



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA

INSTITUTO DE BIOLOGIA

**Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de
Recursos Naturais**

**Semeadura direta para restauração florestal e seus efeitos sobre
comunidades de formigas e interações ecológicas**

Matheus Rezende de Mesquita Correia

2021

Matheus Rezende de Mesquita Correia

**Semeadura direta para restauração florestal e seus efeitos sobre
comunidades de formigas e interações ecológicas**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Uberlândia, como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais.

Orientador:
Prof. Dr. Alan Nilo da Costa

Uberlândia/MG

Agosto/2021

Ficha Catalográfica Online do Sistema de Bibliotecas da UFU
com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

C824 2021	<p>Correia, Matheus Rezende de Mesquita, 1994- Semeadura direta para restauração florestal e seus efeitos sobre comunidades de formigas e interações ecológicas [recurso eletrônico] / Matheus Rezende de Mesquita Correia. - 2021.</p> <p>Orientador: Alan Nilo da Costa. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Uberlândia, Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. Modo de acesso: Internet. Disponível em: http://doi.org/10.14393/ufu.di.2021.406 Inclui bibliografia. Inclui ilustrações.</p> <p>1. Ecologia. I. Costa, Alan Nilo da, 1979-, (Orient.). II. Universidade Federal de Uberlândia. Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. III. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDU: 574</p>
--------------	---

Bibliotecários responsáveis pela estrutura de acordo com o AACR2:

Gizele Cristine Nunes do Couto - CRB6/2091



UNIVERSIDADE FEDERAL DE UBERLÂNDIA
 Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Conservação de
 Recursos Naturais

Av. Pará, 1720, Bloco 2D, Sala 26 - Bairro Umuarama, Uberlândia-MG, CEP 38405-320
 Telefone: (34) 3225-8641 - www.ppgeco.ib.ufu.br - ecologia@umuarama.ufu.br



ATA DE DEFESA - PÓS-GRADUAÇÃO

Programa de Pós-Graduação em:	Ecologia e Conservação de Recursos Naturais				
Defesa de:	Dissertação de Mestrado Acadêmico, número 310, COPEC				
Data:	vinte e sete de agosto de dois mil e vinte e um	Hora de início:	14:30	Hora de encerramento:	17:15
Matrícula:	11912ECR010				
Nome do Discente:	Matheus Rezende de Mesquita Correia				
Título do Trabalho:	Semeadura direta para restauração florestal e seus efeitos sobre comunidades de formigas e interações ecológicas				
Área de concentração:	Ecologia				
Linha de pesquisa:	Ecologia vegetal				
Projeto de Pesquisa de vinculação:	Regeneração de áreas degradadas de cerrado e interações interespecíficas: subsídios para recomposição de ambientes alterados				

Reuniu-se por webconferência a Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais assim composta pelos doutores: Leticia Couto Garcia - Unicamp, Ricardo Augusto Gorne Viani - UFScar e Alan Nilo da Costa - UFU, orientador(a) do(a) candidato(a).

Iniciando os trabalhos o(a) presidente da mesa, Dr(a). Alan Nilo da Costa, apresentou a Comissão Examinadora e o candidato(a), agradeceu a presença do público, e concedeu ao Discente a palavra para a exposição do seu trabalho. A duração da apresentação do Discente e o tempo de arguição e resposta foram conforme as normas do Programa.

A seguir o senhor(a) presidente concedeu a palavra, pela ordem sucessivamente, aos(às) examinadores(as), que passaram a arguir o(a) candidato(a). Ultimada a arguição, que se desenvolveu dentro dos termos regimentais, a Banca, em sessão secreta, atribuiu o resultado final, considerando o(a) candidato(a):

Aprovado(a).

Esta defesa faz parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre.

O competente diploma será expedido após cumprimento dos demais requisitos, conforme as normas do Programa, a legislação pertinente e a regulamentação interna da UFU.

Nada mais havendo a tratar foram encerrados os trabalhos. Foi lavrada a presente ata que após lida e achada conforme foi assinada pela Banca Examinadora.

Documento assinado eletronicamente por **Alan Nilo da Costa, Professor(a) do Magistério Superior,**



em 30/08/2021, às 18:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Ricardo Augusto Gorne Viani, Usuário Externo**, em 30/08/2021, às 18:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Leticia Couto Garcia, Usuário Externo**, em 21/09/2021, às 12:51, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://www.sei.ufu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador **2947411** e o código CRC **8889F51F**.

AGRADECIMENTOS

Aos meus familiares, principalmente meus pais, André e Nerilda, e minha irmã, Ana Luiza, por todo amor, apoio e incentivo. Vocês são essenciais!

Aos meus orientadores Alan e Daniel, obrigado pela oportunidade de trabalhar com vocês, por todos os ensinamentos, ajuda e paciência durante todo o período do mestrado.

Ao Max, que me ensinou e auxiliou durante todo o decorrer do trabalho, obrigado pelo apoio e parceria, aprendi muito com você.

A todo o pessoal do projeto P&D em Catalão e os amigos de laboratório desde o período da graduação. Hélder, Monique, Calixto, Fábio, Daniela, Marco Túlio, Raphael, Vanessa, Phillippe, Jessyca, Paola, por todas as oportunidades, ajuda nos trabalhos de campo e momentos especiais.

Aos meus amigos em que compartilhei a casa, Felipe e Rodrigo. E a todos os amigos que tive o prazer de conhecer durante o curso, muito obrigado pela amizade, apoio e companheirismo.

Aos colegas do Laboratório de Pesquisas em Ecologia e Biodiversidade (LAPEB).

À Jaqueline que me auxiliou no processo de triagem e identificação em laboratório.

Aos membros da banca examinadora pelo aceite do convite.

À Universidade Federal de Uberlândia e ao Programa de Pós Graduação em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais por toda estrutura e qualidade de ensino.

À CAPES pela concessão da bolsa de mestrado. Ao PELD, e ao pessoal da Sefac por todos os auxílios que permitiram a realização deste estudo.

ÍNDICE

RESUMO	vii
ABSTRACT	viii
INTRODUÇÃO GERAL	9
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	12
CAPÍTULO 1: Restauração florestal sem manutenção: ocupando os espaços no tempo com a semeadura direta de quatro classes sucessionais	14
RESUMO	14
ABSTRACT	15
INTRODUÇÃO.....	16
MATERIAL E MÉTODOS.....	19
<i>Área de estudo</i>	<i>19</i>
<i>Classes sucessionais e espécies estudadas</i>	<i>20</i>
<i>Delineamento e implantação do experimento em campo</i>	<i>30</i>
<i>Amostragem de cobertura da vegetação</i>	<i>32</i>
<i>Amostragem de estabelecimento de plântulas</i>	<i>32</i>
<i>Análises estatísticas</i>	<i>33</i>
RESULTADOS	34
<i>Mudanças temporais na cobertura</i>	<i>34</i>
<i>Estabelecimento e densidade de plântulas das espécies arbóreas</i>	<i>37</i>
<i>Relações entre a densidade e a cobertura vegetal</i>	<i>39</i>
DISCUSSÃO	41
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46
CAPÍTULO 2: Respostas de comunidades de formigas e interações animal-plantas após diferentes métodos de revegetação nativa	50
RESUMO	50
ABSTRACT	51
INTRODUÇÃO.....	52
MATERIAL E MÉTODOS.....	55
<i>Área de estudo</i>	<i>55</i>
<i>Coleta de formigas</i>	<i>57</i>

<i>Remoção de sementes</i>	58
<i>Herbivoria</i>	59
<i>Análises estatísticas</i>	60
RESULTADOS	61
<i>Fauna de formigas</i>	61
<i>Remoção de sementes</i>	64
<i>Herbivoria</i>	67
DISCUSSÃO	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	73
ANEXO 1	79
ANEXO 2	98
CONCLUSÕES GERAIS	100

RESUMO

Correia, M. R. M. 2021. Semeadura direta para restauração florestal e seus efeitos sobre comunidades de formigas e interações ecológicas. Dissertação de Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais. Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia-MG. 97 p.

A conversão de habitats naturais em áreas degradadas apresenta grande ameaça para a biodiversidade. Esse processo torna práticas de restauração cada vez mais necessárias para auxiliarem os ecossistemas a chegarem a uma condição com maior complexidade funcional ao longo tempo. Métodos ativos como a semeadura direta são empregados visando acelerar o processo de restauração na recuperação estrutural da vegetação, reestruturação da fauna e processos ecológicos. Realizamos o estudo em áreas de pastagens, em uma zona de contato Savana/Florestal Estacional. Implantamos experimentos de semeadura dividida em três partes: à lanço, em linhas e controle. Subdividimos parcelas de semeadura em duas: composição parcial de espécies de adubo verde e composição completa com as mesmas espécies e adicionando mais espécies agrícolas. Parcelas controle foram preparadas mas não semeadas. Utilizamos quatro classes sucessionais com um total de 57 espécies semeadas. Avaliamos o efeito dos diferentes tipos de semeadura no sucesso de estabelecimento de espécies arbóreas nativas e na diminuição na gramínea exótica ao longo de três anos. Plantas da classe sucessional 1 ano cobriram de 33 a 89% do solo aos três meses e foram substituídas pela classe 2-4 anos, cobrindo de 41 a 95%. Aos 36 meses a classe 1 ano já não cobria, a cobertura da classe 2-4 anos diminuiu de 15 a 75%, a classe 5-10 anos cobria 38% e a classe >10 teve baixa cobertura devido ao crescimento lento das plantas. Houveram grandes variações no estabelecimento entre espécies e nas suas respostas aos tratamentos e tempos de amostragem. Gramíneas exóticas recolonizaram em todos os tratamentos e diminuíram a densidade de plântulas arbóreas. Por outro lado, a cobertura das classes iniciais resultou em maior densidade de plântulas arbóreas. Nosso melhor tratamento, lanço parcial, com a cobertura de árvores da classe 5-10 anos alcançando 30% e uma densidade de 20.000 plântulas/m² da classe >10 anos aos 36 meses, consideramos que a restauração está sendo bem sucedida sem manutenção química ou mecânica. Essas áreas já formam manchas de capoeira densas e estratificadas, aumentando a estrutura vegetacional inicial, podendo desencadear e favorecer a reestruturação da fauna e o retorno de processos ecológicos importantes para a dinâmica da comunidade. No segundo capítulo, comparamos a diversidade de formigas e taxas de remoção de sementes e herbivoria nas áreas de semeadura, com plantio de mudas de mesma idade e pastagens como controle. Encontramos diferenças na riqueza e na abundância relativa, refletindo na similaridade em termos de composição. Também vimos que a remoção de sementes foi maior nas áreas de semeadura, com incremento de 20% comparada ao plantio de mudas e de 31% comparada as pastagens. Taxas de herbivoria foram baixas e não diferenciaram entre as áreas, mas variaram entre espécies. Nossos resultados indicam que a maior estrutura vegetacional alcançada pelo método de semeadura direta pode ser eficaz para recuperar a diversidade de formigas, podendo modificar as redes de interações animal-plantas, com resultados que podem ser favoráveis para a recuperação da comunidade ao longo da sucessão.

Palavras-chave: Restauração ecológica; Semeadura direta; Sucessão ecológica; Mirmecofauna; Interação animal-plantas; Indicador ecológico; Cerrado; Floresta tropical estacional

ABSTRACT

Correia, M. R. M. 2021. Direct seeding for forest restoration and its effects on ant communities and ecological interactions. Master's Thesis in Ecology and Conservation of Natural Resources. Federal University of Uberlândia. Uberlândia-MG, Brazil. 97 p.

The conversion of natural habitats into degraded areas poses a great threat to biodiversity. This process makes restoration practices increasingly necessary to help ecosystems reach a condition with greater functional complexity over time. Active methods such as direct seeding are used to accelerate the restoration process in structural vegetation recovery, fauna restructuring and ecological processes. We carried out the study in pasture areas, in a contact zone Savana/Forestry Seasonal. We implemented sowing experiments divided into three parts: broadcast, lines and control. We subdivided sowing plots into two: partial composition of green manure species and complete composition with the same species and adding more agricultural species. Control plots were prepared but not seeded. We used four successional classes with a total of 57 sown species. We evaluated the effect of different types of sowing on the successful establishment of native tree species and on the decrease in exotic grass over three years. Plants from the 1-year successional class covered 33 to 89% of the soil at three months and were replaced by the 2-4 year class, covering 41 to 95%. At 36 months the 1 year class no longer covered, the 2-4 year class coverage decreased from 15 to 75%, the 5-10 year class covered 38% and the >10 class had low cover due to slow plant growth. There were large variations in establishment between species and in their responses to treatments and sampling times. Exotic grasses recolonized but shared the cover with the sown species, which was greater in absolute terms. However, exotic grass decreased the density of tree seedlings. On the other hand, the coverage of the initial classes resulted in a higher density of tree seedlings. Our best treatment, partial-broadcast, with 5-10 year old tree cover reaching 30% and a density of 20.000 seedlings/m² of class >10 years at 36 months, we consider the restoration to be successful without chemical maintenance or mechanics. These areas already form dense and stratified patches of capoeira, increasing the initial vegetation structure, which can trigger and favor the restructuring of the fauna and the return of ecological processes that are important for the community's dynamics. We compared ant diversity and seed and herbivory removal rates in sowing areas, with seedlings of the same age planted and pasture as control. We found differences in richness and relative abundance, reflecting similarity in terms of composition. We also saw that seed removal was higher in sowing areas, with an increase of 20% compared to planting seedlings and 31% compared to pastures. Herbivory rates were low and did not differentiate between areas, but varied between species. Our results indicate that the largest vegetation structure achieved by the direct seeding method can be effective in recovering ant diversity, modifying the animal-plant interaction networks, with results that can be favorable for community recovery throughout the succession.

Keywords: Ecological restoration; Direct seeding; Ecological succession; Myrmecofauna; Animal-plant interaction; Ecological indicator; Cerrado; Seasonal tropical forest

INTRODUÇÃO GERAL

A conversão de ecossistemas naturais em áreas degradadas é o principal impacto humano no ambiente natural, representando uma grande ameaça à biodiversidade (Dobson et al. 1997). As perdas generalizadas em valores de produção e conservação torna ações de restauração em grande escala cada vez mais necessárias (Hobbs & Norton 1996). A restauração ecológica é definida como processo intencional, passivo ou ativo que visa auxiliar ecossistemas danificados, degradados ou destruídos a chegarem a uma condição de maior complexidade funcional (Ser 2004). Essa prática é subsidiada por uma ciência emergente, a Ecologia da Restauração, que fornece ferramentas conceituais e práticas eficazes para contribuir com a recuperação de ecossistemas (Hobbs & Harris 2001; Suding et al. 2004).

A Ecologia da Restauração tem se preocupado em explicar os diferentes processos bióticos e abióticos que influenciam na reconstrução das comunidades ao longo do tempo (King & Hobbs 2006; Suding et al. 2004). Processos como a dispersão de sementes, a herbivoria, a polinização, estruturação do solo, função hidrológica, dentre outros, podem ser fundamentais para o sucesso da restauração ao longo do tempo (Catterall 2018; Herrick et al. 2006). No entanto, a maioria das pesquisas sobre o monitoramento da restauração se baseia na estrutura da vegetação, que de fato é um indicador necessário, mas a longo prazo pode ser insuficiente (Herrick et al. 2006).

