativa	zoocoria	<i>Sida linifolia</i> Juss. ex Cav.	nativa	autocoria
<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cron-quist.	nativa	anemocoria	<i>Waltheria indica</i> L.	nativa	autocoria
<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk	exótica	anemocoria	Passifloraceae		
<i>Porophyllum ruderale</i> (Jacq.) Cass.	nativa	anemocoria	<i>Piriqueta rosea</i> (Cambess.) Urb.	nativa	autocoria
Commelinaceae			Poaceae		
<i>Commelina benghalensis</i> L.	exótica	autocoria	<i>Andropogon bicornis</i> L.	nativa	anemocoria
Cyperaceae			<i>Andropogon leucostachyus</i>	nativa	anemocoria
<i>Bulbostylis paradoxa</i> (Spreng.) Lindm.	nativa	anemocoria	<i>Aristida gibbosa</i> (Nees.) Kunth.	nativa	anemocoria
<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth.	nativa	autocoria	<i>Aristida riparia</i> Trin.	nativa	anemocoria
Dilleniaceae			<i>Aristida setifolia</i> Kunth.	nativa	anemocoria
<i>Davilla nitida</i> (Vahl) Kubitzki	nativa	NC	<i>Hyparrhenia rufa</i> (Ness.) Stapf.	exótica	autocoria
Euphorbiaceae			<i>Melinis repens</i> (Willd.) Zizka	exótica	anemocoria
<i>Euphorbia hyssopifolia</i> L.	nativa	autocoria	<i>Panicum maximum</i> L.	exótica	anemocoria
Fabaceae			<i>Paspalum plicatulum</i> Michx.	nativa	zoocoria
<i>Aeschynomene histrix</i> Poir.	nativa	zoocoria	<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A.Rich.) R.W.Pohl.	exótica	anemocoria
<i>Aeschynomene paniculata</i> Vogel.	nativa	zoocoria	<i>Urochloa decumbens</i> (Stapf.) R.D.Webster.	exótica	anemocoria
<i>Galactia eriosematoides</i> Harms.	nativa	autocoria	Polygalaceae		
<i>Chamaecrista desvauxii</i> (Collad.) Killip.	nativa	autocoria	<i>Polygala violacea</i> Aubl.	nativa	autocoria
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene.	nativa	autocoria	Rubiaceae		
<i>Chamaecrista serpens</i> (L.) Greene	nativa	autocoria	<i>Hexasepalum teres</i> (Walter) J.H.Kirkbr.	nativa	autocoria
<i>Macroptilium prostratum</i> (Benth) Urb.	nativa	autocoria	<i>Spermacoce capitata</i> Ruiz & Pav.	nativa	zoocoria

<i>Stylosanthes acuminata</i> M.B.Ferreira & Sousa Costa	nativa	autocoria	<i>Spermacoce latifolia</i> Aubl.	nativa	zoocoria
<i>Stylosanthes capitata</i> Vogel.	nativa	autocoria	<i>Spermacoce suaveolens</i> (F.Muell.) Benth.	nativa	zoocoria
<i>Stylosanthes guianensis</i> (Aubl.) Sw.	nativa	autocoria	Sapindaceae		
<i>Stylosanthes leiocarpa</i> Vogel.	nativa	autocoria	<i>Serjania lethalis</i> A. St.-Hil.	nativa	anemocoria
<i>Zornia reticulata</i> Sm.	nativa	zoocoria	Smilacaceae		
			<i>Smilax polyantha</i> Griseb.	nativa	zoocoria

NC = não classificado

Análise das regressões lineares entre a umidade do solo e a cobertura vegetal total ou das principais espécies revelou padrões contrastantes (Tabela 2). A cobertura total apresentou tendência negativa em relação à umidade, embora sem significância estatística. Entre as espécies mais abundantes, *Paspalum plicatulum* destacou-se com relação negativa significativa, indicando aumento de sua cobertura em condições mais secas. As regressões logísticas corroboraram esse padrão: a probabilidade de ocorrência de *P. plicatulum* foi significativamente mais elevada em ambientes de baixa umidade superficial. A riqueza de espécies nas parcelas experimentais e a cobertura total da vegetação foram significativamente determinadas pela cobertura vegetal de *P. plicatulum* (Figura 3). *Hyparrhenia rufa* respondeu positivamente à maior disponibilidade hídrica, enquanto *Urochloa decumbens* mostrou-se indiferente às variações de umidade (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados das regressões lineares e logísticas entre a umidade do solo e a cobertura das plantas ou a probabilidade de ocorrência (regressão logística) das cinco espécies mais abundantes da área de estudo. São apresentados os coeficientes das regressões lineares e logísticas, o coeficiente de determinação (R^2) e os valores de significância (p). N = 360.

Espécie	Regressão linear			Regressão logística		
	R^2	p	Coeficiente	Pseudo- R^2	p	Coeficiente
<i>Aristida setifolia</i>	0.001	0.489	-0.186	0.009	0.064	-0.173
<i>Paspalum plicatulum</i>	0.017	0.013	-1.022	0.026	0.013	-0.318
<i>Urochloa decumbens</i>	0.000	0.940	0.026	0.001	0.661	0.066
<i>Hyparrhenia rufa</i>	0.000	0.945	0.014	0.034	0.032	0.402
<i>Stylosanthes guianensis</i>	0.003	0.311	-0.146	0.004	0.247	-0.118
<i>Cobertura vegetal total</i>	0.009	0.071	-1.513	0.007	0.007	-0.141

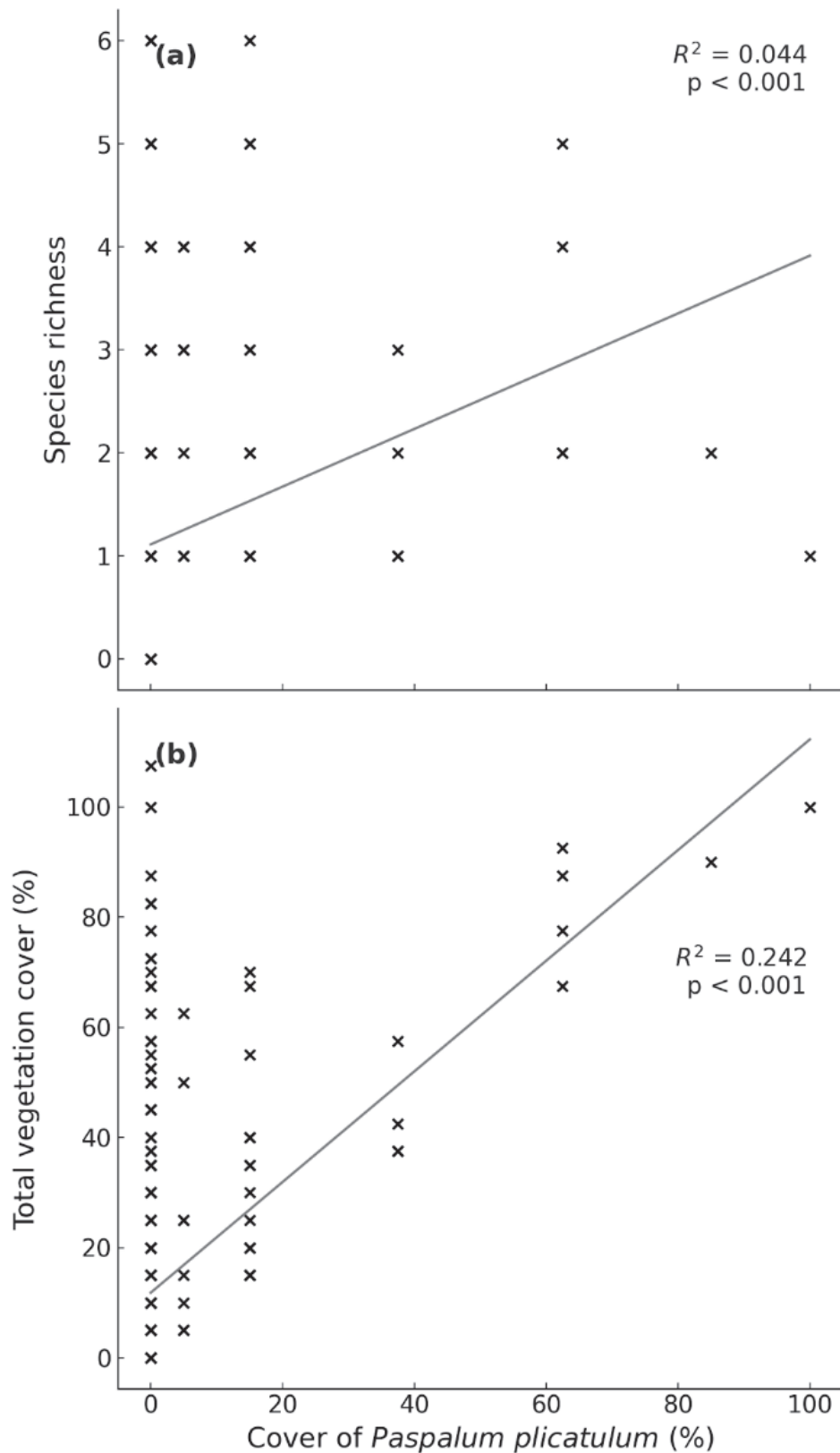


Figura 3 - Relação entre a cobertura de *Paspalum plicatulum* (%) e (a) a riqueza de espécies e (b) a cobertura total da vegetação (%). Cada ponto representa um quadrado amostral (N=360), e a linha cinza corresponde ao ajuste de regressão linear. **Fonte:** Próprio autor.