Em levantamentos de trabalhos na área da restauração, estudos mostraram que menos de 30% utilizaram comunidades de invertebrados como bioindicadores (Crouzeilles et al. 2016; McAlpine et al. 2016). No entanto, a restauração da fauna é também um componente fundamental para a recuperação dos ecossistemas e nos últimos anos houve um crescente número de estudos sobre invertebrados de diferentes grupos taxonômicos como

bioindicadores (Borges et al. 2021). Como por exemplo os efeitos de diferentes tipos de intervenções de restauração, onde o plantio de mudas foi o mais estudado em comparação a outros métodos de restauração (46,8%), seguido pela regeneração natural (23,4%) e a semeadura direta (18,2%; Borges et al. 2021). Além disso, muitos estudos utilizaram insetos, principalmente as formigas, para o monitoramento em diferentes condições dos ecossistemas, devido a sua elevada abundância, diversidade, e relativa facilidade de amostragem e identificação (Andersen et al. 2003; Casimiro et al. 2019; Ribas et al. 2012). Portanto, ainda são necessários mais estudos buscando elucidar o papel da fauna no processo de restauração, mostrando como esses organismos podem redirecionar e acelerar a recuperação da vegetação levando em consideração diferentes métodos de intervenções (Catterall 2018).

Vários métodos podem ser empregados na restauração ecológica e a escolha ideal exige planejamento, que por sua vez, depende de características físicas e ecológicas do local. A utilização da condução de regeneração natural sem ou com manejo, possui custos menores e sua implementação depende da densidade e diversidade de plantas nativas regenerantes (Vieira et al. 2006). Em locais favoráveis bastaria isolar a área, enquanto que em outros menos favoráveis, são necessárias ações de manejo para induzir a regeneração, como o controle de gramíneas exóticas, nucleação de plantas, adensamento e/ou enriquecimento de espécies, dentre outras. Em locais com baixo potencial de regeneração são utilizados métodos de plantio em área total, como o plantio de mudas e a semeadura direta (Campos-Filho et al. 2013; Rodrigues et al. 2006).

O plantio de mudas é o método mais usado para restauração florestal no Brasil e pode ter sucesso quando bem implementado em locais propícios para ambientes florestais. Nesses plantios as espécies são plantadas simultaneamente em diferentes linhas e utilizando entre duas a três classes sucessionais de árvores (Rodrigues et al. 2009). Em contrapartida, a

semeadura direta tem incluído mais classes, com plantas agrícolas e de adubação verde com ciclo de até um ano, arbustos e árvores com ciclo de 2-4 anos, árvores de 5 a 10 anos, e depois as árvores tardias (Freitas et al. 2019; Vieira et al. 2020). Outra vantagem é a utilização de altas densidades de sementes, imitando a dinâmica natural de regeneração (Campos-Filho et al. 2013; Meli et al. 2018). Também são utilizados implementos agrícolas para auxiliar e facilitar a semeadura em larga escala, a retirada de gramíneas exóticas e preparo do solo, melhorando as condições estabelecimento das espécies desejadas (Campos-Filho et al. 2013; Silva et al. 2015). Além de incluir mais classes sucessionais, os custos da semeadura são menores quando comparados com os do plantio direto, uma vez que esse último necessita de gastos com viveiros e manejo após o plantio (Campos-Filho et al. 2013; Raupp et al. 2020).

No primeiro capítulo dessa dissertação, avaliamos o efeito de diferentes desenhos de semeadura e composições de espécies de ciclo menor que 10 anos, no sucesso de estabelecimento de espécies arbóreas de classes sucessionais tardias e na redução da cobertura de gramínea exótica ao longo de três anos. No segundo capítulo, avaliamos os efeitos de diferentes métodos de revegetação nativa (plantio de mudas e semeadura direta) sobre a reestruturação inicial da fauna de formigas e nas interações ecológicas importantes para a dinâmica da vegetação, como taxas de remoção de sementes e herbivoria.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andersen, A. N., Hoffmann, B. D., & Somes, J. (2003). Ants as indicators of minesite restoration: community recovery at one of eight rehabilitation sites in central Queensland. *Ecological Management & Restoration*, 4, S12-S19. <https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.4.s.2.x>.
- Borges, F. L. G., da Rosa Oliveira, M., de Almeida, T. C., Majer, J. D., & Garcia, L. C. (2021). Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. *Ecological Indicators*, 125, 107458. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107458>.
- Campos-Filho, E. M., Da Costa, J. N., De Sousa, O. L., & Junqueira, R. G. (2013). Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. *Journal of sustainable forestry*, 32, 702-727. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.817341>.
- Casimiro, M. S., Sansevero, J. B., & Queiroz, J. M. (2019). What can ants tell us about ecological restoration? A global meta-analysis. *Ecological Indicators*, 102, 593-598. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.018>.
- Catterall, C. P. (2018). Fauna as passengers and drivers in vegetation restoration: a synthesis of processes and evidence. *Ecological Management & Restoration*, 19, 54-62. <https://doi.org/10.1111/emr.12306>.
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E., & Benayas, J. M. R. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature communications*, 7, 1-8. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>.
- Dobson, A. P., Bradshaw, A. D., & Baker, A. Á. (1997). Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. *Science*, 277, 515-522. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.515>.
- Herrick, J. E., Schuman, G. E., & Rango, A. (2006). Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation*, 14, 161-171. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2006.05.001>.
- Hobbs, R. J., & Harris, J. A. (2001). Restoration ecology: repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restoration ecology*, 9, 239-246. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100x.2001.009002239.x>.
- Hobbs, R. J., & Norton, D. A. (1996). Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration ecology*, 4, 93-110. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.x>.
- King, E. G., & Hobbs, R. J. (2006). Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework. *Restoration Ecology*, 14, 369-378. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00145.x>.

- McAlpine, C., Catterall, C. P., Nally, R. M., Lindenmayer, D., Reid, J. L., Holl, K. D., ... & Possingham, H. (2016). Integrating plant-and animal-based perspectives for more effective restoration of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 14, 37-45. <https://doi.org/10.1002/16-0108.1>.
- Meli, P., Isernhagen, I., Brancalion, P. H., Isernhagen, E. C., Behling, M., & Rodrigues, R. R. (2018). Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, 26, 212-219. <https://doi.org/10.1111/rec.12567>.
- Raupp, P. P., Ferreira, M. C., Alves, M., Campos-Filho, E. M., Sartorelli, P. A. R., Consolaro, H. N., & Vieira, D. L. M. (2020). Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savanna restoration. *Ecological Engineering*, 148, 105788. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105788>.
- Ribas, C. R., Campos, R. B., Schmidt, F. A., & Solar, R. R. (2012). Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche*. <https://doi.org/10.1155/2012/636749>.
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological conservation*, 142, 1242-1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>.
- Silva, R. R., Oliveira, D. R., da Rocha, G. P., & Vieira, D. L. (2015). Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology*, 23, 393-401. <https://doi.org/10.1111/rec.12213>.
- Society for Ecological Restoration International. (2004). *SER international primer on ecological restoration*. Society for Ecological Restoration International.
- Suding, K. N., Gross, K. L., & Houseman, G. R. (2004). Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends in ecology & evolution*, 19, 46-53. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2003.10.005>.
- Vieira, D.L.M, Campos-Filho, E.M, Ferreira, M.C, Miranda E., Rocha, G.B., Alves, M., Sampaio, A., & Antoniazzi, L. (2020). *Guia de semeadura direta para restauração de florestas e cerrados (1a ed.)*. São Paulo, Agroicone Ltda. 52p.
- Vieira, D. L., & Scariot, A. (2006). Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration ecology*, 14, 11-20. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00100.x>.

CAPÍTULO 1: Restauração florestal sem manutenção: ocupando os espaços no tempo com a semeadura direta de quatro classes sucessionais

RESUMO

A semeadura direta de espécies agrícolas anuais e semiperenes pode facilitar o estabelecimento de árvores nativas e controlar as gramíneas exóticas na restauração florestal. No entanto, há uma interação complexa entre plantas facilitadoras, gramíneas exóticas e árvores que ainda não foi elucidada. Realizamos o estudo em áreas de pastagens de braquiária, em uma zona de contato Savana/Florestal Estacional. Avaliamos o efeito de diferentes tipos de semeadura e composições de espécies de ciclo de vida menor que 10 anos, no sucesso de estabelecimento de espécies arbóreas de classes sucessionais tardias, e na cobertura do capim exótico ao longo de três anos. As três áreas tiveram um bloco experimental cada, medindo 60×24 metros. Cada bloco foi dividido em: semeadura a lanço, em linha e controle. As parcelas com semeadura foram subdivididas em: composição parcial de espécies de ciclo curto, somente adubos verdes, e composição completa: adicionando nove espécies agrícolas. Árvores nativas foram semeadas nos dois tipos de composição. Parcelas controle foram preparadas, mas não foram semeadas. No total foram cinco parcelas de 12×24 metros por bloco (lanço parcial; lanço completa; linha parcial, linha completa e controle). No total semeamos 57 espécies. Plantas da classe sucessional 1 ano cobriram de 33 a 89% do solo aos três meses e foram substituídas pela classe 2-4 anos, cobrindo de 41 a 95%. Aos 36 meses a classe 1 ano já não cobria, a cobertura da classe 2-4 anos diminuiu de 15 a 75%, a classe 5-10 anos cobria 38% e a classe >10 teve baixa cobertura devido ao crescimento lento das plantas. Houveram grandes variações no estabelecimento entre espécies e nas suas respostas aos tratamentos e tempos de amostragem. Gramíneas exóticas recolonizaram em todos os tratamentos e diminuíram a densidade de plântulas arbóreas. Por outro lado, a cobertura das classes iniciais resultou em maior densidade de plântulas arbóreas. Nosso melhor tratamento, lanço parcial, com a cobertura de árvores da classe 5-10 anos alcançando 30% e uma densidade de 20.000 plântulas/m² da classe >10 anos aos 36 meses, consideramos que a restauração está sendo bem sucedida sem manutenção química ou mecânica. Nosso estudo mostra que a semeadura direta utilizando quatro classes sucessionais, com espécies de diferentes ciclos e estratos de ocupação, foram eficazes para a sucessão inicial, favorecendo o estabelecimento de espécies nativas e competindo com a cobertura da gramínea exótica.

Palavras-chave: Restauração ecológica, Composição de espécies, Plantas de cobertura, Estabelecimento, Densidade de árvores, Sucessão ecológica

ABSTRACT

Direct seeding of annual and semi-perennial agricultural species can facilitate the establishment of native trees and control exotic grasses in forest restoration. However, there is a complex interaction between facilitating plants, exotic grasses and trees that has not yet been elucidated. We carried out the study in areas of *Brachiaria* pasture, in a Savanna / Seasonal Forest contact zone. We evaluated the effect of different sowing types and species compositions with a life cycle of less than 10 years, on the successful establishment of tree species of late successional classes, and on exotic grass cover over three years. The three areas had an experimental block each, measuring 60 × 24 meters. Each block was divided into: broadcast, line and control seeding. The sowing plots were subdivided into: partial composition of short cycle species, only green manures, and complete composition: adding nine agricultural species. Native trees were sown in both types of composition. Control plots were prepared but not seeded. In total, there were five plots of 12 × 24 meters per block (partial broadcast; complete broadcast; partial line, complete line and control). In total we sowed 57 species. Plants from the 1-year successional class covered 33 to 89% of the soil at three months and were replaced by the 2-4 year class, covering from 41 to 95%. At 36 months the 1 year class no longer covered, the 2-4 year class coverage decreased from 15 to 75%, the 5-10 year class covered 38% and the >10 class had low cover due to slow plant growth. There were large variations in establishment between species and in their responses to treatments and sampling times. Exotic grasses recolonized in all treatments and decreased tree seedling density. On the other hand, the coverage of the initial classes resulted in a higher density of tree seedlings. Our best treatment, partial-broadcast, with 5-10 year old tree cover reaching 30% and a density of 20.000 seedlings/m² of class >10 years at 36 months, we consider the restoration to be successful without chemical maintenance or mechanics. Our study shows that direct seeding using four successional classes, with species from different cycles and occupation strata, were effective for the initial succession, favoring the establishment of native species and reducing the cover of exotic grass.

Keywords: Ecological restoration, Direct seeding, Species composition, Cover plants, Establishment, Tree density, Ecological succession

INTRODUÇÃO

Um dos principais motivos para o insucesso da restauração de ecossistemas nativos são as espécies invasoras (D'Antonio & Meyerson 2002; Weidlich et al. 2020). Capins invasores produzem alta biomassa, se reproduzem rapidamente e dispersam muitas sementes, estimulam incêndios e impedem o crescimento de árvores nativas plantadas e em regeneração, por competição de raízes, sombreamento e alelopatia (Brancaion et al. 2019a; Pilon et al. 2017; Sobanski & Marques 2014). O controle de gramíneas exóticas é uma prática muitas vezes necessária e uma das atividades mais frequentes dentro do processo de implantação e manutenção de áreas em processo inicial de restauração ativa de florestas e savanas (Brancaion et al. 2019ab).

O controle de gramíneas exóticas pode ser feito com métodos mecânicos (práticas de preparo de solo, capina, roçada e fogo controlado) e químicos (uso de herbicidas; Brancaion et al. 2016; D'Antonio et al. 2016; Schuster et al. 2018). Os herbicidas reduzem o custo de controle (Kettenring & Adams 2011; Weidlich et al. 2020), mas seu uso é controverso, já que existem riscos de contaminação ambiental e de saúde humana (Weidlich et al. 2020), além de terem uso proibido em alguns ecossistemas. Uma alternativa para controlar gramíneas exóticas é o uso de espécies agrícolas anuais e semiperenes, que ocupam a área rapidamente (César et al. 2013; Silva et al. 2015). Além disso, muitas espécies agrícolas funcionam como adubo verde e auxiliam na recuperação do solo, enquanto outras podem ser colhidas para gerar renda ou alimento aos proprietários rurais, contribuindo com seu engajamento com a restauração ecológica (Miccolis et al. 2019; Silva et al. 2015). As espécies agrícolas também têm sementes disponíveis a um custo baixo e alta disponibilidade, comparado a espécies nativas.

Espécies agrícolas que completam seu ciclo em poucos meses ou anos também podem funcionar como facilitadoras do estabelecimento e crescimento das espécies mais tardias na sucessão. As espécies de ciclo curto adicionam matéria orgânica à superfície, com a senescência da biomassa aérea, e abaixo do solo, com a morte de suas raízes; favorecem a biologia do solo e melhoram condições microclimáticas para o estabelecimento de plântulas das próximas fases sucessionais (Balandier et al. 2009; Beltrame & Rodrigues 2008; Vieira et al. 2009). Porém, a biomassa alcançada por unidade de área, tamanho do ciclo de vida e taxas de crescimento das espécies de ciclo curto podem gerar resultados muito variados, tanto nas espécies de gramíneas exóticas, indesejadas, quanto nas plantas nativas desejadas ao desenvolvimento do processo de sucessão (Balandier et al. 2009; Silva et al. 2015). Há uma interação complexa entre plantas de cobertura, gramíneas exóticas e espécies nativas que ainda não foi elucidada.

Em restauração florestal ativa por plantio de mudas ou semeadura direta, a inclusão de espécies de diferentes classes sucessionais é essencial para que a sucessão ocorra com sucesso, sem estagnar em algum momento (Rodrigues et al. 2009; Rodrigues et al. 2019; Vieira et al. 2009). O plantio de mudas pode usar duas ou três classes sucessionais de árvores, mas as espécies mais pioneiras são árvores com ciclos de vida de pelo menos 10 anos (Rodrigues et al. 2009). Recentemente, nos plantios de mudas tem sido empregada a semeadura de feijão guandu nas entrelinhas como adubação verde, com ciclo de 3 anos. A restauração por semeadura direta tem usado mais classes, com plantas que duram seis meses, de 2-4 anos, 5 a 10 anos, e depois as árvores tardias (Freitas et al. 2019; Vieira et al. 2020). A ideia é que o solo esteja sempre ocupado, mas com a expectativa de que as espécies de cada diferente ciclo-de-vida seneçam após um determinado período de tempo, permitindo a ocupação da próxima classe de plantas, dando andamento ao processo de sucessão (Vieira et al. 2009).