É possível identificar alguns agrupamentos que unem diversas parcelas com base nos dendrogramas de similaridade de Jaccard e Sorensen e na dissimilaridade (distância euclidiana) com base na cobertura vegetal. Estes agrupamentos estão minimamente relacionados aos tratamentos aplicados nas parcelas, uma vez que, as aplicações de cinza de bagaço de cana-de-açúcar mostraram maiores distâncias e menores valores de similaridade, sem a formação de grupos coesos, aparecendo misturadas entre os diferentes tratamentos. Enquanto isso, o efeito das macrófitas foi fraco, pois, embora alguns grupos se aproximem, essa aproximação só é perceptível quando consideramos o bloco, ou seja, parcelas pertencentes ao mesmo bloco tendem a estar agrupadas próximas (P4, P5 e P7, P22, P23 e P34 na Figura 4a), sendo assim, a similaridade entre as parcelas parece ser mais influenciada pela disposição espacial e pela distância entre elas (P31, P32 e 36; P2, P5, P7 e P9 na Figura 4b); (Figura 4; Anexo 3).

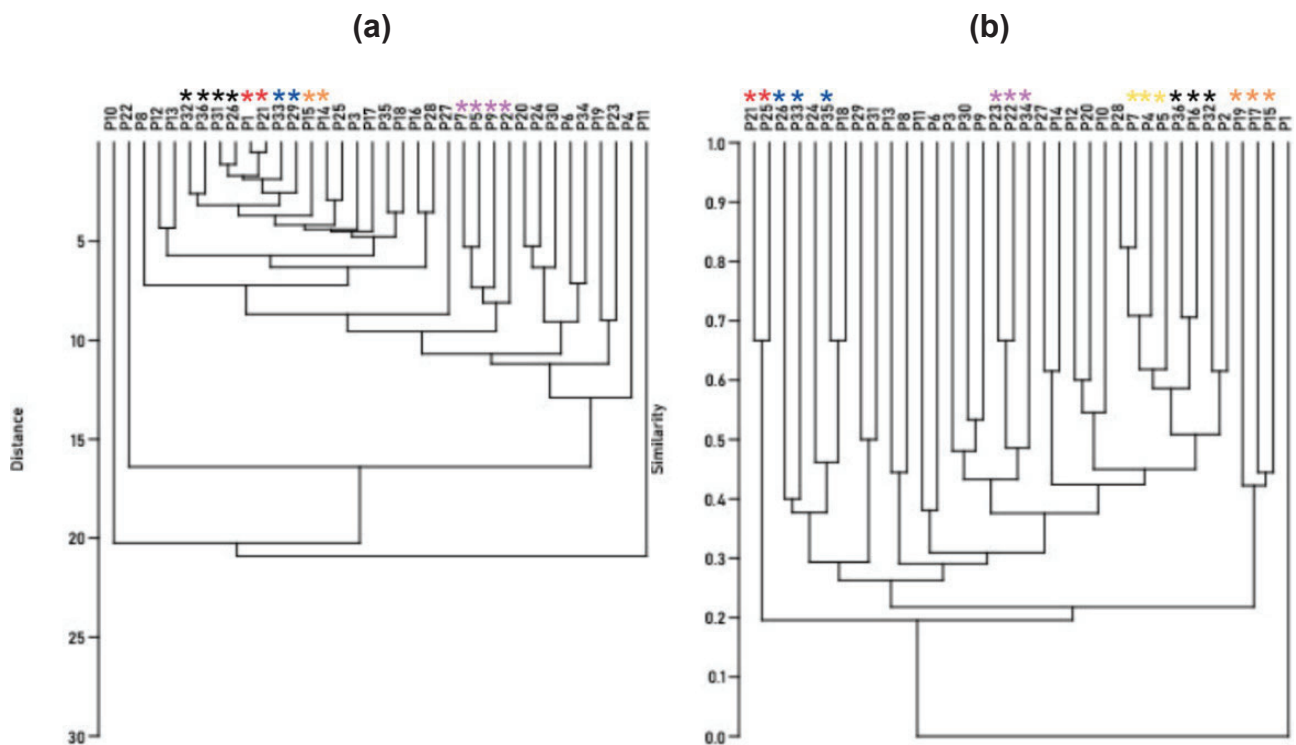


Figura 4 – Dendrograma de similaridade de Sorensen (a) e dissimilaridade distância euclidiana (b) para a composição das comunidades herbáceas encontradas nas 36 parcelas analisadas. Coeficiente de correlação = 0,939. **Fonte:** Próprio autor.

Os tratamentos com cinza de bagaço de cana-de-açúcar exerceram efeito significativo sobre a cobertura vegetal, altura, número de espécies e índices de Shannon e Simpson, enquanto os tratamentos com macrófitas exerceram efeito apenas sobre o

número de espécies e os blocos sobre as variáveis de cobertura vegetal e altura (Tabela 3). As principais variáveis com efeitos significativos dos tratamentos, como cobertura vegetal, número de espécies e diversidade, foram ilustradas por meio de gráficos (Figuras 5 e 6) a fim de elucidar melhor a influência da aplicação dos resíduos (especialmente cinza de bagaço de cana-de-açúcar) sobre as variáveis mensuradas neste estudo (Anexo 4). As figuras 5a, 6a e 6b indicam a saturação dos grupos de variáveis (cobertura vegetal e diversidade) em função da aplicação mediana de cinza de bagaço de cana-de-açúcar (15 t ha⁻¹). Já a figura 5b mostra a variação no número de espécies em função da combinação da aplicação de cinza de bagaço de cana-de-açúcar combinada com macrófitas, as quais atuam de forma sinérgica, assim quando combinada à aplicação mediana de cinza de bagaço de cana-de-açúcar (15 t ha⁻¹) com qualquer nível de aplicação de macrófitas aquáticas (16 e 32 t ha⁻¹), este tratamento promove o valor máximo do número de espécies no sistema.

Tabela 3 – Resultados significativos de ANOVA de dois fatores com blocos dos efeitos dos tratamentos de adição de longo prazo (13 anos) de cinza de bagaço de cana-de-açúcar, de macrófitas aquáticas e dos blocos, assim como de suas interações, sobre cobertura vegetal, altura, número de espécies e índices de diversidade biológica do estrato herbáceo da área de empréstimo resultante da construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira/SP.

	GL	F	Sig
Cobertura vegetal			
Cinza	3	3,464	0,048
Bloco	2	5,104	0,025
Altura			
Bloco	2	4,191	0,042
Número de espécies			
Macrófita	2	3,972	0,047
Cinza	3	7,819	0,004
Índice de Simpson			
Cinza	3	6,221	0,009
Índice de Shannon			
Cinza	3	7,967	0,003

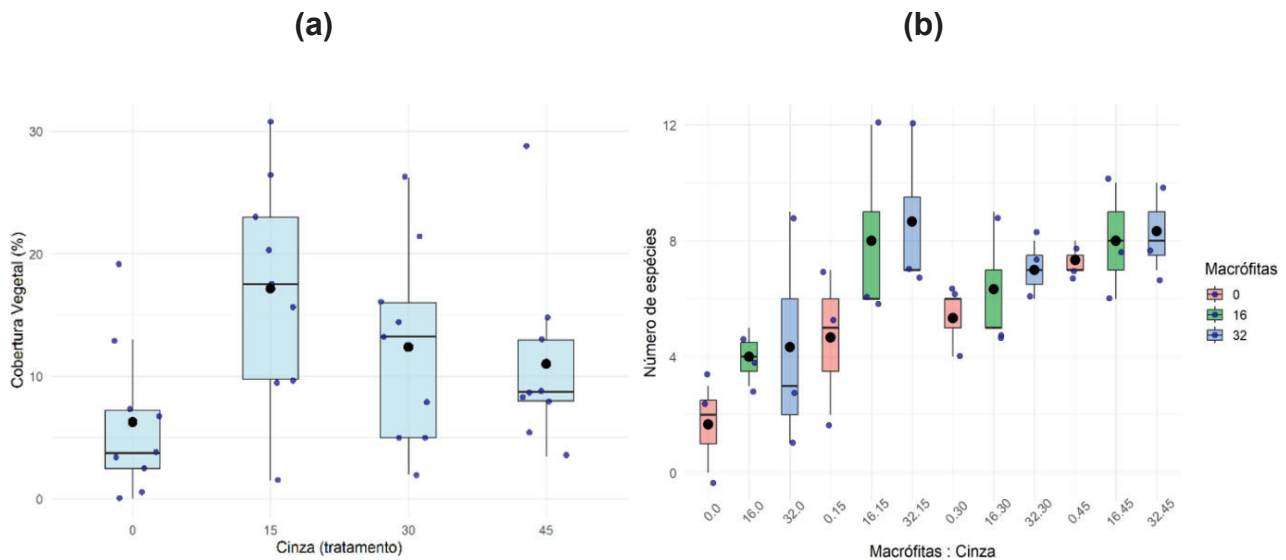


Figura 5 – (a) Cobertura vegetal obtida através da escala de Braun-Blanquet em função das aplicações de cinza de bagaço de cana-de-açúcar $P < 0,05$ (ANOVA de dois fatores). **(b)** Número de espécies em função das diferentes combinações de tratamentos (macrófitas e cinza de bagaço de cana-de-açúcar) $P < 0,05$ (ANOVA de dois fatores). **Fonte:** Próprio autor.

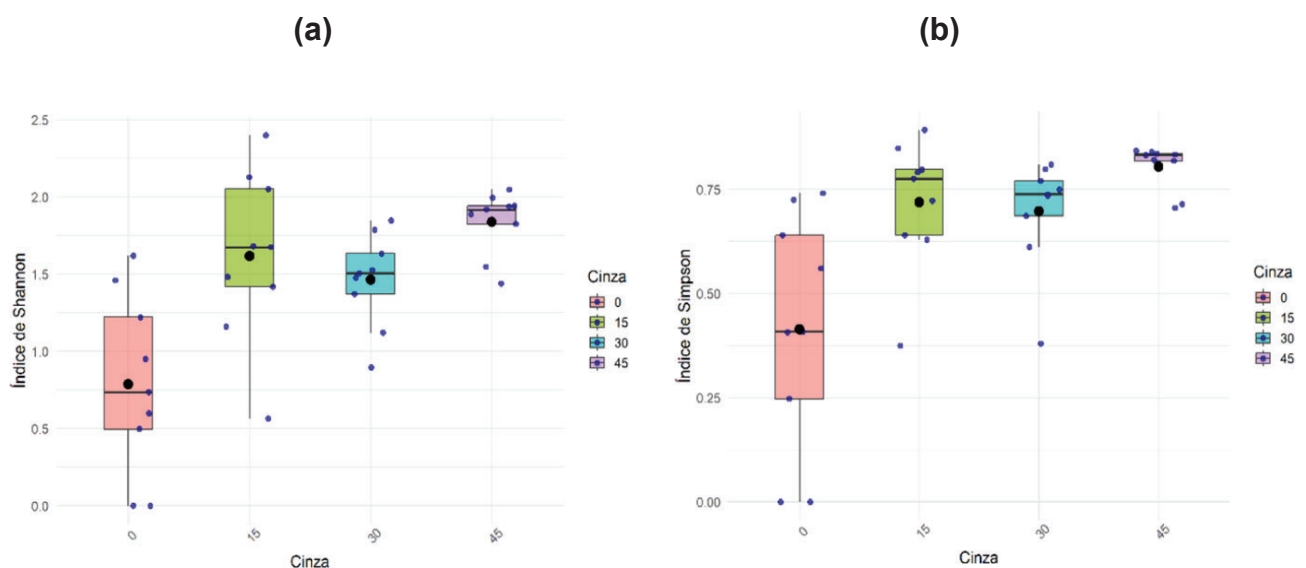


Figura 6 – (a) Índice de Diversidade de Shannon e **(b)** Simpson em função das aplicações de cinza de bagaço de cana-de-açúcar, $P < 0,05$ (ANOVA de dois fatores). **Fonte:** Próprio autor.

A cobertura vegetal obtida através de fotografias aéreas da área total nas diferentes estações (Anexo 5) apresentou, na estação chuvosa, $9,3 \pm 1,3\%$ e, na estação seca, $1,1 \pm 0,2\%$ ($t = 7,303$, $P < 0,001$) (Figura 7). Two-way ANOVAs desenvolvidas sob esses dados para analisar o efeito dos diferentes tratamentos dentro de cada estação, através da cobertura vegetal por fotografias aéreas não tiveram significância.

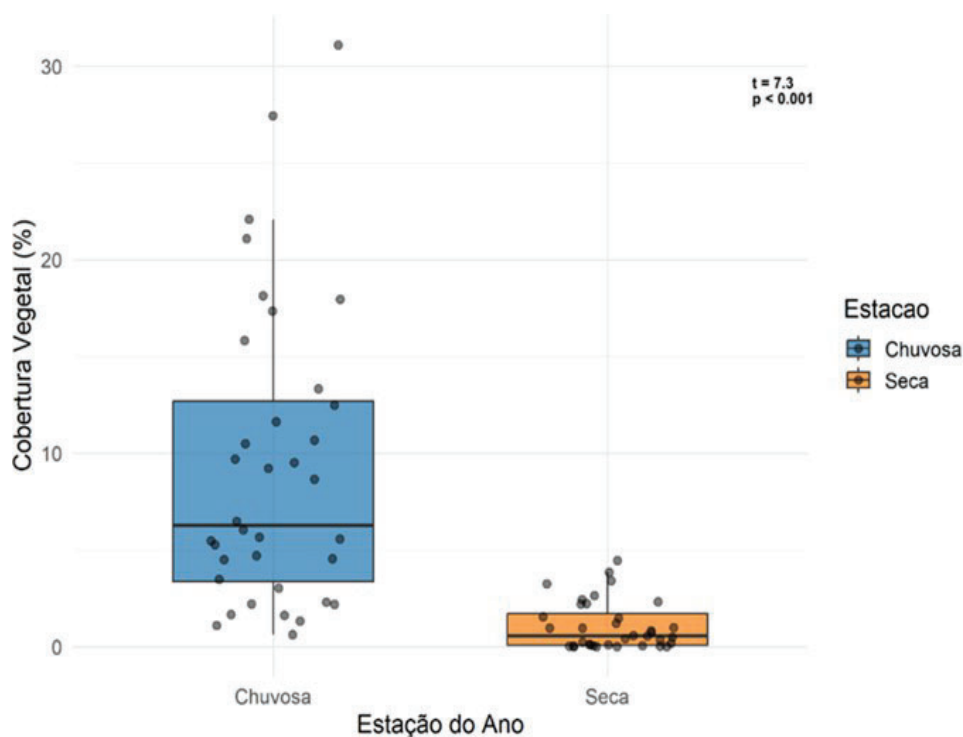


Figura 7 – Cobertura vegetal (%) por imagens aéreas nas estações chuvosa e seca. ($t=7,303$, $P < 0,001$). **Fonte:** Próprio autor.

A relação da cobertura vegetal (%) das espécies de maior abundância na área com as diferentes combinações da adição de resíduos indica que espécies exóticas invasoras, como *Urochloa decumbens* e *Hyparrhenia rufa*, são favorecidas por maiores concentrações de macrófitas aquáticas (Figura 8).