A semeadura direta é um método eficiente para a restauração florestal ativa em larga escala, evitando gastos com viveiros, transporte de mudas e menores custos com mão de obra para o plantio (Campos-Filho et al. 2013; Palma & Laurence 2015; Raupp et al. 2020). Este método pode ser implantado à lanço, linhas e em covas (Freitas et al. 2019; Vieira et al. 2020), com espaçamentos e densidades de sementes variáveis (Freitas et al. 2019; Meli et al. 2018). Na semeadura a lanço as sementes são distribuídas em toda a superfície do solo gradeado. Na semeadura em linhas as sementes são distribuídas linearmente e em sulcos espaçados 1 a 3 m. Em covas, as sementes são plantadas agrupadas e as covas são feitas em espaçamento de 1 a 3 m (Vieira et al. 2020). A semeadura à lanço é a mais simples e se espera uma cobertura mais homogênea de plantas, enquanto na semeadura em linhas e covas é possível aplicar capina e roçada nas entrelinhas para a remoção de espécies invasoras (Vieira et al. 2020).

Neste estudo, avaliamos o efeito de diferentes tipos de semeadura direta e composições de espécies de ciclo de vida menor que 10 anos, no sucesso de estabelecimento de espécies arbóreas de classes sucessionais tardias e na redução da cobertura de gramínea exótica ao longo de 3 anos. Em um desenho fatorial testamos (i) o tipo de semeadura: à lanço e em linha, e (ii) composição de espécies de ciclo curto: apenas adubos verdes (*Crotalaria spectabilis* Roth, *Canavalia ensiformis* (L.) DC., *Sesamum indicum* L.), e composição completa, adicionando mais nove espécies agrícolas. Árvores nativas de duas classes sucessionais (5-10 anos e >10 anos) foram semeados nos dois tipos de composição. Esperávamos (i) que a semeadura em lanço, por aumentar a densidade de sementes e pela distribuição mais homogênea, facilitaria o estabelecimento das espécies tardias e reduziria mais a cobertura do capim exótico e; por outro lado a semeadura em linha poderia ser positiva em relação a emergência pela maior precisão de profundidade das sementes, mas numa menor sobrevivência ao longo do tempo; (ii) esperávamos que a composição completa

resultasse em melhor estabelecimento das espécies mais tardias e menor cobertura do capim exótico do que a parcial, em função da maior diversidade de nichos ocupados pelo maior número de espécies semeadas; (iii) esperávamos que a cobertura de espécies das classes iniciais (1 ano e 2-4 anos) diminuíssem a intensidade do capim exótico e aumentassem o estabelecimento de classes sucessionais tardias (5-10 e >10 anos), por precocemente produzirem cobertura de copa sobre o solo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em três áreas experimentais pertencentes à Área de Preservação Permanente (APP) do reservatório da Usina Hidrelétrica Serra do Facão, que compreende uma faixa de 30 m de largura ao longo da maior cota de inundação do reservatório, totalizando 11.900 ha. O reservatório é uma barragem no rio São Marcos, bacia hidrográfica do Paraná, e inclui cinco municípios de Goiás (Catalão, Campo Alegre de Goiás, Cristalina, Davinópolis e Ipameri) e um em Minas Gerais (Paracatu). A área 1 (17°58'S/47°45'O) localiza-se no município de Catalão e fica 32,6 km distante das áreas 2 (17°42'S/47°39'O) e 3 (17°42'S/47°39'O) no município de Campo Alegre de Goiás, que se distanciam entre si em 1 km. O clima da região é o Cwb, mesotérmico com duas estações bem definidas, o inverno seco e o verão temperado (Alvares et al. 2013). A precipitação média anual é de 1.510 mm, com 93% das chuvas ocorrendo entre outubro e abril. A temperatura média varia de 19 °C em julho a 25 °C em dezembro (compilado de hidroweb.ana.gov.br). A vegetação da região é caracterizada por zona de contato Savana/Floresta Estacional, onde savanas e matas ocorrem em solos areníticos, florestas semidecíduas em solos basálticos e florestas decíduas em solos rasos graníticos (Brasil, 1981). Em função das características do solo, plantas e vegetação remanescentes próximas

as áreas experimentais e comunicação de fazendeiros locais, inferimos que as vegetações antes da conversão em pastagem seriam uma área de cerrado denso e duas áreas de matas secas semidecíduas. Essas áreas foram usadas como pastagens a mais de vinte anos, tinham cobertura vegetal formada somente por *Urochloa decumbens*, sem regenerantes e foram cercadas meses antes da sementeira.

Classes sucessionais e espécies estudadas

Dividimos as espécies em quatro classes sucessionais, considerando o período em que as espécies dominam a cobertura da vegetação (Figura 1). O tratamento com composição parcial teve três espécies na classe 1 ano e sete espécies na classe 2-4 anos, nas quais aumentamos a densidade de sementes pelo menor número de espécies semeadas (Tabela 1). O tratamento composição completa teve nove espécies na classe 1 ano e dez espécies na classe 2-4 anos, nas quais diminuimos a densidade de sementes pelo maior número de espécies semeadas (Tabela 1). A classe sucessional 5-10 anos teve sete espécies e a classe >10 anos teve 31 espécies; as duas classes foram semeadas com a mesma densidade em todos os tratamentos (Tabela 2).

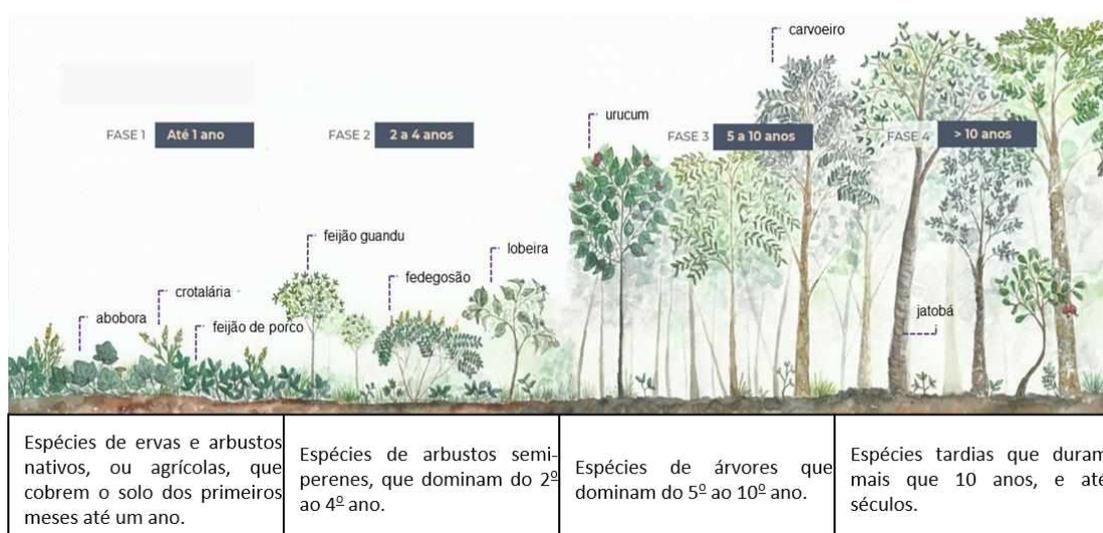


Figura 1. Modelo de sementeira direta para restauração de florestas tropicais, incluindo quatro classes sucessionais, que dominam a cobertura da vegetação em diferentes fases. Adaptado de Vieira et al. 2020.

Tabela 1. Densidade de sementeira à lanço e em linha (parcela com 288 m²) em três áreas de restauração com sementeira direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. Na classe sucessional 1 ano, nove espécies herbáceas e arbustivas nativas, agrícolas ou de adubação verde que são capazes de cobrir o solo nos primeiros meses e permanecer durante o primeiro ano após a sementeira. Na classe sucessional 2-4 anos, 10 arbustos semi-perenes e árvores que dominam o início do segundo ano até o fim do quarto ano. Tratamento composição parcial (Par), tratamento composição completa (Com). O nome popular na região e a vegetação de ocorrência foram descritos. Espécies agrícolas (A) são aquelas, nativas ou exóticas naturalizadas, usadas na agricultura, agroecologia e restauração ecológica. Entende-se como savânicas (S) as fitofisionomias que vão desde o campo sujo ao cerrado denso e, como florestais (F), o cerradão e as outras fitofisionomias florestais do bioma Cerrado; a fitofisionomia específica de ocorrência não foi descrita. Germinação em casa de vegetação (Germ. CV). Massa da semente (mg).

Família Espécies	Semeadura (sementes/m ²)				Nome popular	Tipo de vegetação	Germ. CV (%)	Massa semente (mg)	Lote
	Lanço		Linha						
	Par	Com	Par	Com					
Classe sucessional 1 ano									
Cucurbitaceae									
<i>Citrullus lanatus</i> (Thunb.) Matsum. & Nakai	–	0,08	–	0,08	Melancia	A	80,00	–	2017
<i>Cucumis anguria</i> L.	–	0,08	–	0,08	Maxixe	A	85,00	–	2017
<i>Cucumis sativus</i> L.	–	0,08	–	0,08	Pepino	A	75,00	–	2017
<i>Cucurbita maxima</i> Duchesne	–	0,08	–	0,08	Abóbora-menina	A	80,00	–	2017
Fabaceae									
<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC.	1,88	0,78	0,48	0,30	Feijão-de-Porco	A	87,00	1250	2017
<i>Crotalaria spectabilis</i> Roth	16	9,6	4,13	3,68	Crotalária	A	78,00	17	2017
<i>Lablab purpureus</i> (L.) Sweet	–	1	–	1	Lab-lab	A	84,00	213	2017
<i>Mucuna pruriens</i> (L.) DC.	–	0,6	–	0,6	Mucuna-preta	A	84,00	800	2017
Pedaliaceae									
<i>Sesamum indicum</i> L.	10	10	3,88	3,88	Gergelim	A	70,00	3	2017
Classe sucessional 2-4 anos									
Caricaceae									
<i>Carica papaya</i> L.	–	0,08	–	0,08	Mamão	A	60,00	–	2017
Euphorbiaceae									
<i>Ricinus communis</i> L.	–	0,90	–	0,78	Mamona	A	80,00	428	2017
Fabaceae									
<i>Mimosa pigra</i> L.	0,52	0,52	0,52	0,52	Unha-de-gato	S,F	34,00	17	2016
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	10	6,20	3,23	2,45	Fedegoso	S,F	76,00	42	2017
<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link ^a	0,59	0,59	0,59	0,59	Fedegoso	S	32,00	20	2016
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Millsp.	3,5	1,75	2,82	2,26	Feijão-guandu	A	84,00	120	2017
Passifloraceae									

<i>Passiflora edulis</i> Sims	–	0,08	–	0,08	Maracujá	A	70,00	–	2017
Solanaceae									
<i>Solanum lycocarpum</i> A. St.-Hil.	1,0	1,0	1,0	1,0	Lobeira	S,F	19,00	32	2017
<i>Solanum paniculatum</i> L.	10	10	10	10	Jurubeba	S,F	25,00	2	2017
Urticaceae									
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	3,02	3,02	3,02	3,02	Embaúba	F	98,00	1	2017
Total semeado	56,51	46,44	26,67	30,56					

a. Superação da dormência física. Imergindo em ácido sulfúrico (H₂SO₄) por 1h15min e lavando em água corrente depois.

Tabela 2. Densidade de semeadura à lanço e em linha (parcela com 288 m²) em três áreas de restauração com semeadura direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. Na classe sucessional 5-10 anos, 7 espécies de árvores que dominam do início do quinto até o décimo ano. Na classe sucessional >10 anos, 31 espécies arbóreas tardias que vivem mais de 10 anos. Tratamento composição parcial (Par), tratamento composição completa (Com). O nome popular na região e a vegetação de ocorrência foram descritos. Entende-se como savânicas (S) as fitofisionomias que vão desde o campo sujo ao cerrado denso e, como florestais (F), o cerradão as outras fitofisionomias florestais do bioma Cerrado; a fitofisionomia específica de ocorrência não foi descrita. Espécies agrícolas (A) são aquelas, nativas ou exóticas naturalizadas, usadas na agricultura, agroecologia e restauração ecológica. Germinação em casa de vegetação (Germ. CV). Massa da semente (mg).

Família Espécies	Semeadura (sementes/m ²)		Nome popular	Tipo de vegetação	Germ.CV (%)	Massa semente (mg)	Lote
	Lanço	Linha					
	Par	Com					
Classe sucessional 5-10 anos							
Bixaceae							
<i>Bixa orellana</i> L.	0,66	0,66	Urucum	F	52,00	22	2017
Fabaceae							
<i>Tachigali rubiginosa</i> (Mart. ex Tul.) Filho	0,17	0,17	Carvoeiro	S,F	30,00	72	2016
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton	1,03	1,03	Angico-monjolo	F	98,00	91	2017
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	2,40	2,40	Angico-jacaré	F	78,00	64	2017
Malvaceae							
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. ^c	9,51	9,51	Mutamba	F	61,00	6	2017
<i>Luehea paniculata</i> Mart.	5,00	5,00	Açoita-cavalo-do-campo	S,F	85,00	4	2017
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	3,03	3,03	Escova-de-macaco	F	16,00	6	2017
Classe sucessional >10 anos							
Anacardiaceae							
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	2,00	2,00	Gonçalo-Alves	S,F	63,00	30	2017
<i>Astronium urundeuva</i> Allemão	3,19	3,19	Aroeira	S,F	65,00	14	2017

Família Espécies	Semeadura (sementes/m ²)		Nome popular	Tipo de vegetação	Germ.CV (%)	Massa semente (mg)	Lote
	Lanço	Linha					
	Par	Com					
Apocynaceae							
<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	0,53	0,53	Guatambu-do-cerrado	S,F	71,00	1071	2017
Bignoniaceae							
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart. ^e	0,57	0,57	Ipê-verde	S,F	0,00	36	2016
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	0,26	0,26	Ipê-roxo	F	58,00	191	2017
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	2,83	2,83	Ipê-amarelo-do-cerrado	S,F	70,00	11	2017
<i>Jacaranda cuspidifolia</i> Mart.	0,29	0,29	Caroba-do-cerrado	F	72,00	39	2017
<i>Tabebuia aurea</i> (Manso) Benth. & Hook.f. ex S.Moore	0,30	0,30	Ipê-caraíba	S,F	83,00	214	2017
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	0,50	0,50	Bolsa-de-pastor	S	41,00	46	2017
Calophyllaceae							
<i>Kielmeyera speciosa</i> A. St.-Hil. ^g	0,29	0,29	Pau-santo	S,F	35,00	170	2016
Combretaceae							
<i>Terminalia argentea</i> Mart. ^a	0,72	0,72	Capitão-do-campo	S,F	15,50	482	2017
Fabaceae							
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	0,60	0,60	Angico	F	83,00	92	2017
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	0,39	0,39	Sucupira-preta	S,F	68,00	23	2017
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	0,41	0,41	Pau-d'óleo	S,F	58,00	533	2017
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. ^g	0,09	0,09	Caviúna	S,F	54,00	91	2016
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	0,99	0,99	Fava-de-arara	S,F	74,00	176	2017
<i>Dipteryx alata</i> Vogel ^a	0,50	0,50	Baru	S,F	94,00	22475	2017
<i>Enterolobium timbouva</i> Mart.	0,94	0,94	Tamboril	F	45,00	772	2017
<i>Hymenaea martiana</i> Hayne	0,20	0,20	Jatobá-da-mata	F	75,00	4594	2017

Família Espécies	Semeadura (sementes/m ²)		Nome popular	Tipo de vegetação	Germ.CV (%)	Massa semente (mg)	Lote
	Lanço	Linha					
	Par	Com					
Fabaceae							
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Hayne	0,07	0,07	Jatobá-do-cerrado	S,F	95,00	3438	2017
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms ^f	0,10	0,10	Tento	F	0,00	562	2017
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	0,74	0,74	Canafístula	F	66,00	51	2017
<i>Plathymenia reticulata</i> Benth. ^b	1,09	1,09	Vinhático	S,F	69,00	57	2017
<i>Stryphnodendron adstringens</i> (Mart.) Coville	0,15	0,15	Barbatimão	S,F	74,00	81	2017
Lythraceae							
<i>Lafoensia pacari</i> A. St.-Hil. ^g	0,37	0,37	Pacari	S,F	37,00	21	2016
Malpighiaceae							
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A.Juss.	0,28	0,28	Murici-macho	S,F	56,00	37	2017
Malvaceae							
<i>Eriotheca pubescens</i> (Mart. & Zucc.) Schott & Endl. ^g	0,10	0,10	Painera-do-cerrado	S,F	25,00	135	2016
<i>Pseudobombax tomentosum</i> (Mart. & Zucc.) A.Robyns	1,00	1,00	Imbiruçu	S,F	80,00	61	2017
<i>Sterculia striata</i> A. St.-Hil. & Naudin	0,06	0,06	Xixá	F	60,00	1468	2017
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	0,29	0,29	Cagaita	S,F	93,00	1338	2017
Sapindaceae							
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	0,65	0,65	Tingui	S,F	50,00	1806	2017
Total semeado	42,30	42,30					

- Massa do fruto. Espécie foi plantada sem extrair a semente do fruto.
- Massa da semente envolta pela ala do endocarpo. Espécie foi plantada envolta por essa estrutura.
- Superação da dormência física. Imergindo as sementes em água a 90°C fora do aquecimento por um minuto. sem remover a mucilagem.