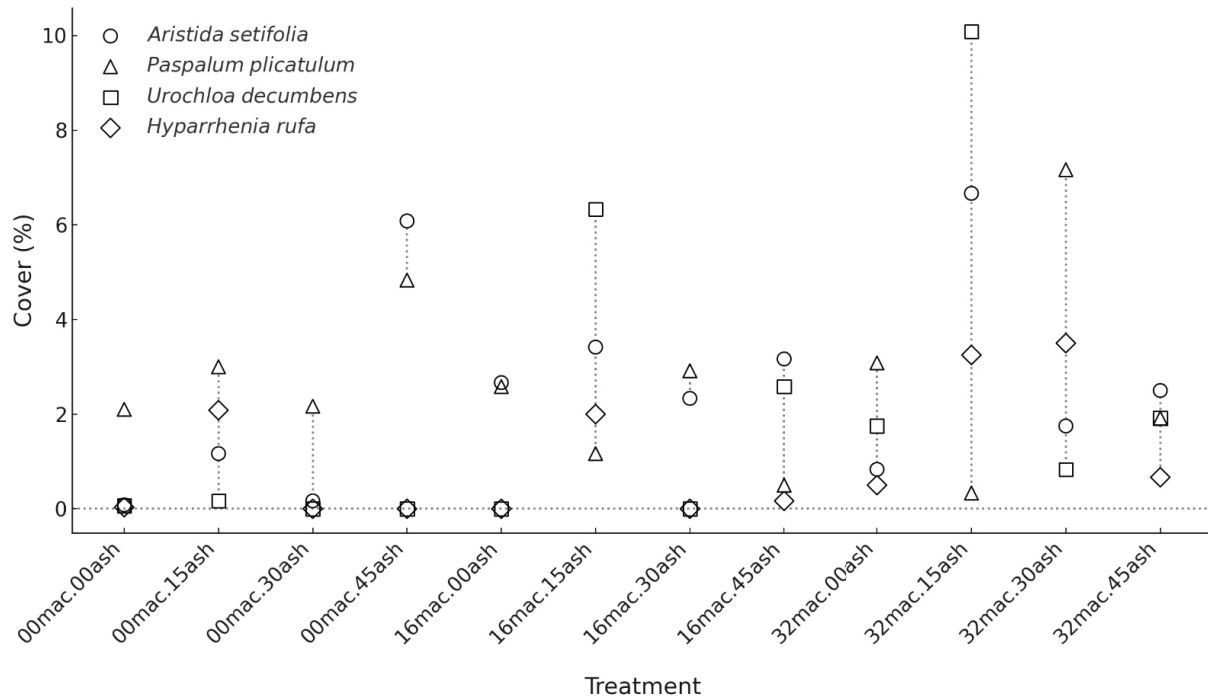


Figura 8 – Relação da cobertura vegetal (%) das espécies mais abundantes presentes na área por tratamento da combinação entre a adição de macrófitas aquáticas e cinza de bagaço de cana-de-açúcar. **Fonte:** Próprio autor.

6 DISCUSSÃO

A técnica de aplicação de resíduos, considerados passivos ambientais, como condicionadores do solo e promotores do restabelecimento da vegetação, mostra-se promissora e um fator determinante para o desenvolvimento da biodiversidade vegetal nesta área em processo de recuperação de longo prazo no Cerrado. Quando se leva em consideração o nível de degradação dessas áreas, o tempo em que foram aplicados os resíduos (13 anos) e a ausência de cobertura vegetal antes da implementação do experimento, os resultados presentes neste estudo indicam que os tratamentos, mesmo depois de anos, ainda demonstram ter sido um fator importante para o aumento significativo de espécies, diversidade e cobertura vegetal.

Espécies exóticas invasoras como *Urochloa decumbens* e *Hyparrhenia rufa* parecem ser favorecidas em áreas com aplicações de maiores concentrações de macrófitas aquáticas (característica orgânica), o que corrobora a literatura ao sugerir que espécies exóticas invasoras são frequentemente limitadas nutricionalmente por nitrogênio (N) e principalmente por fósforo (P) (LANNES *et al.*, 2016). Esses nutrientes são comumente encontrados em maiores concentrações em resíduos com caráter mais orgânico, como as macrófitas, que favoreceram a colonização dessas espécies exóticas invasoras (LANNES *et al.*, 2012).

As espécies nativas apresentaram distribuição por todas as parcelas na área, demonstrando uma alta capacidade como colonizadoras em áreas degradadas, indicando o potencial para a revegetação de áreas com o uso dessas espécies. Exemplos disso são *Paspalum plicatulum*, as espécies do gênero *Aristida*, *Piriqueta rosea* e espécies do gênero *Stylosanthes*. Destaca-se principalmente o *Paspalum plicatulum* como uma espécie que demonstra ser importante para a manutenção da cobertura vegetal. *Paspalum plicatulum* tem ampla distribuição na América e está presente em várias formações fitofisionômicas do Cerrado brasileiro (OLIVEIRA; VALLS, 2024). Além de ter a capacidade de se adaptar a diversos solos, de alta a baixa fertilidade, responde positivamente à fertilização (PIZARRO, 2000; MAGALHÃES *et al.*, 2022). Embora existam algumas pesquisas sobre o potencial do *Paspalum plicatulum*, estas têm-se concentrado na formação de pastagens em aplicações muito semelhantes às do *Urochloa decumbens* (SANTOS *et al.*, 2023).

Quando comparado ao último estudo realizado na área (BONI, 2017), nota-se que o número de espécies encontradas está estabilizado. Em ambos os trabalhos, foram identificadas 47 espécies herbáceas no total, sendo que, em 2015, estavam distribuídas em

15 famílias e, atualmente, em 16. Foram registradas 7 espécies exóticas, algumas com capacidade de invasão, como o exemplo de *Urochloa decumbens* e *Hyparrhenia rufa*. Houve o desaparecimento da exótica *Alysicarpus vaginalis*, pertencente à família Fabaceae, e a colonização de *Urochloa brizantha*, que não havia sido registrada no último levantamento, realizado em 2015, indicando a dinâmica de entrada e saída dessas espécies exóticas na área nos últimos anos. Além disso, manteve-se tanto o número de espécies quanto praticamente o de famílias nesse período, no entanto, houve mudança na composição da comunidade herbácea, com o desaparecimento de uma e o aparecimento de duas famílias. O estudo desenvolvido em 2015 registrava a família Convolvulaceae, não mais encontrada nos levantamentos atuais da área, enquanto o presente estudo destacou a entrada das famílias Dilleniaceae e Smilacaceae.

Além disso, destacam-se as mudanças decorrentes das substituições, entradas e saídas de espécies dentro das famílias Poaceae, Fabaceae e Rubiaceae, que se mantiveram na área, embora haja mudanças na composição de espécies em comparação ao levantamento anterior (BONI, 2017). Isso pode ter se dado por eventos aleatórios que podem acontecer nesse sistema, uma vez que a degradação pode tornar essa área mais fragilizada. Assim, quando há a saída, isso permite a entrada de outras espécies para ocuparem esses lugares, principalmente similares ou até mesmo da mesma família botânica, visto que esse processo bidirecional (imigração e emigração) tem impacto sobre a estabilidade da biodiversidade (WU *et al.*, 2020). Além disso, o aumento dos efeitos da sazonalidade, como variações na precipitação (secas prolongadas e/ou chuvas intensas) e mudanças de temperatura, em decorrência das mudanças climáticas, pode estar relacionado a esse fato. Esta aleatoriedade ambiental na área é corroborada pelo efeito significativo do bloco sobre a cobertura vegetal e a altura da vegetação, indicando que outros fatores além dos tratamentos podem influenciar diretamente essas variáveis.

Apesar de não ter havido efeito dos tratamentos e dos blocos sobre a umidade do solo, os resultados indicam que *Paspalum plicatulum* apresenta maior sucesso em condições de seca, mantendo sua cobertura e ocorrência mesmo sob baixa umidade superficial, possivelmente por explorar camadas mais profundas do solo (VAN AUKEN *et al.*, 1994). Esses achados levantam novas perguntas científicas. Destaca-se o papel desta espécie como potencial espécie facilitadora, capaz de manter cobertura sob baixa umidade e possivelmente acessar camadas mais profundas de água. Esta hipótese mostra-se sustentada por análises de regressão, padrões de ocorrência e também por análises preliminares utilizando isótopos de oxigênio ($\delta^{18}\text{O}$) das espécies presentes na área (ZHANG

et al., 2025), mas necessita ser testada sistematicamente. Já *Hyparrhenia rufa* se beneficia de maior umidade, o que sugere dependência de água mais superficial (BARUCH; BILBAO, 1999; PIETERS; BARUCH, 1997). Esses padrões reforçam a ideia de que a seca atua como filtro ecológico, favorecendo espécies com estratégias potenciais de acesso a recursos hídricos profundos, como *Paspalum*, e restringindo o desempenho de espécies mais superficiais, como a exótica *Hyparrhenia rufa*. Além disso, a cobertura de *Paspalum plicatulum* apresentou uma relação positiva, embora fraca, com a riqueza de espécies na comunidade, sugerindo que parcelas dominadas por essa gramínea podem abrigar ligeiro aumento da diversidade. Mais marcante, no entanto, foi a forte associação positiva entre a cobertura de *Paspalum plicatulum* e a cobertura total da vegetação, explicando cerca de um quarto da variação observada. Esse padrão indica que o aumento da cobertura da espécie contribui substancialmente para reduzir áreas de solo exposto e favorecer a consolidação da vegetação no campo experimental. Tomados em conjunto, esses resultados apontam para a necessidade de novos estudos, em especial sobre o papel de *Paspalum plicatulum* como espécie facilitadora em cenários de seca, possivelmente criando condições microambientais mais estáveis e permitindo o estabelecimento de outras espécies na comunidade.

Os resultados indicam que as similaridades a longo prazo entre as comunidades vegetais podem ter uma mínima relação com a disponibilidade de nutrientes oferecida no solo mediante a aplicação de resíduos de características predominantemente orgânicas ou minerais quando analisados a longo prazo. Com base no coeficiente de correlação, os dendrogramas tanto de similaridade de Sorensen quanto de dissimilaridade (distância euclidiana) demonstram ter uma boa representatividade dos dados, refletindo de forma coerente a similaridade e a diversidade presentes nas parcelas, levando em consideração a heterogeneidade de áreas extremamente degradadas.

As doses de macrófitas aquáticas, quando evidenciadas pelos blocos e pela distância entre as parcelas, indicam ter maior peso sobre a composição florística da comunidade quando comparada à cinza, demonstrando ser um fator adicional na estruturação da comunidade. No entanto, as análises evidenciam que a configuração espacial das parcelas, como o efeito de bloco e a distância/proximidade entre elas, demonstra ser um fator mais determinante sobre a similaridade da comunidade nas parcelas quando comparado às características e quantidades de insumos aplicados, visto que as repetições de tratamentos não se agrupam rigidamente nos 3 dendrogramas. Isso reforça a possível influência da teoria neutra da biodiversidade em áreas degradadas e

heterogêneas, evidenciando a influência desses eventos como chegada de sementes e propágulos de áreas remanescentes, extinções aleatórias, condições microclimáticas, distúrbios e entre outros fatores sobre a composição da comunidade presente nas parcelas (HARPOLE, 2010).

Quando se analisa o número de espécies em função das diferentes combinações dos tratamentos de cinza de bagaço de cana-de-açúcar e macrófitas aquáticas, dentro de cada grupo de resíduo independentemente, observa-se que a relação do número de espécies é proporcional à concentração da aplicação do insumo. Além de os resíduos apresentarem efeitos significativos de forma isolada, a relação entre as suas combinações é dependente das doses aplicadas, em que o efeito de um aditivo é alterado em decorrência da presença do outro. A partir de concentrações medianas de cinza combinadas com macrófitas (15 t ha^{-1} de cinza + 16 t ha^{-1} ou 32 t ha^{-1} de macrófitas), esses tratamentos tendem à saturação ou ao máximo de número de espécies em função dessas combinações de grupos de tratamento. Já em maiores concentrações de cinza, a tendência da média do número de espécies é se estabilizar ou permanecer no limiar observado para a aplicação mediana de cinza combinada com macrófitas.

A cinza de bagaço de cana-de-açúcar mostrou-se mais eficaz a longo prazo sobre as variáveis analisadas, não demonstrando efeito significativo apenas para a altura vegetal. Através das análises foi possível inferir que a concentração de 15 t ha^{-1} de cinza é suficiente para favorecer o aumento da cobertura vegetal, número de espécies e diversidade, visto que parcelas com maiores concentrações de cinza não demonstraram diferenças estatísticas em relação às com 15 t ha^{-1} de cinza, mantendo as médias desses grupos estáveis a partir dessa aplicação. Dombinov *et al.* (2022) mostraram que a adição progressiva de cinza de bagaço de cana-de-açúcar (biochar) como fertilizante tem efeito em diversas culturas de leguminosas, sendo importante entender a aplicação desse insumo em outros grupos funcionais quando associado à recuperação.

A aplicação de macrófitas aquáticas promoveu efeito significativo apenas sobre o número de espécies, o que indica que, em decorrência de sua rápida decomposição, principalmente quando submetidas a altas temperaturas (CARVALHO *et al.*, 2005), seu efeito não foi perene, sugerindo que outros fatores além da aplicação de macrófitas podem ter uma maior influência sobre as variáveis.

A diferença significativa na cobertura vegetal nas diferentes estações indica fortemente que a estação do ano tem um efeito real sobre a cobertura vegetal, indicando que esta é maior na estação chuvosa, visto que a maior disponibilidade de água favorece

o crescimento e desenvolvimento das plantas (SANTOS; CARLESSO, 1998). Além disso, estes resultados refletem e evidenciam a seca intensa e estiagens prolongadas em decorrência das mudanças climáticas, tornando o processo de recuperação destas áreas ainda mais complexo e desafiador.

7 CONCLUSÕES

- 1) A adição de cinza de bagaço de cana-de-açúcar promoveu melhorias significativas para múltiplas variáveis, enquanto a adição de macrófitas aquáticas exerceu efeito mais limitado, além de favorecer a colonização de espécies exóticas invasoras em maiores concentrações.
- 2) Os agrupamentos indicam que as concentrações dos diferentes tratamentos têm mínima influência sobre a similaridade e os padrões de cobertura vegetal analisados, sugerindo que a distribuição espacial das parcelas atualmente possa ser um fator mais determinante.
- 3) A utilização de espécies-chave nativas, principalmente *Paspalum plicatulum* como facilitadora do uso de água no processo de recuperação ambiental, se mostra promissora, merecendo mais estudos.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, R. C. R.; DURIGAN, G. Changes in the plant community of Brazilian grassland savannah after 22 years of invasion by *Pinus elliottii* Engelm. **Plant Ecology & Diversity**, v. 4, p. 269-278, 2011.
- AGUIAR, L. M. S.; CAMARGO, A. **Cerrado: ecologia e caracterização**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 249 p.
- ALVES, M. C.; SOUZA, Z. M. Recuperação de área degradada por construção de hidrelétrica com adubação verde e corretivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2505-2516, 2008.
- ALVES, M. C.; NASCIMENTO, V.; SOUZA, Z. M. Recuperação em área de empréstimo usada para a construção de usina hidrelétrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 8, p. 887-893, 2012.
- ANDRADE, L. A. D.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. D. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 4, p. 935-943, 2009.
- ARAÚJO, V. dos S. *et al.* Sewage sludge and its agricultural potential. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 3, e14711326200, 2022.
- ARONSON, J. *et al.* Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000–2008). **Restoration Ecology**, v. 18, p. 143-154, 2011.
- ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **Série Registros (Instituto Florestal, São Paulo)**, v. 44, p. 1-38, 2011.
- ASNER, G. P.; BETTY, S. W. Effects of an African grass invasion on Hawaiian shrubland nitrogen biogeochemistry. **Plant and Soil**, v. 186, p. 205-211, 1996.
- BARUCH, Z.; LUDLOW, M. M.; DAVIS, R. Photosynthetic response of native and introduced C4 grasses from Venezuelan savannas. **Oecologia**, v. 67, p. 388-393, 1985.
- BATALHA, M. A. **Análise de vegetação da ARIE Cerrado Pé-de-Gigante (Santa Rita do Passa Quatro, SP)**. 1997. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- BENITES, V. N. *et al.* Produção de fertilizantes organominerais granulados a partir de dejetos de suínos e aves no Brasil. **Anais da Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas**, v. 29, p. 4, 2010.
- BINGGELI, P. **The human dimensions of invasive woody plants**. In: MCLENAN, C. D. (ed.). **The great reshuffling: human dimensions of invasive alien species**. Gland, Switzerland; Cambridge, UK: IUCN, 2001. p. 145-160.

BONI, T. S. **Vegetação espontânea e atividade microbiológica como indicadores da recuperação de uma área degradada no cerrado**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2017.

BOSSIO, D. A. Soil microbial community response to land use change in an agricultural landscape of Western Kenya. *Microbial Ecology*, v. 49, p. 50-62, 2005.

BRAGA, M. F. S. Estudo de recifes artificiais como atratores de peixes no reservatório de Volta Grande, Rio Grande (MG-SP). *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 14, n. 2, p. 65-76, 2002.

BRAUN-BLANQUET, J. **Fitossociologia**: bases para el estudio de las comunidades vegetales. Madrid: Blume, 1979. 820 p.