- d. Superação da dormência física. Imergindo em ácido sulfúrico (H₂SO₄) por 1h15min. lavando em água corrente depois.
- e. Semente sem germinabilidade. Era um lote do ano anterior que perdeu totalmente o vigor germinativo comparado a germinação no ano de coleta que foi 68% em casa de vegetação.
- f. Semente sem germinabilidade. Testamos germinar com e sem quebrar a dormência em casa de vegetação e nenhuma semente germinou.
- g. Semente perdeu germinabilidade. Era um lote do no anterior e tinha perdido o vigor germinativo comparado a germinação no ano de coleta que foi 68% em casa de vegetação.
- h. Semente perdeu germinabilidade. Era um lote do ano anterior e tinha perdido o vigor germinativo comparado a germinação no ano de coleta que foi 70% em casa de vegetação.
- i. Semente perdeu germinabilidade. Era um lote do ano anterior e tinha perdido o vigor germinativo comparado a germinação no ano de coleta que foi 84% em casa de vegetação.
- j. Semente perdeu germinabilidade. Era um lote do ano anterior e tinha perdido o vigor germinativo comparado a germinação no ano de coleta que foi 85% em casa de vegetação.

As sementes de espécies agrícolas foram adquiridas nos estabelecimentos comerciais, BRseeds e IAC sementes (Instituto Agrônômico de Campinas). As espécies nativas foram escolhidas de acordo com seus ciclos de vida e estrato de ocupação e coletadas nas regiões de Catalão, Campo Alegre e Davinópolis, de agosto a novembro de 2017 (Figura 2ab). Foram feitos testes de germinação com e sem a quebra de dormência em casa de vegetação para verificar sua necessidade (Figura 2cd). Realizamos o teste de germinação em casa de vegetação para todas as espécies nativas (Tabelas 1 e 2; Figura 2ef;), visando testar a viabilidade de cada lote de sementes e para termos uma referência para a germinação no campo, após a semeadura. Utilizamos sementeiras, tubetes ou sacos plásticos, de acordo com o tipo e tamanho do propágulo. Para cada espécie, foram semeadas quatro repetições de 25 sementes. Utilizamos substrato contendo terra de subsolo, esterco e vermiculita.



Figura 2. Coleta dos propágulos manualmente e utilizando podão e lona plástica (a-b); Quebra de dormência de sementes de fedegoso e mutamba (c-d); Testes de germinação em casa de vegetação (e-f).

Delineamento e implantação do experimento em campo

As três áreas experimentais tiveram um bloco experimental cada. Os blocos tinham 60 × 24 metros. O bloco foi dividido em três partes onde foram implantados sementeira a lanço, em linha e controle, portanto, consideramos as áreas como as repetições. As parcelas com sementeira foram subdivididas em duas: (i) com composição parcial de espécies de ciclo curto (*Crotalaria spectabilis*, *Canavalia ensiformis*, *Sesamum indicum*) e (ii) com composição completa de espécies de ciclo curto, adicionando mais espécies agrícolas. As parcelas controle foram preparadas, mas não foram semeadas. No total foram cinco parcelas de 12 × 24 metros por bloco (lanço parcial, LanPar; lanço completa, LanCom; linha parcial, LinPar; linha completa, LinCom; e controle, con Figura 3).

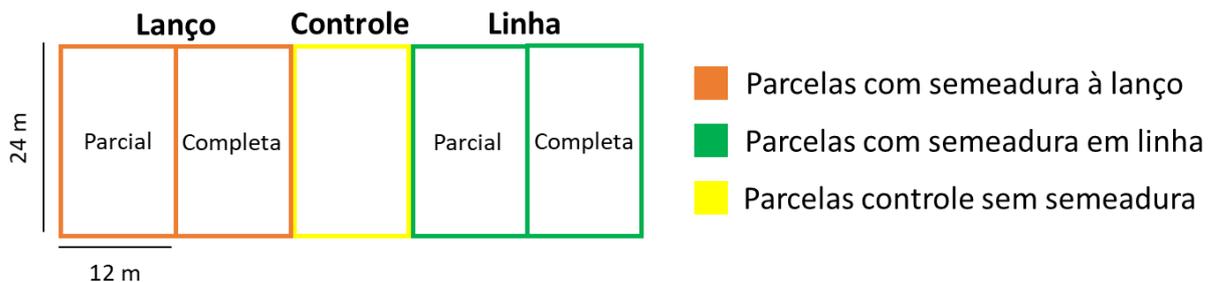


Figura 3. Modelo de desenho experimental da alocação das 5 parcelas de 12 × 24 m em campo (duas à lanço – parcial e completa. duas de linha – parcial e completa; e um controle) em três áreas de restauração com sementeira direta em região de contato Savana/Floresta Estacional.

Antes da sementeira, as áreas foram cercadas e gradeadas duas vezes na estação seca e duas vezes após o início da estação chuvosa, para remoção de gramíneas exóticas (Figura 4a). Este manejo foi importante para eliminar os capins invasores, mas não seu banco de sementes. A sementeira foi realizada em sete dias entre o final de novembro e início de dezembro de 2017. As espécies foram agrupadas de acordo com seu tamanho e peso para serem semeadas conjuntamente (Figura 4b). Para melhorar a dispersão das sementes pequenas, o volume do material semeado foi aumentado com 80% de areia para cada 20% de sementes em ambos os tratamentos. No tratamento a lanço, as sementes foram distribuídas manualmente em área total

e cobertas com uma passada superficial de grade niveladora fechada, incorporando as sementes a aproximadamente 1 - 3 cm de profundidade (Figura 4c). No tratamento de semeadura em linha, foram abertos 31 sulcos com enxada, com espaçamento de 0,8 m entre as linhas, onde as sementes foram distribuídas manualmente e cobertas por uma fina camada de solo de aproximadamente 1 - 2 cm (Figura 4d). Nos tratamentos com composição completa, as sementes de algumas espécies agrícolas adicionais (presentes somente nesse tratamento - melancia, maxixe, pepino, abóbora-menina, mamão e maracujá) foram semeadas todas juntas em covas, espaçadas $3 \times 4,8$ m, forma agroecológica mais eficaz de estabelecer essas espécies. Nenhum tipo de manejo foi realizado em nenhum tratamento após a semeadura.

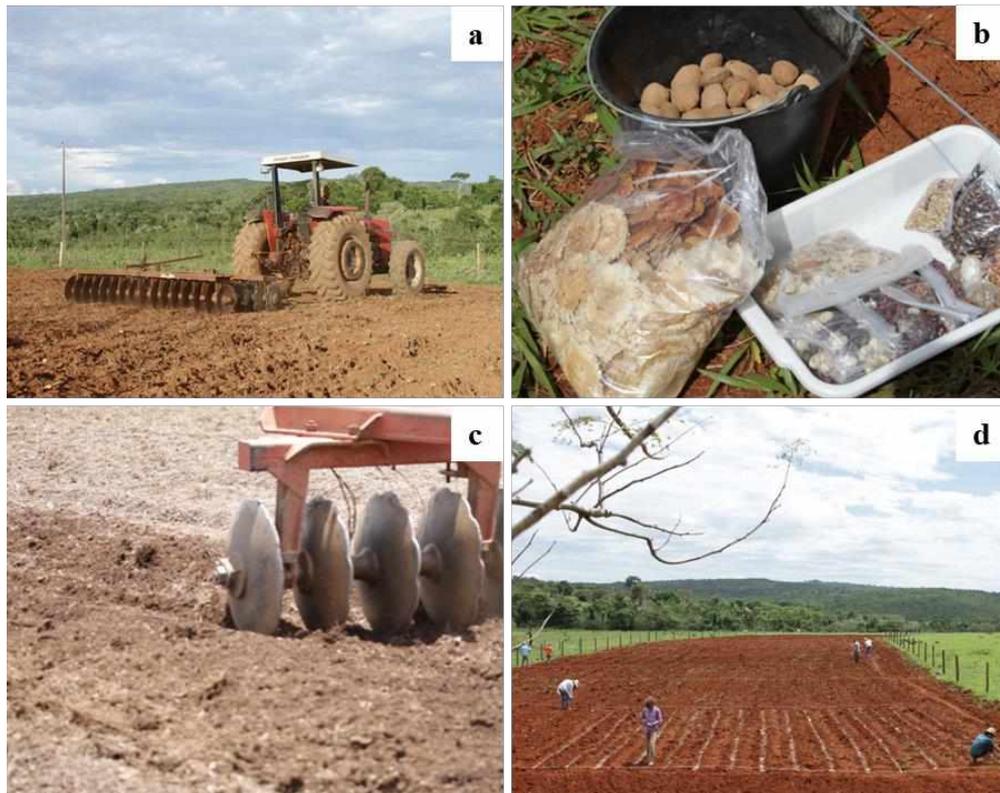


Figura 4. Preparação para a semeadura em três áreas de restauração com semeadura direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. Áreas cercadas e gradeadas duas vezes na estação seca e duas vezes após o início da estação chuvosa para remoção de gramíneas exóticas (a); Sementes agrupadas de acordo com o tamanho e peso (b); Sementes distribuídas à lanço manual e grade niveladora leve totalmente fechada e passada lentamente para incorporar as sementes nos primeiros 1 a 3 cm do solo (c); Sementes sendo distribuídas na semeadura em linha (d).

Amostragem de cobertura da vegetação

Para a amostragem, foram excluídos dois metros de borda das parcelas, resultando em uma parcela de amostragem de 8×20 m, no centro da parcela de semeadura. A cobertura da vegetação foi avaliada aos 3, 6, 9, 12 e 36 meses após a semeadura. Para a amostragem de cobertura utilizamos o método de intersecção em pontos em linhas (Coulloudon et al. 1999; Jonasson 1988). Nas coordenadas do 3º e 6º metro do menor lado de cada parcela, foram estabelecidas linhas paralelas de 20 m no maior comprimento de cada parcela. Nestas linhas, a cada 0,5 m um ponto de cobertura foi tomado, totalizando 80 pontos de cobertura por parcela. A cada ponto uma vareta (1 cm de espessura x 200 cm de comprimento) era disposta verticalmente e foram anotadas as espécies que a tocavam. Num mesmo ponto mais de uma espécie de planta poderia tocar a vareta, incorporando a estratificação vertical da cobertura vegetal, e resultando eventualmente em coberturas totais maiores que 100%, assim como ocorre para o índice de área foliar.

Posteriormente, a cobertura da vegetação foi dividida em categorias ecológicas: espécies semeadas, divididas ainda em classes sucessionais; ervas e arbustos que crescem espontaneamente em áreas agrícolas; e gramíneas invasoras, representadas por espécies de capim africano perene com comportamento invasor e dominante, introduzidas para formação de pastagens no Brasil.

Amostragem de estabelecimento de plântulas

Estabelecemos duas parcelas de $20 \times 0,5$ m ao longo das duas linhas de amostragem de cobertura. Identificamos e contamos todas as espécies semeadas aos 6, 12 e 36 meses, exceto as plantas da classe 1 ano e algumas na classe 2-4 anos, consideradas apenas na medida de cobertura. Aos 36 meses duplicamos a área das parcelas (duas parcelas de 20×1 m), totalizando 40 m^2 , para garantir boa amostragem, devido ao possível raleamento natural entre 12 e 36

meses. Com estes dados calculamos a % de estabelecimento (número de plântulas/número de sementes semeadas * 100).

Análises estatísticas

A cobertura de ervas e arbustos espontâneos, gramíneas exóticas, espécies semeadas, número de espécies estabelecidas por parcela e densidade de plântulas/m² foram testadas em função do tratamento e tempo com Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM, com distribuição de probabilidade Poisson), adicionando o bloco como fator aleatório. Os tratamentos controles não entraram na análise para as três últimas variáveis, uma vez que as parcelas não foram semeadas. Para as três variáveis de cobertura foram usados o número bruto de toques por parcela. Para o número de espécies estabelecidas por parcela (288 m²) e densidade de plântulas/m² foi usada a contagem de espécies e plântulas por parcela de somente das árvores nativas.

Para a porcentagem de estabelecimento foi utilizado GLMM com distribuição binomial. Os dados de estabelecimento foram dispostos numa matriz proporcional binomial de sucesso e fracasso. Somente para as espécies *C. langsdorffii*, *H. impetiginosus*, *S. paniculatum*, *T. aurea* e *T. rubiginosa* foi usado GLMM com distribuição binomial negativa. A distribuição binomial negativa corrige o excesso de zeros (overdispersion) que modelos mais flexíveis não conseguiram ajustar adequadamente. Para as espécies *B. virgilioides* e *S. adstringens* os modelos binomiais negativos não convergiram pois o estabelecimento foi muito baixo e não fizemos a análises, só descrevemos os resultados. O teste de contraste a posteriori Dunnet (GLM) foi usado para comparações par a par de cada tratamento para todas as análises, tendo como base o nível de significância $p \leq 0,05$ para rejeitar a hipótese nula. Para avaliar a relação entre a densidade de plântulas/m² das classes 5-10 anos e >10 anos aos 36 meses em função da cobertura de gramíneas exóticas (12 meses), da classe sucessional 1 ano (3 meses) e da classe 2-4 anos (12 meses) usamos Modelos Lineares Mistos (LMM), adicionando o bloco como fator

aleatório. A cobertura da variável preditora sempre foi utilizada em seu ápice, em período anterior ao da variável resposta, pois naturalmente é esperado um efeito atrasado no tempo das classes sucessionais e gramíneas exóticas. Todas as análises foram feitas no programa R Core Team (2021).

RESULTADOS

Mudanças temporais na cobertura

A cobertura do solo foi muito dinâmica nos três primeiros anos após a semeadura. Logo nos primeiros três meses após a semeadura houve um rápido recobrimento da classe sucessional 1 ano, e a manutenção da cobertura com a troca de dominância das classes sucessionais seguintes, pela 2-4 anos e 5-10 anos (Figura 5; Anexo 1 - Figura S1). No tratamento controle houve rápida colonização de ervas de arbustos espontâneos e a recolonização de gramíneas exóticas, especialmente *Urochloa decumbens* (Figura 5).

Para a classe sucessional 1 ano, aos três meses após a semeadura, os tratamentos com maiores coberturas foram LanPar \geq LanCom \geq LinCom, chegando a atingir quase 100% de cobertura no tratamento LanPar 89% (mediana). Aos seis meses a cobertura da classe sucessional 1 ano declinou a 25% e aos 9 meses para 12% em todos os tratamentos, pelo fim do ciclo das espécies. Aos 12 meses os tratamentos LanPar e LinPar retomaram um pouco a cobertura pelo retorno da estação chuvosa, recrescimento e nova germinação de *C. ensiformis* e *C. spectabilis*. Aos 36 meses não foram amostradas plantas da classe sucessional 1 ano (Figura 5a; Anexo 1 - Tabela S1). Para a classe sucessional 2-4 anos, a cobertura alcançou de 15 a 40% aos três meses e chegou ao seu pico aos 12 meses, quando LanPar tinha 95% de cobertura \geq LinPar 75% \geq LanCom 62% \geq LinCom 41% (Figura 5b; Anexo 1 - Tabela S1). Para a classe sucessional 5-10 anos, a cobertura foi inferior a 10% ao longo do primeiro ano e alcançou aos 36 meses no tratamento LanCom 38% \geq LanPar 30% \geq LinPar 15% $>$ LinCom 5% (Figura 5c;

Tabela S1 – estatística). Para a classe sucessional >10 anos, a cobertura foi muito baixa ao longo da amostragem, pois as plantas ainda estavam muito pequenas (Figura 5d; Anexo 1 - Tabela S1). A cobertura de ervas e arbustos espontâneos cobriu acima de 80% aos 3 meses e declinou nas demais amostragens (Figura 5e; Anexo 1 - Tabela S1). As gramíneas exóticas reinfestaram todos os tratamentos entre 46 e 57% nos três primeiros meses e tiveram entre 65% e 90% de cobertura aos 36 meses. Apenas o tratamento LanPar teve menor cobertura de gramíneas exóticas do que o Cont; 10% menor aos 6 meses e 21% aos 36 meses (Figura 5f; Anexo 1 - Tabela S1; veja também a trajetória de cada espécie por tratamento no Anexo 1 - Figura S2 a S5).

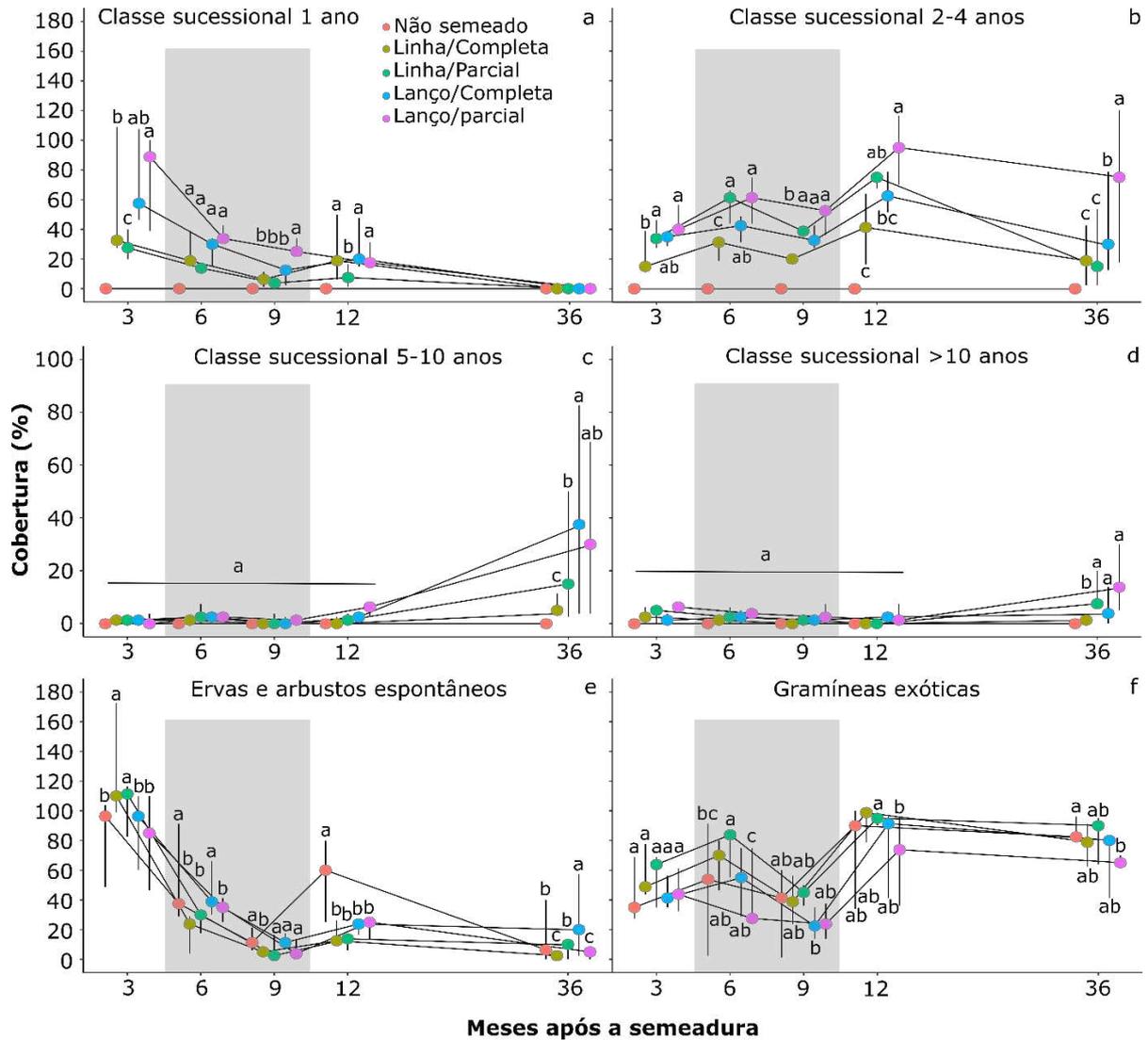


Figura 5. Mudanças na cobertura da vegetação do 6º ao 36º mês após a semeadura nos diferentes tratamentos, em três áreas de restauração com semeadura direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. Cobertura das classes sucessionais 1 ano, 2-4 anos, 5-10 anos e >10 anos (a-d); ervas e arbustos espontâneos e gramíneas exóticas (e-f). Letras diferentes dentro de cada tempo de amostragem indicam diferenças entre os tratamentos com base em contrastes a posteriori $p \leq 0,05$. Pontos são medianas e barras mínimo e máximo. Meses de seca representados pela barra cinza no tempo em que amostramos.

Estabelecimento e densidade de plântulas das espécies arbóreas

Para a classe sucessional 2-4 anos, o tratamento LanPar teve o maior estabelecimento (12%), e diferiu estatisticamente apenas do LinCom (3%) aos 6 meses. Aos 12 meses, LanPar (14%) foi maior que os tratamentos de semeadura em linha (LinPar = 6,9% e LinCom = 3,4%). Aos 36 meses todos os tratamentos diminuíram a porcentagem de estabelecimento pela metade e não se diferenciaram (Tabela 3; Anexo 1 - Tabela S1). Para a classe sucessional 5-10 anos, os tratamentos não diferiram aos 6 meses e aos 12 meses, variando de 9 a 12% de estabelecimento (Tabela 3; Anexo 1 - Tabela S1). Aos 36 meses, com a mortalidade diferenciada de plântulas entre os tratamentos, o tratamento LanPar (11%) foi maior que LinCom (3%; Tabela 3; Anexo 1 - Tabela S1). Para a classe sucessional >10 anos, a porcentagem de estabelecimento alcançou de 9 a 17% em média, sem diferir significativamente entre os tratamentos aos 6 e 12 meses. Aos 36 meses, houve redução de até cinco vezes na porcentagem de estabelecimento devido à mortalidade de plântulas, resultando em diferenças de até três vezes a porcentagem de estabelecimento, sendo LanPar (9%) e LanCom (5%) maiores que LinPar e LinCom (3%; Tabela 3; Anexo 1 - Tabela S1).

Tabela 3. Porcentagem de estabelecimento de plântulas por tratamento (número de plântulas amostradas por parcela/número de sementes semeadas por parcela x 100) do 6º ao 36º mês após a semeadura nos diferentes tratamentos, em três áreas de restauração com semeadura direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. Letras diferentes dentro de cada tempo indicam diferenças entre os tratamentos com base em contrastes a posteriori $p \leq 0,05$.

Tempo Classe sucessional	Tratamentos			
	Lanço Parcial	Lanço Completo	Linha Parcial	Linha Completo
Após 6 meses				
2-4 anos	12,2±2,7 ^a	9,0±2,9 ^a	6,1±3,0 ^{ab}	3,4±3,1 ^b
5-10 anos	9,9±4,0 ^a	11,0±3,4 ^a	12,4±3,5 ^a	10,6±3,2 ^a
>10 anos	12,4±3,8 ^a	9,4±4,7 ^a	16,4±2,3 ^a	16,0±9,3 ^a
Após 12 meses				
2-4 anos	14,0±4,8 ^a	10,1±4,6 ^{ab}	6,9±3,0 ^{bc}	3,0±2,2 ^c
5-10 anos	11,9±4,8 ^a	11,6±4,3 ^a	12,3±1,7 ^a	9,3±3,4 ^a
>10 anos	15,5±7,8 ^a	13,7± 9,5 ^a	16,8±3,8 ^a	12,4±8,0 ^a
Após 36 meses				
2-4 anos	6,7±2,9 ^a	4,6±3,4 ^a	3,7±3,5 ^a	3,2±3,2 ^a
5-10 anos	10,7±7,0 ^a	6,9±2,2 ^{ab}	5,2±1,4 ^{ab}	2,6±2,1 ^b
>10 anos	9,3±5,4 ^a	4,5±1,6 ^{ab}	3,3±1,0 ^b	3,1±2,3 ^b

A densidade de plântulas das classes sucessionais 5-10 anos e >10 anos diminuiu de 50 a 80% entre o primeiro e o terceiro ano, exceto para o tratamento LanPar, que se manteve estável (Figura 6ab; Anexo 1 - Tabela S1). O número de espécies por parcela não se diferenciou entre os tratamentos e foi encontrada uma média de 15 espécies/288 m², de 43 plantadas (Figura 6c; Anexo 1 - Tabela S1). Quando utilizamos a riqueza estimada o número de espécies aumentou para 26, de 43 plantadas (Figura 6d).

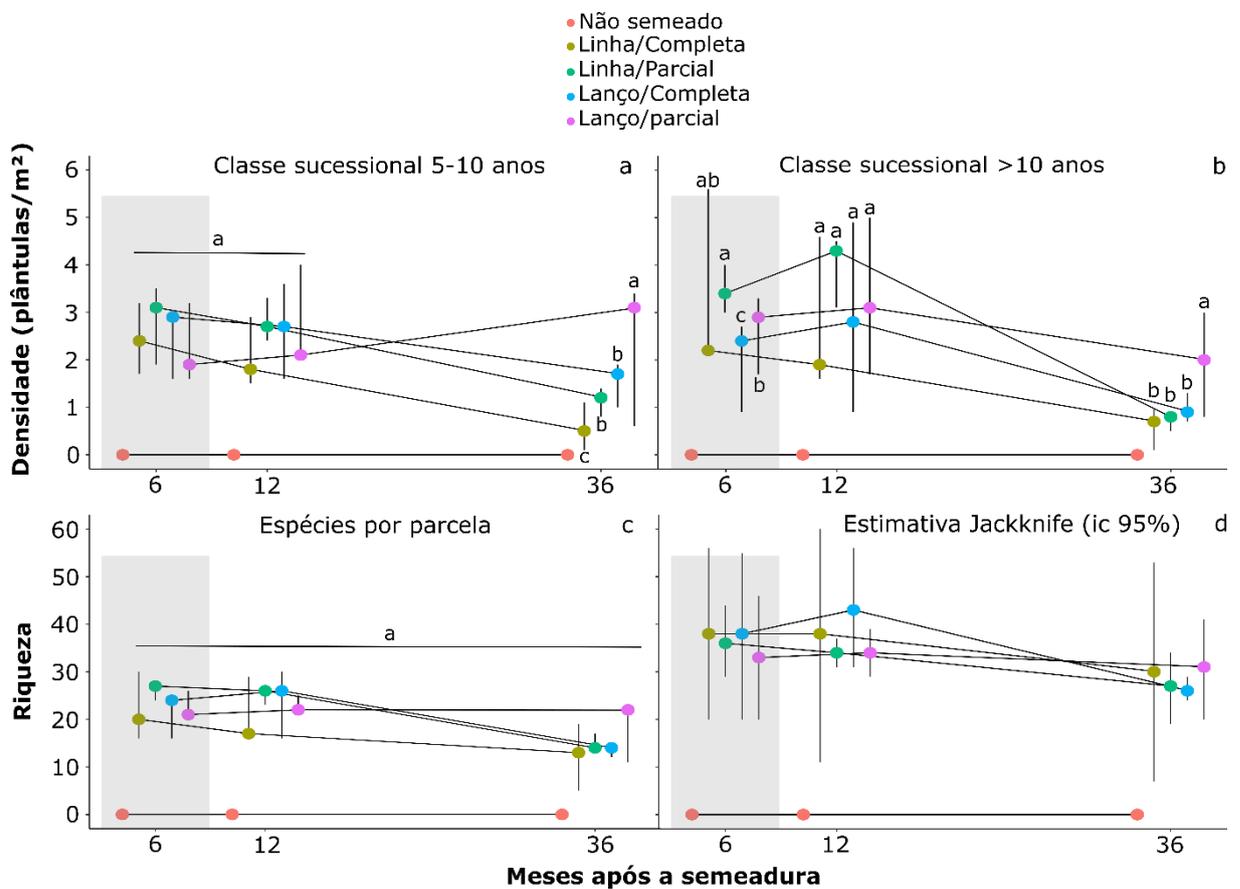


Figura 6. Mudanças na densidade de plântulas/m² e no número de espécies do 6^o ao 36^o mês após a semeadura nos diferentes tratamentos, em três áreas de restauração com semeadura direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. Densidade das classes sucessionais 5-10 anos e >10 anos (a-b); número de espécies por parcela (c); e estimativa Jackknife (d). Letras diferentes dentro de cada tempo de amostragem indicam diferenças entre os tratamentos com base em contrastes a posteriori $p \leq 0,05$. Pontos são medianas e barras mínimo e máximo. Meses de seca representados pela barra cinza no tempo em que amostramos.