CARVALHO, P.; THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Effects of temperature on decomposition of a potential nuisance species: The submerged aquatic macrophyte *Egeria najas* Planchon (Hydrocharitaceae). *Revista Brasileira de Biologia*, [s. l.], v. 65, n. 1, p. 51–60, 2005.

CASTRO, A. A. J. F. **Composição florístico-geográfica (Brasil) e fitossociológica (Piauí – São Paulo) de amostras de cerrado**. 1994. Tese (Doutorado em Botânica) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1994.

CHADA, S. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Secessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. *Revista Árvore*, v. 28, p. 801-809, 2004.

CEZAR, V. R. S. *et al.* Avaliação da degradação de macrófitas aquáticas descartadas em ambiente protegido. *Planta Daninha*, v. 23, p. 255-261, 2005.

CHIARI, G. L. **A presença de *Pinus spp.* torna o ambiente mais susceptível à invasão?** 2018. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2018.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB. **Acompanhamento da Safra Brasileira**. Brasília: CONAB, v. 9, jul. 2021. Safra 2021/22, quinto levantamento <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graoCONAB>, Colheita de grãos brasileira. Brasília: CONAB, v. 7, jul. 2020.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução n.º 498, de 19 de agosto de 2020**. Disponível em: <https://www.in.gov.br/em/web/dou/-/resolucao-n-498-de-19-de-agosto-de-2020-273467970>

COUTINHO, L. M. Aspectos ecológicos da saúva no cerrado – os murundus de terra, as características psamofíticas das espécies de sua vegetação e a invasão pelo capim-gordura. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 42, p. 147-153, 1982.

DALY, E. Z. *et al.* A synthesis of biological invasion hypotheses associated with the introduction–naturalisation–invasion continuum. *Oikos*, e09645, 2023.

D'ANTONIO, C. M.; VITOUSEK, P. M. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 23, p. 63-87, 1992.

DE GROOTE, D. **Nutrient limitation of native and invasive plants in the Brazilian Cerrado**. 2021. Dissertação (Mestrado) – Vrije Universiteit Brussel, Bruxelas, 2021.

DELLA, V. P.; KUHN, I.; HOTZA, D. Caracterização de cinza de casca de arroz para o uso como matéria-prima na fabricação de refratários de sílica. **Química Nova**, v. 4, p. 778-782, 2001.

DEMATTÊ, J. L. I. **Levantamento detalhado dos solos do campus experimental de Ilha Solteira**. Piracicaba, ESALQ/USP, 1980, p. 131.

DOMBINOV, V. *et al.* Sugarcane bagasse ash as fertilizer for soybeans: Effects of added residues on ash composition, mineralogy. **Frontiers in Plant Science**, v. 13, 2022.

EITEN, G. Vegetação do Cerrado. In: **Cerrado**: caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1994. p. 17-75.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (CNPq). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisas de Solos (CNPq). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3. ed. Brasília: EMBRAPA-SPI; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 353 p.

FELFILI, J. M.; SILVA JÚNIOR, M. C. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, p. 277-289, 1993.

FELFILI, J. M. *et al.* Comparação florística e fitossociológica do cerrado nas chapadas Pratinha e dos Veadeiros. In: LEITE, L.; SAITO, C. H. (orgs.). **Contribuição ao conhecimento ecológico do cerrado**. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1997. p. 6-11.

FERREIRA, A. A.; SILVEIRA, A. A.; DAL MOLIN, D. C. C. A cinza da casca do arroz: possibilidades de utilização como insumo na produção de matérias de construção. **Encontro Nacional sobre Edificações e Comunidades Sustentáveis**, Canela, RS, 1997.

FERREIRA, L. *et al.* Effects of animal manure upon growth of Cerrado plants. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 4, p. 81–88, 2020.

FERREIRA, W. C. *et al.* Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do Rio Grande, na Usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, v. 31, p. 177–185, 2007.

FILGUEIRAS, T. S. **Herbaceous Plant Communities**. In: **The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 120–134.

FREITAS, E. de S. **Caracterização da cinza do bagaço da cana-de-açúcar do município de Campos dos Goytacazes para o uso na construção civil** 2005. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Campos dos Goytacazes, 2005.

FREITAS, G. K. **Invasão biológica pelo capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.) em um fragmento de Cerrado (A.R.I.E. Cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP)** 1999. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Ecologia Geral, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.

GOLFARI, L.; CASER, R. L.; MOURA, V. P. G. Zoneamento ecológico esquemático para o reflorestamento no Brasil (2ª aproximação). **Série Técnica. PRODEPEF**, Brasília, v. 11, p. 1–66, 1978.

GOODLAND, R.; FERRI, M. G. **Ecologia do Cerrado**. São Paulo: EDUSP/Itatiaia, 1979. 193 p.

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

GUNNARSON, C. C.; PETERSON, C. M. Water hyacinths as a resource in agriculture and energy production: A literature review. **Waste Management**, v. 27, p. 117–129, 2007.

HARLEY, R. M.; GUILLETTI, A. M. **Flores nativas da Chapada Diamantina**. São Carlos: RiMa, 2004. 319 p.

HARPOLE, W. S. Neutral theory of species diversity. **Nature Education Knowledge**, [s. l.], v. 3, n. 10, p. 60, 2010.

HIGGS, F. The two-culture problem: Ecological Restoration and integration of knowledge. **Restoration Ecology**, v. 13, p. 159–164, 2005.

HOBBS, R. J. *et al.* Intervention ecology: applying ecological science in the twenty-first century. **Bioscience**, v. 61, p. 442–450, 2011.

HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M.; TUNISON, T. Alien grass invasions and fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. **Ecology**, v. 72, p. 743–747, 1991.

HUGHES, F.; VITOUSEK, P. M. Barriers to shrub establishment following fire in the seasonal submontane zone of Hawaii. **Oecologia**, v. 93, p. 557–563, 1993.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS RENOVÁVEIS – IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação**. Brasília: IBAMA, 1990. 95 p.

KLINK, C. A.; JOLY, C. A. Identification and distribution of C3 and C4 grasses in open and shaded habitats in São Paulo State, Brazil. **Biotropica**, v. 21, p. 30–24, 1989.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.

KOTTEK, M. *et al.* World Map of The Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259–263, 2006.

LANNES, L. S. *et al.* Alien and endangered plants in the Brazilian Cerrado exhibit contrasting relationships with vegetation biomass and N:P stoichiometry. **New Phytologist**, v. 196, p. 816–823, 2012.

LANNES, L. S. *et al.* Native and alien herbaceous plants in the Brazilian Cerrado are (co-)limited by different nutrients. **Plant and Soil**, v. 400, p. 231–243, 2016.

LANNES, L. S. *et al.* Species richness both impedes and promotes alien plant invasions in the Brazilian Cerrado. **Scientific Reports**, v. 10, p. 1–11365, 2020b.

LANNES, L. S. *et al.* Boron application increases growth of Brazilian Cerrado grasses. **Ecology and Evolution**, v. 10, p. 6364–6372, 2020a.

LÖFGREN, A. Notas sobre as plantas exóticas introduzidas no Estado de São Paulo. **Revista Agrícola**, São Paulo, p. 238, 1906.

MACHADO, R. B. *et al.* **Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro**. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília, DF, 2004.

MACHADO, V. M. *et al.* Avaliação do banco de sementes de uma área em processo de recuperação em Cerrado campestre. **Planta Daninha**, v. 31, p. 303–312, 2013.

MAGALHÃES, F. A. *et al.* ***Paspalum plicatulum***. In: JAYME, D. G.; GONÇALVES, L. C.; RAMIREZ, M. A.; MENEZES, R. A. (Orgs.). **Gramíneas forrageiras tropicais**. Belo Horizonte: FEPE, 2022.

MARINHO-FILHO, J.; MACHADO, R. B.; HENRIQUES, R. P. B. **Evolução do conhecimento e da conservação do Cerrado brasileiro**. In: DINIZ, I. R.; MARINHO-FILHO, J.; MACHADO, R. B.; CAVALCANTI, R. B. (eds.). **Cerrado: conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação**. Brasília, DF: Thesaurus, 2010. p. 15–34.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações. **Piracicaba: POTAFOS**, 1997. 319 p.

MANTOVANI, W. **Composição e similaridade florística, fenologia e espectro biológico do cerrado da Reserva Biológica de Mogi-Guaçu, estado de São Paulo**, 1983. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1983.

MARTINS, C. R.; LEITE, L. L.; HARIDASAN, M. Recuperação de uma área degradada pela mineração de cascalho com uso de gramíneas nativas. **Revista Árvore**, v. 25, p. 157–166, 2001.