Houve grande variação entre espécies e nas suas respostas aos tratamentos e tempos. Sete das 43 espécies arbóreas nativas semeadas (arbóreas 2-4 anos, 5-10 e >10), não se estabeleceram ao longo do estudo. Aos 36 meses, das 30 espécies que se estabeleceram, 15 germinaram e se estabeleceram em todos os tratamentos e as 15 restantes tiveram estabelecimento baixo ou ausência em mais que um dos tratamentos (Anexo 1 - Tabela S2 e S3).

Aos 36 meses, algumas espécies tiveram relativamente alta porcentagem de estabelecimento. Da classe sucessional 2-4 anos, *S. alata* teve em média 17%. Da classe sucessional 5-10 anos, *S. polyphylla* teve 73% entre os tratamentos de LanPar, LanCom e LinPar e foi menor para LinCom (33%). *P. gonoachanta* teve 20% de estabelecimento em LanPar. Para a classe sucessional > 10 anos, 4 espécies tiveram estabelecimento maior que 30%, 3 maior que 20% e 3 maior que 10% (Anexo 1 - Tabela S2 e S3).

Relações entre a densidade e a cobertura vegetal

As espécies das classes sucessionais 1 ano ($r^2=0,23$ $p=0,12$) e 2-4 anos ($r^2=0,01$, $p=0,75$) não preveniram a gramínea exótica. Encontramos uma relação negativa entre a densidade de plântulas/m² das classes 5-10 anos e >10 anos e a porcentagem de cobertura de gramínea exótica (Figura 7ab). Por outro lado, encontramos uma relação positiva entre a densidade plântulas das classes 5-10 anos e >10 anos com a porcentagem de cobertura das classes sucessionais 1 ano e 2-4 anos (Figura 7cdef). Sempre consideramos que a cobertura do preditor deve ser observada no período anterior às plântulas-alvo (Figura 7).

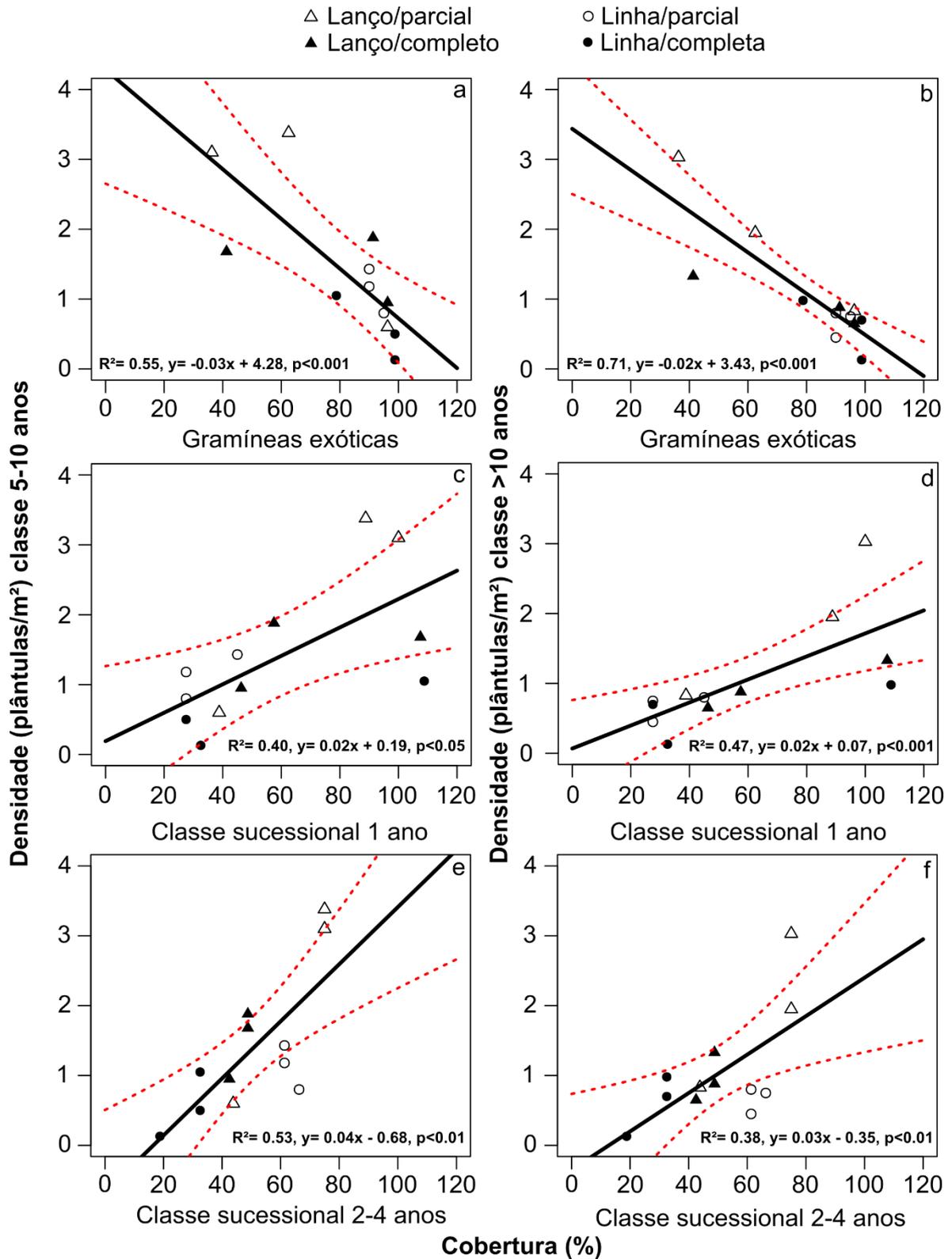


Figura 7. Densidade de plântulas/m² das classes 5-10 anos e >10 anos aos 36 meses em função da cobertura (%) em três áreas de restauração com semeadura direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. Testamos o auge de cada cobertura: gramíneas exóticas aos 12 meses (a-b); a cobertura da classe sucessional 1 ano aos 3 meses (c-d); e da classe 2-4 anos aos 12 meses (e-f).

DISCUSSÃO

A semeadura direta de diferentes classes sucessionais promoveu cobertura do solo constante em todos os tratamentos e com rápida mudança de espécies, chegando aos 36 meses com cobertura de 35% da classe 2-4 anos, 22% da classe 5-10 anos e 7% da classe >10 anos. A densidade de plântulas de árvores >10 anos aos 36 meses foi de 1,0/m², de 42,3 sementes/m² semeadas. Estes resultados ocorreram sem qualquer tipo de manutenção pós plantio. O tratamento a lanço com composição parcial teve as maiores coberturas de espécies plantadas em cada classe, as menores coberturas de gramíneas exóticas, e maior sobrevivência de plântulas de classes sucessionais 5-10 anos e >10 anos entre os 12 e os 36 meses. Com a cobertura de árvores da classe 5-10 anos alcançando 30% e uma densidade da classe >10 anos de 20.000 plântulas/ha no melhor tratamento aos 36 meses, com uma porcentagem de estabelecimento de 10% aos três anos, consideramos que a restauração está sendo bem sucedida sem manutenção química ou mecânica.

Gramíneas exóticas voltaram a cobrir o solo em todos os tratamentos, mas dividiram a cobertura com as espécies semeadas. A cobertura do solo nas áreas semeadas foi maior quando comparada as áreas que foram somente gradeadas (controle), pois houve ocupação vertical do espaço. Espécies das classes sucessionais 2-4 anos e 5-10 anos estavam acima do capim aos 12 e 36 meses, afetando negativamente seu desempenho. Nesse modelo de restauração florestal, a capina pode ser considerada uma atividade de salvamento, não uma atividade obrigatória, reduzindo custos, tempo de intervenção e dispensando ou reduzindo o uso de herbicidas na implantação e manutenção, características recomendáveis para a restauração florestal (Raupp et al. 2020; Kettenring & Adams 2011; Weidlich et al. 2020).

A dinâmica de cobertura da vegetação funcionou conforme o método de semeadura com quatro classes preconiza (Vieira et al. 2020). As plantas da classe 1 ano cobriram de 33 a 89% do solo logo aos três meses, depois foram substituídas pela classe 2-4 anos, que cobriam de 41

a 95% aos 12 meses. Aos 36 meses a classe 1 ano já não participou da cobertura e a cobertura da classe 2-4 anos diminuiu para 15 a 75%. As plantas da classe 5-10 anos alcançaram de 5 a 38% aos 36 meses, e as plantas da classe >10 anos tiveram baixa cobertura (1 a 16%), mas as plântulas estavam em alta densidade. Portanto, a ideia de sucessão das espécies de ciclos iniciais ocorreu com sucesso nessa fase do processo de restauração. O uso de espécies de adubação verde foi recentemente incorporado ao modelo de restauração sucessional, que incluía espécies arbóreas de cobertura (similar à classe 5-10 anos) e de diversidade (similar à classe >10 anos) (Rodrigues et al. 2009), para cobrir as entrelinhas de plantio. O modelo e as composições de espécies usados aqui (ver também Vieira et al. 2020) tem sido usado com sucesso para a restauração florestal por semeadura direta no sul da Amazônia, embora as quatro classes não tenham sido definidas (Campos-Filho et al. 2013; Freitas et al. 2019; Rodrigues et al. 2019). Sistemas agroflorestais sucessionais incorporam muitas classes sucessionais, entre outras características, com a premissa que no início da sucessão, a cobertura permanente do solo e a rápida mudança de espécies que dominam a vegetação promovem uma sucessão ecológica de qualidade (Hart 1980; Michon et al. 2007; Vieira et al. 2009).

Esperávamos que a composição completa resultasse em melhor estabelecimento das espécies mais tardias e menor cobertura do capim exótico do que a parcial, em função da maior diversidade de nichos ocupados pelo maior número de espécies semeadas, mas isso não ocorreu. Ao diminuir as densidades de *C. ensiformis* e *C. cajan*, houve menor cobertura nos tratamentos de composição completa, pois essas espécies possuem melhor estabelecimento comparadas a *M. pruriens* e *L. purpureus*. Além disso, *M. pruriens* e *L. purpureus* são trepadeiras, e derrubaram algumas plantas da classe 2-4 anos, como *C. cajan* e *S. alata*, afetando também plântulas das classes sucessionais finais, que ainda estavam pequenas e foram abafadas. Portanto, não recomendamos o uso dessas duas espécies, a menos que as utilize antes da semeadura e as remova antes que ocorra a semeadura das espécies nativas. No entanto, as outras

espécies dos tratamentos de composição completa, melancia, pepino, maxixe e abóbora, se estabeleceram e cresceram bem durante os primeiros meses, e podem ser inseridas da composição de espécies para a semeadura. O sucesso das classes sucessionais 1 ano e 2-4 anos no tratamento lançamento composição parcial, ocorreu pela maior densidade de sementes plantadas e cobertura mais homogênea das plantas, onde elas cresceram acima da gramínea exótica e reduziram sua intensidade e competitividade. Porém, nos tratamentos de semeadura em linha, mesmo tendo as maiores porcentagens de estabelecimento nas primeiras amostragens, a gramínea exótica possuía touceiras densas que cresceram nos espaços das entrelinhas ao longo do tempo, reduzindo o desenvolvimento das classes sucessionais mais tardias. Conseqüentemente, encontramos uma relação negativa entre a cobertura de gramínea exótica e a densidade de plântulas arbóreas.

A maior cobertura das classes sucessionais iniciais resultou em melhor cobertura e densidade de plântulas das classes finais. Essas plantas melhoram as características químicas, físicas e a biologia dos solos, facilitando o enraizamento e acesso aos recursos para as próximas espécies da sucessão (Balandier et al. 2009; Espíndola et al. 1997), além de criarem microclima mais ameno, promovendo um ambiente mais favorável para a emergência e estabelecimento das espécies de árvores nativas (Freitag et al. 2018; Rodrigues et al. 2019). Também podem resultar no incremento de altura e tamanho da área de copa das plantas de interesse (Gondim et al. 2020). Contrastando a outros estudos, onde plantas de cobertura não afetaram o estabelecimento de espécies nativas quando semeadas simultaneamente, pelo fato dessas espécies não se estabelecerem a tempo de formar dossel e cobrir as espécies nativas, logo nos primeiros meses após a semeadura (De Souza et al. 2020; Silva et al. 2015). Assim como encontrado aqui, outros estudos que utilizaram a semeadura direta relatam que a grande variação de estabelecimento entre as espécies de árvores pode ser atribuída a vários fatores que são importantes para o sucesso do método e devem ser levados em consideração antes de aplicá-

lo. Tais fatores incluem a viabilidade e tempo de armazenamento das sementes, traços funcionais das espécies semeadas, a densidade de sementes, diferentes níveis de preparo do solo, época de semeadura, dessecação e predação de sementes, competição com gramíneas exóticas, dentre outros (Campos-Filho et al. 2013; Doust et al. 2006; Doust et al. 2008; Engel & Parrota 2001; Lima et al. 2008; Meli et al. 2018).

No entanto, houve espécies com alto sucesso de estabelecimento e de cobertura em cada classe sucessional semeada, e se as priorizarmos a restauração será mais eficiente. Na classe sucessional 1 ano, espécies como, *C. spectabilis*, *C. ensiformis* *S. indicum*, e na classe 2-4 anos, espécies como, *S. alata*, *C. cajan* foram fundamentais. Todas essas espécies das classes iniciais são fáceis de serem adquiridas, pois possuem sementes com alta disponibilidade e com baixo custo. Houve ervas e arbustos espontâneos recrutados do banco de sementes do solo após o preparo do solo que remove o capim exótico, assim como ocorre em outras áreas de restauração (Ferreira & Vieira 2017; Finegan 1996; Guariguata 2000). Espécies como *I. aristolochiaefolia*, *B. palustres*, *A. tenella*, dentre outras, tiveram cobertura de até 70% (Anexo 1 - S2 a S5). Esse grupo de plantas cresce espontaneamente em áreas degradadas ou perturbadas, formado por espécies exóticas e nativas, mas, por serem efêmeras, permitem a sucessão de espécies.

Na classe sucessional 5-10 anos as espécies *S. polyphylla*, *P. gonoacantha* e *G. ulmifolia* tiveram alto estabelecimento e tiveram até 70% de cobertura aos 36 meses (Anexo 1 - Figuras S2 a S5). Na classe sucessional >10 anos, várias espécies se estabeleceram, com maior porcentagem de estabelecimento de espécies com maior tamanho da semente, tais como, *D. alata*, *H. stigonocarpa*, *H. martiana*, *A. macrocarpon*, *S. striata*, *M. pubecens*, como descrito em outros estudos (Camargo et al. 2002; Silva & Vieira 2017). Porém, uma vez que sementes pequenas são semeadas em maior densidade, elas podem atingir elevada densidade de plântulas, como foi o caso de *A. urundeuva*, *P. tomentosum*, *L. paniculata*, e *H. ochraceus*. Portanto, a

escolha de espécies com melhor relação custo-benefício na semeadura direta em cada classe sucessional torna o método mais eficiente (Doust et al. 2008; Raupp et al. 2020).

Este estudo mostra que a semeadura direta utilizando quatro classes sucessionais, com espécies de diferentes ciclos e estratos de ocupação, foram eficazes para a sucessão inicial, favorecendo o estabelecimento de espécies nativas e competindo com a cobertura da gramínea exótica. No entanto, são necessários mais estudos elucidando relações de facilitação e competição entre as composições de espécies de cada classe, além das densidades mais adequadas para semeadura. Por exemplo, observamos que *S. alata* e *C. cajan* formavam manchas muito adensadas de indivíduos. O espaçamento na semeadura em linhas também poderia ser expandido de 0,8 para 1,0 ou 1,5 m, o que possibilitaria intervenções de manejo semi-mecanizado, se necessário (Vieira et al. 2020). Neste caso, as linhas trariam a vantagem de permitir manutenção manual ou semi-mecanizada em relação ao plantio em área total. A restauração sem finalidade produtiva se beneficia de modelos de restauração que dispensem ou reduzam a manutenção, que deve ser utilizada como parte de um sistema integrado que envolve preparo da terra, composição de espécies e grupos sucessionais e manutenção, todos visando uma dinâmica sucessional de sucesso.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Balandier, P., Frochot, H., & Sourisseau, A. (2009). Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: microclimate and resource availability induced by vegetation composition. *Forest ecology and management*, 257, 1716-1724. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.01.032>.
- Beltrame, T. P., & Rodrigues, E. (2008). Comparação de diferentes densidades de feijão guandu (*Cajanus cajan* (L.) Millsp.) na restauração florestal de uma área de reserva legal no Pontal do Paranapanema, SP. *Scientia florestalis*, 36, 317-327.
- Brancalion, P. H., Campoe, O., Mendes, J. C. T., Noel, C., Moreira, G. G., van Melis, J., ... & Guillemot, J. (2019). Intensive silviculture enhances biomass accumulation and tree diversity recovery in tropical forest restoration. *Ecological Applications*, 29, e01847. <https://doi.org/10.1002/eap.1847>.
- Brancalion, P. H., Meli, P., Tymus, J. R., Lenti, F. E., Benini, R. M., Silva, A. P. M., ... & Holl, K. D. (2019). What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biological Conservation*, 240, 108274. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108274>.
- Brancalion, P. H., Schweizer, D., Gaudare, U., Mangueira, J. R., Lamonato, F., Farah, F. T., ... & Rodrigues, R. R. (2016). Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. *Biotropica*, 48, 856-867. <https://doi.org/10.1111/btp.12383>.
- Camargo, J. L. C., Ferraz, I. D. K., & Imakawa, A. M. (2002). Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. *Restoration ecology*, 10, 636-644. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01044.x>.
- Campos-Filho, E. M., Da Costa, J. N., De Sousa, O. L., & Junqueira, R. G. (2013). Mechanized direct-seeding of native forests in Xingu, Central Brazil. *Journal of sustainable forestry*, 32, 702-727. <https://doi.org/10.1080/10549811.2013.817341>.
- César, R. G., Brancalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Oliveira, A. M. D. S., & Alves, M. C. (2013). Does croton (Crotalaria breviflora) or pumpkin (Cucurbita moschata) inter-row cultivation in restoration plantings control invasive grasses?. *Scientia Agricola*, 70, 268-273. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000400008>.
- Coulloudon, B., Eshelman, K., Gianola, J., Habich, N., Hughes, L., Johnson, C., ... & Willoughby, J. (1999). Sampling vegetation attributes: interagency technical reference. Bureau of Land Management, Washington, DC, USA.

- D'Antonio, C. M., August-Schmidt, E., & Fernandez-Going, B. (2016). Invasive species and restoration challenges. In *Foundations of restoration ecology* (pp. 216-244). Island Press, Washington, DC.
- D'antonio, C. A. R. L. A., & Meyerson, L. A. (2002). Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration: a synthesis. *Restoration ecology*, 10, 703-713. <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x>.
- De Souza, D. C., Engel, V. L., & de Mattos, E. C. (2021). Direct seeding to restore tropical seasonal forests: effects of green manure and hydrogel amendment on tree species performances and weed infestation. *Restoration Ecology*, 29, e13277. [10.1111/rec.13277](https://doi.org/10.1111/rec.13277).
- Doust, S. J., Erskine, P. D., & Lamb, D. (2006). Direct seeding to restore rainforest species: microsite effects on the early establishment and growth of rainforest tree seedlings on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management*, 234, 333-343. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.07.014>.
- Doust, S. J., Erskine, P. D., & Lamb, D. (2008). Restoring rainforest species by direct seeding: tree seedling establishment and growth performance on degraded land in the wet tropics of Australia. *Forest Ecology and Management*, 256, 1178-1188. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.06.019>.
- Engel, V. L., & Parrotta, J. A. (2001). An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central Sao Paulo state, Brazil. *Forest Ecology and Management*, 152, 169-181. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00600-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00600-9).
- Espíndola, J. A. A., Guerra, J. G., & de Almeida, D. L. (1997). Adubação verde: estratégia para uma agricultura sustentável. *Embrapa Agrobiologia-Documents (INFOTECA-E)*.
- Ferreira, M. C., & Vieira, D. L. M. (2017). Topsoil for restoration: Resprouting of root fragments and germination of pioneers trigger tropical dry forest regeneration. *Ecological engineering*, 103, 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.006>.
- Finegan, B. (1996). Pattern and process in neotropical secondary rain forests: the first 100 years of succession. *Trends in ecology & evolution*, 11, 119-124. [https://doi.org/10.1016/0169-5347\(96\)81090-1](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)81090-1).
- Freitag, R., Bonini, I., da Silva, N. M., & Vecchiato, A. B. (2018). Técnicas nucleadoras e adubação verde em unidades demonstrativas de restauração ecológica. *Revista de Ciências Agrárias*, 41, 56-71. <https://doi.org/10.19084/RCA17076>.
- Freitas, M. G., Rodrigues, S. B., Campos-Filho, E. M., do Carmo, G. H. P., da Veiga, J. M., Junqueira, R. G. P., & Vieira, D. L. M. (2019). Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. *Forest ecology and management*, 438, 224-232. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.024>.
- Gondim, E. X., dos Santos Ferreira, B. H., Reis, L. K., Guerra, A., Abrahao, M., Ajalla, A. C., ... & Garcia, L. C. (2020). Growth, flowering and fruiting of *Campomanesia*

adamantium (Cambess) O. Berg intercropped with green manure species in Agroforestry Systems. *Agroforestry Systems*, 1-13.

- Guariguata, M. R. (2000). Seed and seedling ecology of tree species in neotropical secondary forests: management implications. *Ecological Applications*, 10, 145-154. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0145:SASEOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0145:SASEOT]2.0.CO;2).
- Hart, R. D. (1980). A natural ecosystem analog approach to the design of a successional crop system for tropical forest environments. *Biotropica*, 12, 73-82. <https://doi.org/10.2307/2388159>.
- Jonasson, S. (1988). Evaluation of the point intercept method for the estimation of plant biomass. *Oikos*, 101-106. <https://doi.org/10.2307/3565988>.
- Kettenring, K. M., & Adams, C. R. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments: a systematic review and meta-analysis. *Journal of applied ecology*, 48, 970-979. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01979.x>.
- Lima, V. V. F. D., Vieira, D. L. M., Sevilha, A. C., & Salomão, A. N. (2008). 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*, 8, 89-97. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032008000300008>.
- Meli, P., Isernhagen, I., Brancalion, P. H., Isernhagen, E. C., Behling, M., & Rodrigues, R. R. (2018). Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology*, 26, 212-219. <https://doi.org/10.1111/rec.12567>.
- Miccolis, A., Peneireiro, F. M., Vieira, D. L. M., Marques, H. R., & Hoffmann, M. R. M. (2019). Restoration through agroforestry: options for reconciling livelihoods with conservation in the Cerrado and Caatinga biomes in Brazil. *Experimental Agriculture*, 55, 208-225. <https://doi.org/10.1017/S0014479717000138>.
- Michon, G., De Foresta, H., Levang, P., & Verdeaux, F. (2007). Domestic forests: a new paradigm for integrating local communities' forestry into tropical forest science. *Ecology and Society*, 12(2). <https://doi.org/10.5751/ES-02058-120201>.
- Palma, A. C., & Laurance, S. G. (2015). A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go?. *Applied Vegetation Science*, 18, 561-568. <https://doi.org/10.1111/avsc.12173>.
- Pilon, N. A. L., Buisson, E., & Durigan, G. (2018). Restoring Brazilian savanna ground layer vegetation by topsoil and hay transfer. *Restoration Ecology*, 26, 73-81. <https://doi.org/10.1111/rec.12534>.
- Radambrasil. (1983). Projeto Radambrasil, Levantamento de Recursos Naturais, Vol. 31 Folha SD.22 Goiás. Rio de Janeiro.
- Raupp, P. P., Ferreira, M. C., Alves, M., Campos-Filho, E. M., Sartorelli, P. A. R., Consolaro, H. N., & Vieira, D. L. M. (2020). Direct seeding reduces the costs of tree planting for

forest and savanna restoration. *Ecological Engineering*, 148, 105788. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105788>.

- Rodrigues, R. R., Lima, R. A., Gandolfi, S., & Nave, A. G. (2009). On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological conservation*, 142, 1242-1251. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.12.008>.
- Rodrigues, S. B., Freitas, M. G., Campos-Filho, E. M., do Carmo, G. H. P., da Veiga, J. M., Junqueira, R. G. P., & Vieira, D. L. M. (2019). Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. *Forest Ecology and Management*, 451, 117559. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117559>.
- Schuster, M. J., Wragg, P. D., & Reich, P. B. (2018). Using revegetation to suppress invasive plants in grasslands and forests. *Journal of Applied Ecology*, 55, 2362-2373. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13195>.
- Silva, R. R., Oliveira, D. R., da Rocha, G. P., & Vieira, D. L. (2015). Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. *Restoration Ecology*, 23, 393-401. <https://doi.org/10.1111/rec.12213>.
- Silva, R. R., & Vieira, D. L. (2017). Direct seeding of 16 Brazilian savanna trees: responses to seed burial, mulching and an invasive grass. *Applied Vegetation Science*, 20, 410-421. <https://doi.org/10.1111/avsc.12305>.
- Sobanski, N., & Marques, M. C. (2014). Effects of soil characteristics and exotic grass cover on the forest restoration of the Atlantic Forest region. *Journal for Nature Conservation*, 22, 217-222. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2014.01.001>.
- Team, R. C. (2021). R: A language and environment for statistical computing. <https://www.R-project.org/>.
- Vieira, D. L., Holl, K. D., & Peneireiro, F. M. (2009). Agro-successional restoration as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Restoration ecology*, 17, 451-459. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2009.00570.x>.
- Vieira, D. L. M., Campos-Filho, E. M., Ferreira, M. C., Miranda E., Rocha, G. B., Alves, M., Sampaio, A., & Antoniazzi, L. (2020). Guia de sementeira direta para restauração de florestas e cerrados (1a ed.). São Paulo, Agroicone Ltda. 52p.
- Weidlich, E. W., Flórido, F. G., Sorrini, T. B., & Brancalion, P. H. (2020). Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology*, 57, 1806-1817. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13656>.

CAPÍTULO 2: Respostas de comunidades de formigas e interações animal-plantas após diferentes métodos de revegetação nativa

RESUMO

Tradicionalmente, a prática da restauração ecológica tem focado o seu monitoramento no desempenho e recuperação da vegetação. No entanto, sabe-se que a diversidade animal e interações animal-plantas também podem fornecer resultados indicadores sobre as mudanças estruturais e de processos ecológicos. Realizamos o estudo em áreas de pastagens de braquiária, em uma zona de contato Savana/Florestal Estacional. Comparamos a diversidade de formigas e as taxas de remoção de sementes e herbivoria entre áreas com pastagem, e áreas em restauração utilizando método de plantio de mudas e ou semeadura direta. Para a coleta de formigas um levantamento utilizamos o método de armadilhas-de-queda (tipo *pitfall*). Instalamos armadilhas ao longo de transectos lineares estabelecidos em cada área. Para determinação da taxa de remoção de sementes selecionamos, nove espécies de plantas que diferiram em relação a família e a forma de atratividade dos diásporos. Para as taxas de herbivoria selecionamos para o monitoramento 4 espécies de plantas comuns entre as áreas com os dois tipos de restauração. Observamos nas áreas de semeadura uma maior riqueza total de formigas (43 espécies de 23 gêneros), seguindo pelas áreas de pastagem (32 espécies de 19 gêneros) e áreas de plantio de mudas (27 espécies de 14 gêneros). As frequências de ocorrência dos diferentes gêneros ao longo das áreas amostradas também diferiram. Essas diferenças que observamos na riqueza e na abundância relativa se refletiu na similaridade em termos de composição. A remoção de sementes também foi maior nas áreas de semeadura, seguidas pelas áreas de muda e pastagem. No geral, as taxas de herbivoria foram baixas e não houve efeito das áreas, mais sim entre as espécies. Nossos resultados indicam que a maior complexidade estrutural da vegetação alcançada pelo método de semeadura direta, em comparação com o método de plantio de mudas, pode recuperar mais rapidamente a comunidade de formigas. Podendo modificar as redes de interações planta-animal, com resultados favoráveis para a estrutura e composição da vegetação em recuperação ao longo da sucessão.

Palavra-chave: Semeadura direta, Plantio de mudas, Mirmecofauna, Estrutura vegetacional, Remoção de sementes, Herbivoria

ABSTRACT

Traditionally, the practice of ecological restoration has focused its monitoring on the performance and recovery of vegetation. However, it is known that animal diversity and animal-plant interactions can also provide indicative results about structural changes and ecological processes. We carried out the study in areas of *Brachiaria* pasture, in a contact zone Savana/Forestry Seasonal. We compared ant diversity and seed and herbivory removal rates between areas with pasture and areas under restoration using seedling planting method and/or sowing. For the collection of ants in a survey we used the drop-trap method (pitfall type). We install traps along linear transects established in each area. To determine the seed removal rate, we selected nine plant species that differed in relation to the family and the form of attractiveness of the diaspores. For herbivory rates, we selected for monitoring 4 plant species common between the areas with both types of restoration. We observed in sowing areas a greater total richness of ants (43 species from 23 genus), followed by pasture areas (32 species from 19 genus) and seedling planting areas (27 species from 14 genus). The frequencies of occurrence of the different genres along the sampled areas also differed. These differences that we observed in richness and relative abundance were reflected in the similarity in terms of composition. Seed removal was also greater in sowing areas, followed by seedling and pasture areas. In general, herbivory rates were low and there was no area effect, but rather between species. Our results indicate that the greater structural complexity of the vegetation achieved by the direct seeding method, compared to the seedling planting method, can more quickly recover the ant community. It can modify the networks of plant-animal interactions, with favorable results for the structure and composition of vegetation in recovery along the succession.

Keywords: Direct Seeding, Seedling planting, Myrmecofauna, Vegetation structure, Seed removal, Herbivory

INTRODUÇÃO

Diversos indicadores ecológicos são de extrema importância e devem ser levados em consideração em áreas em processo de restauração (Gatica-Saavedra et al. 2017). Estes devem ser capazes de detectar alterações no ambiente, ser compreendidos e analisados, mostrando tendências e alterações que ocorrem nos ecossistemas (Londe et al. 2020). Tradicionalmente, a prática da restauração ecológica tem focado o seu monitoramento no desempenho e recuperação da vegetação para determinar o seu sucesso, por esta moldar os padrões de estrutura física e produtividade dos ecossistemas (Lomov 2009; Young et al. 2000). Porém, sabe-se que a fauna pode conduzir a trajetória de desenvolvimento da estrutura e composição das comunidades durante a revegetação, podem fornecer resultados indicadores sobre as mudanças estruturais e de processos ecológicos (Catterall 2018). Apesar da importância da fauna, a revisão sobre restauração no Brasil demonstra que poucos estudos abordam a questão da recolonização da fauna, sendo, portanto, uma lacuna do conhecimento da ecologia da restauração (Guerra et al. 2020). Dessa forma, aliar informações de parâmetros de estrutura vegetal com de interações ecológicas em locais em processo de restauração, podem ser fundamentais para prever se as condições estão sendo devidamente recuperadas a condição de pré-degradação (Doust 2011; Lomov 2009).