MARTINS, C. R. **Caracterização e manejo da gramínea *Melinis minutiflora* P. Beauv. (Capim-gordura): uma espécie invasora do Cerrado**. Tese (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2006.

MARTINS, C. R. *et al.* Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. **Revista Brasil**, v. 1, p. 73–93, 2011.

MATOS, D. M. S.; PIVELLO, V. R. O impacto de plantas invasoras nos recursos naturais de ambientes terrestres: alguns casos brasileiros. **Ciência e Cultura**, v. 61, n. 1, p. 27–30, 2009.

MENDONÇA, R. C. *et al.* **Flora vascular do Cerrado**: um “checklist” com 11.430 espécies. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (eds.). **Cerrado**: ambiente e flora. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

MIASHIKE, R. L. **Invasão por *Pinus spp.* em fisionomias campestres do Cerrado, no estado de São Paulo**, 2015. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

MORO, M. F. *et al.* Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia? **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 981–989, 2012.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853–858, 2000.

NOVAK, J. M. *et al.* Impact of biochar amendment on fertility of a southeastern coastal plain soil. **Soil Science**, v. 174, n. 2, p. 105–112, 2009.

OLIVEIRA, R. C.; VALLS, J. F. M. *Paspalum*. In: **Lista de espécies da Flora do Brasil**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2024. Disponível em: <https://floradobrasiljbrj.gov.br/FB13500>

PEDROL, N. *et al.* Soil fertility and spontaneous revegetation in lignite spoil bank under different amendments. **Soil and Tillage Research**, v. 110, p. 134–142, 2010.

PEREIRA, M. M. D. **Método fitossociológico de Braun-Blanquet ou clássico Sigmatismo (análise da vegetação)**. Universidade de Évora, Lisboa, 2011.

PIETERS, A. J.; BARUCH, Z. Water relations of native and introduced C4 grasses in a Neotropical savanna. **Oecologia**, [s. l.], v. 96, n. 2, p. 179–185, 1997.

PIMENTEL, D. *et al.* Economic and environmental threats of alien plant, animal and microbe invasions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 84, n. 1, p. 1–20, 2001.

PIVELLO, V. R. Invasões biológicas no Cerrado Brasileiro: efeitos da introdução de espécies exóticas sobre a biodiversidade. **Ecologia.info**, n. 33, 2011.

PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to biodiversity. **Biodiversity & Conservation**, v. 8, p. 1281–1294, 1999.

PIVELLO, V. R. *et al.* Abundance and distribution of native and invasive alien grasses in “cerrado” (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 71–82, 1999.

- PIZARRO, E. A. Potencial forrageiro del género *Paspalum*. **Pasturas Tropicales**, Cali, v. 22, n. 1, p. 38–45, 2000.
- POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton**: aspectos ecológicos e metodológicos. São Carlos: RiMa, 2003. 134 p.
- PÖRTNER, H. O. *et al.* **IPBES–IPCC co-sponsored workshop report on biodiversity and climate change**. IPBES–IPCC, 2021.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, n. 3, p. 223–230, 1997.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do Cerrado**. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (eds.). **Cerrado**: ambiente e flora. Planaltina: Embrapa, 1998. p. 555–604.
- RICHARDSON, D. M.; PYSEK, P. Plant invasions: merging the concepts of exotic species invasiveness and community invasibility. **Progress in Physical Geography**, v. 30, n. 3, p. 409–431, 2006.
- ROSENZWEIG, M. L. The four questions: what does the introduction of exotic species do to diversity? **Evolutionary Ecology Research**, v. 3, p. 361–367, 2001.
- SANTOS, R. F.; CARLESSO, R. Déficit hídrico e os processos morfológicos e fisiológicos das plantas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [s. l.], v. 2, n. 3, p. 287–294, 1998.
- SANTOS, S. A. *et al.* Grau de preferência e índice de valor forrageiro das pastagens nativas consumidas por bovinos no Pantanal. **Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – EMBRAPA. EMBRAPA Pantanal, Research and Development Newsletter**, v. 49, p. 43, 2023.
- SLOAN, S. *et al.* Remaining natural vegetation in the global biodiversity hotspots. **Biological Conservation**, v. 177, p. 12–24, 2014.
- THOMAZ, S. M. *et al.* **Aquatic macrophytes in the tropics**: ecology of populations and communities, impacts of invasions and use by man. In: DEL-CLARO, K.; SCARANO, F. R.; LUETTGE, H. (eds.). **Encyclopedia of Life Support Systems**: Tropical Biology and Conservation Management. Brasília, DF: UNESCO, v. 4, p. 1252–1280, 2008.
- VAN AUKEN, O. W.; BUSH, J. K.; DIAMOND, D. D. Changes in growth of two C4 grasses (*Schizachyrium scoparium* and *Paspalum plicatulum*) in monoculture and mixture: Influence of soil depth. **American Journal of Botany**, [s. l.], v. 81, n. 1, p. 15–20, 1994.
- VASCONCELOS, V. F.; SANTOS, R. J. A chegada do projeto Proceder-I em Iraí de Minas e os migrantes. In: **Simpósio Regional de Geografia**, Brasília, DF: UFU, p. 1–15, 2003.
- VELINI, E. D. Controle de plantas aquáticas. In: **Anais do Congresso Brasileiro de Ciência das Plantas Daninhas**, 22., Foz do Iguaçu. Foz do Iguaçu: SBCPD, 2000. p. 137–147.

VELINI, E. D. *et al.* Avaliação operacional do controle mecânico de plantas aquáticas imersas no Reservatório de Jupia. **Planta Daninha**, v. 23, n. 2, p. 277–285, 2005.

VIANI, R. A. G.; DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. de A. A regeneração natural sob plantações florestais: desertos verdes ou redutos de biodiversidade? **Ciência Florestal**, v. 20, n. 3, p. 533–552, 2010.

VITOUSEK, P. M. *et al.* Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, v. 277, n. 5325, p. 494–499, 1997.

WU, T. *et al.* Organic management improves soil phosphorus availability and microbial properties in tea plantation after land conversion from longan (*Dimocarpus longan*). **Applied Soil Ecology**, v. 154, 103642, 2020.

YU, W. *et al.* Effects of organic matter application on phosphorus adsorption of three soil parent materials. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 13, p. 1003–1017, 2013.

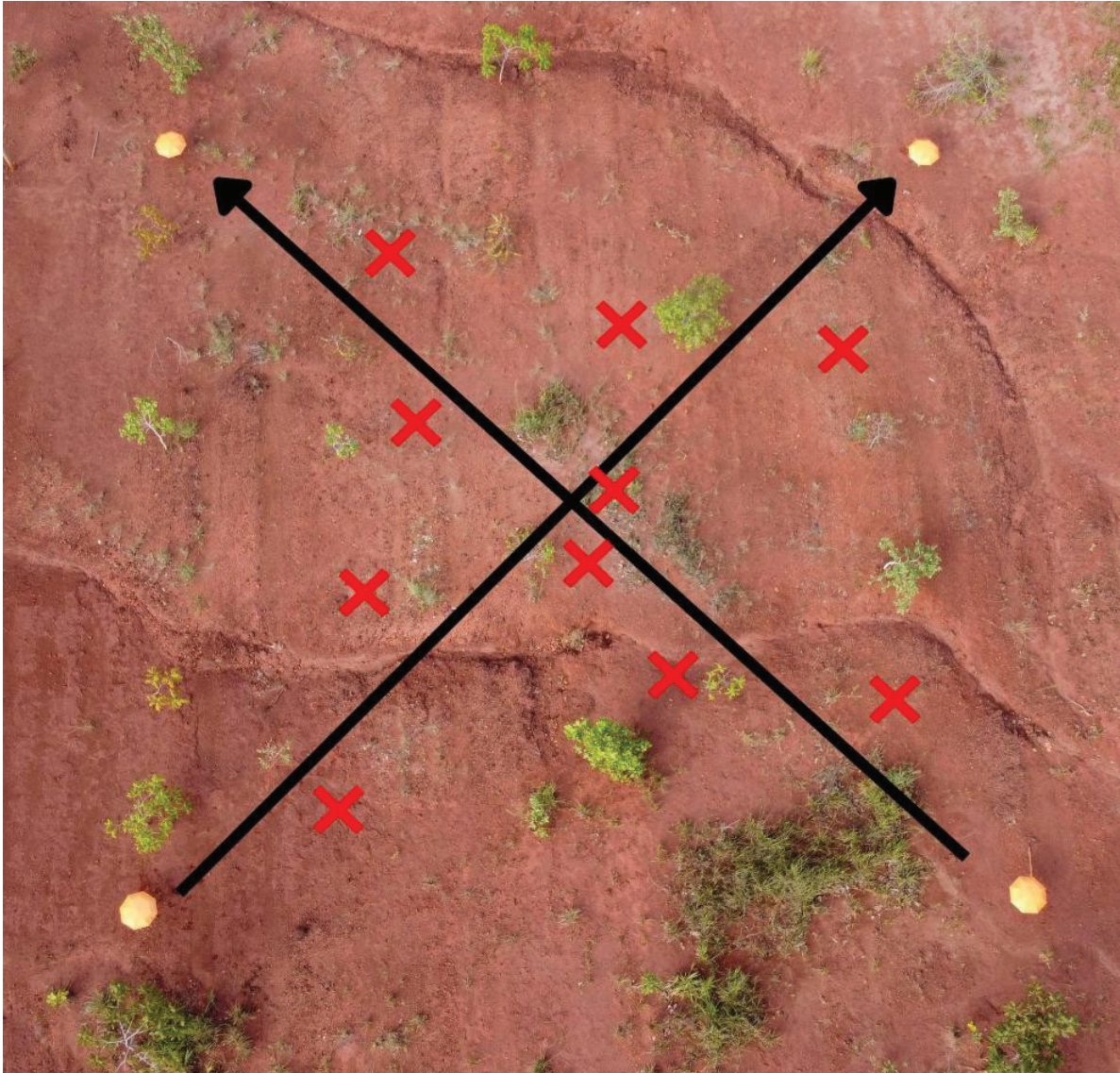
ZAVATINI, J. A. **A dinâmica atmosférica e a distribuição das chuvas no Mato Grosso do Sul**, 1990. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.

ZHANG, S. *et al.* Water acquisition and use of native and exotic invasive plants in the Brazilian Cerrado. **Annals of Botany**, submetido em 2025.

ZILLER, S. R.; ZALBA, S. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, v. 5, n. 2, p. 8–15, 2007.

ANEXOS

ANEXO 1 - Metodologia utilizada para estimar a cobertura vegetal nas parcelas estudadas através do método de Braun-Blanquet.



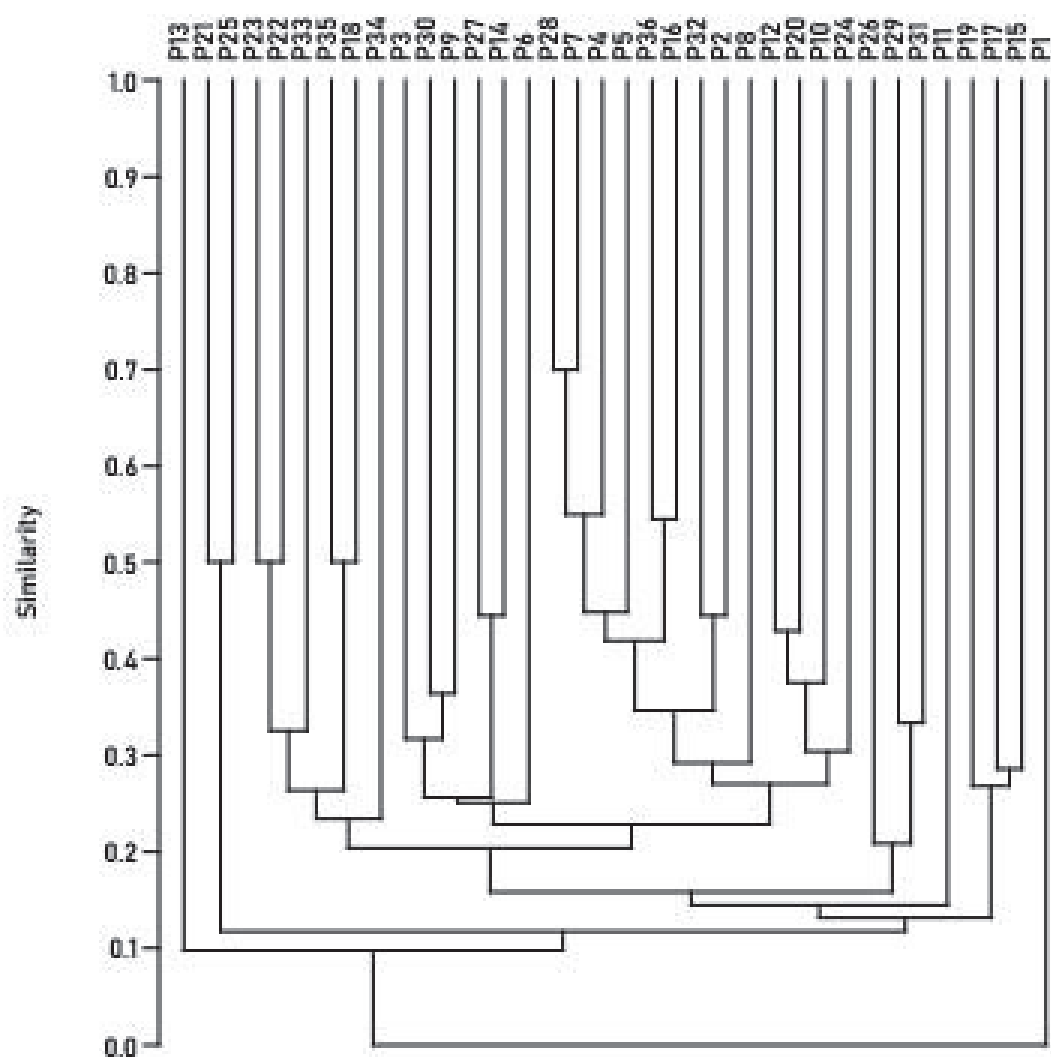
ANEXO 2 - Órgãos reprodutivos de espécies espontâneas encontradas na área experimental **(A)** *Sida cerradoensis* **(B)** *Sida linifolia* **(C)** *Aeschynomene histrix* **(D)** *Mimosa debilis* **(E)** *Camarea hirsuta* **(F)** *Bulbostylis paradoxa* **(G)** *Blepharodon bicuspidatum* **(H)** *Piriqueta rosea*.





Anexo 3 - Dendrograma de similaridade de Jaccard para composição das comunidades herbáceas encontradas nas 36 parcelas analisadas. *Coeficiente de correlação* = 0,729.

Fonte: Próprio autor.



Anexo 4 - Médias e desvios-padrão dos efeitos dos tratamentos de adição de longo prazo (13 anos) de cinza de bagaço de cana-de-açúcar, macrófitas e efeitos do bloco sobre cobertura vegetal (%), altura (cm), número de espécies e índices de diversidade biológica do estrato herbáceo da área de empréstimo resultante da construção da Usina Hidrelétrica de Ilha Solteira/SP. Letras diferentes dentro das variáveis indicam diferenças estatísticas a $P < 0,05$ (ANOVA+Tukey).

	Cobertura vegetal	Altura	Número de espécies	Índice de Simpson	Índice de Shannon
Macrófita (n=12)					
0	9,7(7,9)	18,2(18,8)	5(2)b	0,58(0,27)	1,19(0,65)
16	10,8(6,3)	19,9(12,3)	7(3)ab	0,73(0,12)	1,58(0,42)
32	14,6(10,6)	22,4(17,9)	7(3)a	0,66(0,22)	1,50(0,62)
Cinza (n=9)					
0	6,3(6,3)b	14,9(19,7)	3(3)b	0,41(0,28)b	0,78(0,58)b
15	17,2(9,2)a	13,3(11,7)	7(3)a	0,72(0,16)a	1,62(0,55)a
30	12,4(8,1)ab	21,6(9,5)	6(2)a	0,70(0,13)a	1,46(0,30)a
45	11,0(7,5)ab	30,9(16,5)	8(1)a	0,80(0,05)a	1,84(0,21)a
Bloco (n=12)					
1	7,2(6,2)b	10,2(6,5)b	5(2)	0,66(0,18)	1,39(0,55)
2	11,3(7,1)ab	23,3(15,1)ab	6(2)	0,64(0,26)	1,38(0,59)
3	16,6(9,5)a	27,0(18,9)a	7(3)	0,66(0,25)	1,50(0,64)

Anexo 5 - Imagens aéreas da área total do experimento: **(A)** estação chuvosa (março) e **(B)** estação seca (agosto). **Fonte:** Próprio autor.

A



B