Espera-se que a medida em que a sucessão avança em um local, ocorram mudanças estruturais na vegetação, como o aumento da densidade de plantas e alteração na composição de espécies (Guariguata et al. 2001). A influência da diversidade de plantas sobre outros organismos pode estar relacionada a outros fatores como, produção de biomassa, heterogeneidade do hábitat, oferta de recursos e melhores condições para forrageamento (Abdala-Roberts et al. 2015; Ribas et al. 2003). Esses fatores têm fortes efeitos sobre a comunidade de animais, aumentando gradualmente a diversidade ao longo da sucessão (Borer et al. 2012; Neves et al. 2014). Dessa forma, a diversidade de plantas tende a afetar os processos

ecológicos relacionados a outros níveis tróficos, formando redes de interações, como dispersão de sementes, herbivoria e polinização (Catterall 2018; Ebeling et al. 2020; Scherber et al. 2010). Estudos levando em consideração essas interações podem ser importantes em áreas em fases iniciais de restauração.

Com a reestruturação da comunidade animal, processos ecológicos tendem a ressurgir e se intensificar. A remoção de sementes é um processo ecológico importante para avaliar a recuperação de ecossistemas funcionais e pode afetar a composição de espécies vegetais que se estabelecem nos locais perturbados e em restauração (Queiroz et al. 2021; Ssekuubwa et al. 2018). Entre os insetos, os principais agentes de remoção são as formigas e estas podendo atuar como predadores ou dispersores (Vander Wall et al. 2005). A remoção de sementes varia entre diferentes espécies, sendo influenciada tanto por fatores morfológicos das sementes quanto por características morfológicas e comportamentais das formigas (Ness et al. 2004). Geralmente elas são atraídas pelas porções nutritivas ou arilos presentes nas sementes (Pizo & Oliveira 2000). Quando encontradas, a remoção das sementes dependerá do seu peso e da capacidade de transporte das formigas (Hughes & Westoby 1992; Vaz-Ferreira et al. 2011). Em escala global, as formigas são os animais mais estudados entre os invertebrados terrestres bioindicadores da restauração (Borges et al. 2021; Casimiro et al. 2019). Sua utilização como modelo foi bem-sucedida em áreas de estresse ambiental e perturbação em uma variedade de ambientes tropicais (Hoffmann & Andersen 2003). Além disso, podem desempenhar papéis importantes na recuperação de sistemas degradados, potencializando a recolonização de espécies de plantas após mover as sementes em direção aos seus ninhos (Grimbacher & Hughes 2002). Estudos sobre remoção de sementes são frequentes em ambientes naturais e existem lacunas em áreas em processo inicial de restauração, visando a comparação de metodologias mais apropriada para o retorno desse processo ecológico.

A herbivoria é outro processo importante que pode influenciar na estrutura de vegetação e afetar diretamente o processo de restauração (Massad et al. 2011). Em florestas e ecossistemas de pastagens são encontrados diversos resultados, variando de uma diminuição com o aumento da diversidade de plantas, a nenhum efeito ou até mesmo levando a um aumento (Loranger et al. 2014). A herbivoria também pode ser incluída entre os principais fatores que afetam o crescimento e sobrevivência de mudas (Meyer et al. 2011; Sweeney & Czapka 2004). Além disso, os herbívoros podem ser seletivos e atacarem com maior frequência algumas espécies, afetando suas densidades (Massad 2012). Quantidades de nutrientes presentes nas folhas, dureza, conteúdo de água e presença de compostos secundários também são fatores que determinam quais mudas podem sofrer herbivoria (Howard 1987; Massad et al. 2011). Sabendo disso, critérios de escolha de espécies devem ser levados em consideração no planejamento de projetos de restauração, visando a possível redução dos efeitos negativos da herbivoria (Massad 2012). Estudos levando em consideração diferentes composições de espécies escolhidas para restauração são necessários para avaliar o efeito dos consumidores em áreas em processo inicial de restauração.

A trajetória de desenvolvimento da vegetação de um local e a recuperação da fauna são fortemente influenciados pelo método de restauração (Kanowski et al. 2005). Portanto, estimular a regeneração de áreas degradadas manipulando e induzindo maior complexidade de habitats pode ser importante (Wunderle 1997). Partindo disso, métodos ativos de restauração como o plantio de mudas e a semeadura possuem algumas diferenças, como por exemplo o maior número de classes sucessionais inseridas na semeadura, a diversidade de espécies e as densidades de plantas alcançadas por unidade de área ao longo do tempo. A maior estrutura vegetacional gerada utilizando método de semeadura poderia ser importante para aumentar o sucesso da restauração florestal, desencadeando e favorecendo a reestruturação da comunidade.

Além disso, a grande maioria dos estudos de bioindicadores de invertebrados terrestres é focada no efeito do plantio de mudas (46,8%) vs. semeadura direta (18,2%; Borges et al. 2021).

Neste estudo, avaliamos os efeitos de dois diferentes métodos de revegetação nativa (plantio de mudas e semeadura direta) sobre a reestruturação da comunidade de animal e dinâmica de processos ecológicos importantes para a recuperação da vegetação após três anos. Mais precisamente, comparamos a diversidade de formigas (bioindicadores) e as taxas de remoção de sementes e herbivoria entre áreas com pastagem (controle) e áreas em restauração utilizando método de plantio de mudas e ou semeadura direta. Levando em consideração que as áreas de semeadura são mais diversas e estruturalmente mais complexas, esperávamos (i) maior diversidade de formigas e (ii) taxas remoção de sementes nas áreas de semeadura comparadas a pastagem e plantio de mudas; e (iii) menores taxas de herbivoria nas áreas de semeadura, onde existiria um efeito de diluição do consumo entre espécies devido a maior diversidade e densidade da vegetação (Barbosa et al. 2009, Jactel & Brockerhoff (2007).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado em três áreas experimentais pertencentes à Área de Preservação Permanente (APP) do reservatório da Usina Hidrelétrica Serra do Facão, que compreende uma faixa de 30 m de largura ao longo da maior cota de inundação do reservatório, totalizando 11.900 ha. O reservatório é uma barragem no rio São Marcos, bacia hidrográfica do Paraná, e inclui cinco municípios de Goiás (Catalão, Campo Alegre de Goiás, Cristalina, Davinópolis e Ipameri) e um em Minas Gerais (Paracatu). O clima da região é o Cwb, mesotérmico com duas estações bem definidas, o inverno seco e o verão temperado (Alvares et al. 2013). A precipitação média anual é de 1.510 mm, com 93% das chuvas ocorrendo entre outubro e abril. A temperatura média varia de 19 °C em julho a 25 °C em dezembro (compilado de

hidroweb.ana.gov.br). A vegetação da região é caracterizada por zona de contato Savana/Floresta Estacional, onde savanas e matas ocorrem em solos areníticos, florestas semidecíduas em solos basálticos e florestas decíduas em solos rasos graníticos (Brasil 1981).

Devido à grande área a ser recomposta em torno do reservatório, existem áreas com pastagens que não foram plantadas. Essas áreas são usadas como pastagens a mais de vinte anos, possuindo cobertura vegetal formada somente por *Urochloa decumbens*, sem regenerantes e o acesso do gado é frequente (Figura 1a). Contudo, desde a criação do reservatório, a faixa de APP da usina têm sido revegetada por plantio de mudas. Antes do plantio, as áreas foram cercadas e abertas covas para receberem as mudas. As mudas foram plantadas em quincôncio, com espaçamento 3×2 metros e intercalando linhas de espécies pioneiras, secundárias e tardias. Nesses plantios podem ser encontradas até 20 espécies. Anualmente, essas áreas recebem manejo como adubação das mudas e retirada de gramínea exótica por roçagem. No entanto, essas plantas se estabelecem facilmente, já que as mudas não fecham dossel por serem plantadas distantes umas das outras (Figura 1b).

Em outras áreas, foram estabelecidos três blocos experimentais de 60×24 metros, onde ao invés de plantio de mudas, foi realizado restauração por sementeira direta. A área 1 ($17^{\circ}58'S/47^{\circ}45'O$) localiza-se no município de Catalão e que fica 32,6 km distante das áreas 2 ($17^{\circ}42'S/47^{\circ}39'O$) e 3 ($17^{\circ}42'S/47^{\circ}39'O$) no município de Campo Alegre de Goiás, que se distanciam entre si em 1 km. Antes da sementeira, as áreas foram cercadas e gradeadas duas vezes na estação seca e duas vezes após o início da estação chuvosa, para remoção de gramíneas exóticas. Nessas áreas foram semeadas 57 espécies diretamente no solo, com diferentes tipos de sementeira: parcelas semeadas à lanço e em linhas, e parcelas controle, sem sementeira. Foram utilizadas diferentes composições de espécies de quatro classes sucessionais: adubos verdes e agrícolas, arbustos e árvores de 2-4 anos, árvores com ciclo de 5-10 anos e >10 anos. Não houve manejo durante o estudo e as gramíneas exóticas puderam se reestabelecer

livremente, o que ocorreu com menor vigor comparado ao observado nas áreas pastagem ou com plantio de mudas. Com o uso de alta densidade de sementes e diferentes classes sucessionais, a estruturação da vegetação ocorreu mais rapidamente e em diferentes estratos do que nas áreas de muda, desde a cobertura inicial do solo até o fechamento parcial de dossel pelo desenvolvimento da capoeira (Figura 1c).



Figura 1. Diferenças estruturais da vegetação entre as áreas de pastagem (a), plantio de mudas (b) e sementeira direta (c) em áreas de preservação permanente que margeiam o Reservatório da Usina hidrelétrica Serra do Facão, bacia do rio São Marcos, Goiás.

Coleta de formigas

Para avaliar o efeito das duas diferentes estratégias de recomposição da vegetação sobre a fauna de insetos (plantio de mudas *vs.* sementeira), foi realizado um levantamento de formigas utilizando-se o método de armadilhas-de-queda (tipo *pitfall*). As armadilhas foram instaladas ao longo de transectos lineares estabelecidos em cada bloco experimental de sementeira. Outros três transectos foram instalados em áreas de plantio de mudas adjacentes as áreas experimentais e outros três em áreas de pastagem próximas, totalizando assim 9 transectos. Em cada transecto, foram instaladas 10 armadilhas, distantes aproximadamente 10 m uma da outra. Cada armadilha consistiu em recipientes plásticos de 150 ml, contendo 1/3 de mistura de água e detergente neutro. As armadilhas foram removidas após 48 horas da instalação e o levantamento foi realizado em fevereiro de 2020. As formigas coletadas foram separadas até o menor nível taxonômico possível (espécie) e identificadas com ajuda de especialistas e através de

comparações com a coleção mirmecológica do Laboratório de Ecologia de Insetos Sociais da Universidade Federal de Uberlândia.

Remoção de sementes

Para determinação da taxa de remoção de sementes foram selecionadas nove espécies de plantas que diferiram em relação a família e a forma de atratividade dos seus diásporos (frutos e sementes; Tabela 1). O monitoramento foi realizado em fevereiro de 2020. Utilizamos sementes secas, que foram beneficiadas e retirada dos seus frutos (Figura 1abc); sementes revestidas por arilo, que possuem excrescência em sua superfície de variadas tamanhos e cores (Figura 2def); e por fim, usamos sementes de frutos carnosos, apresentando pericarpo suculento onde consideramos o fruto inteiro como unidade de dispersão (Figura 2ghi). Em cada área, foi estabelecido um gride para o teste de remoção de três espécies simultaneamente. O gride consistiu em três transectos paralelos separados por 3 m, cada qual com 10 estações de remoção de sementes (placas plásticas transparentes) separadas por 10 m de distância. Em cada estação foram expostos 10 diásporos por espécie, totalizando 2.700 sementes por área. Após 48 horas, foi contabilizado o total de diásporos removidos de cada estação.

Tabela 1. Espécies utilizadas no experimento de remoção de diásporos em áreas de pastagem, plantio de mudas e semeadura direta em áreas de preservação permanente que margeiam o Reservatório da Usina hidrelétrica Serra do Facão.

Família	Espécie	Tipo do diásporo
Anacardeaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	semente seca
Araliaceae	<i>Schefflera macrocarpa</i> (C. & S.) Frodin	semente com polpa / fruto
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	semente com arilo
Fabaceae	<i>Enterolobium timbouva</i> (Mart.) J.F.Macbr.	semente seca
Fabaceae	<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	semente seca
Malpighiaceae	<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	semente com polpa / fruto

Sapindaceae	<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	semente com arilo
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	semente com arilo
Solanaceae	<i>Solanum paniculatum</i> L.	semente com polpa / fruto

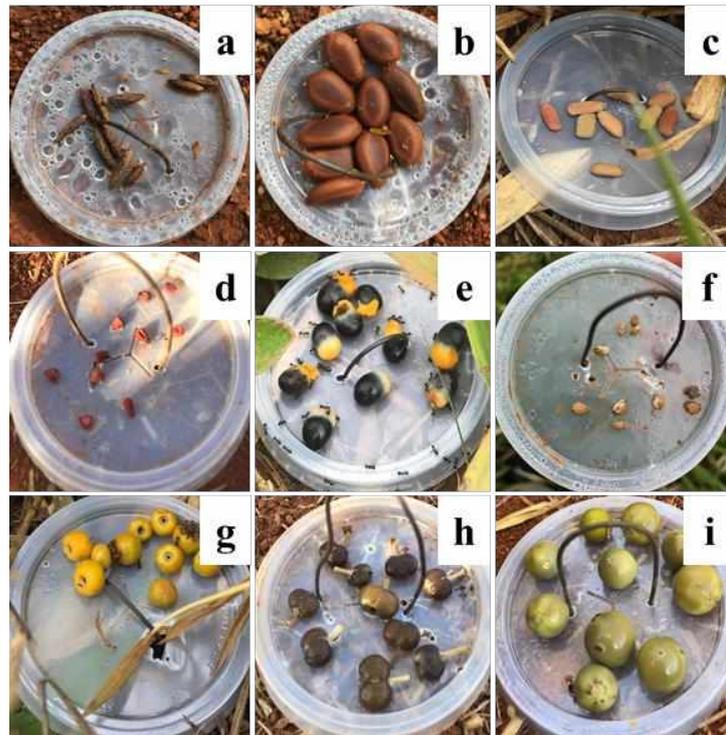


Figura 2. Diásporos dispostos nas estações em campo em áreas de pastagem, plantio de mudas e sementeira direta em áreas de preservação permanente que margeiam o reservatório da Usina Hidrelétrica Serra do Facão. Espécies: *Astronium fraxinifolium* (a); *Enterolobium timbouva* (b); *Tachigali vulgaris* (c); *Bixa orellana* (d); *Matayba guianensis* (e); *Siparuna guianensis* (f); *Byrsonima intermedia* (g); *Schefflera macrocarpa* (h); *Solanum paniculatum* (i).

Herbivoria

O monitoramento da taxa de herbivoria foi realizado nas mesmas áreas de plantio de mudas e nas áreas experimentais de sementeira, sendo que devido à ausência de mudas o monitoramento não pôde ser realizado nas áreas de pastagem. Seleccionamos para o monitoramento espécies de plantas comuns entre as áreas com os dois tipos de restauração. As espécies escolhidas foram *Astronium fraxinifolium* e *Astronium urundeuva* (Anacardiaceae), *Hymenaea martiana* (Fabaceae) e *Guazuma ulmifolia* (Malvaceae). Em cada área, marcamos

oito indivíduos de cada espécie, totalizando 128 plantas. Entre outubro e novembro de 2019, foram marcamos 4 a 6 folhas jovens por planta, totalizando 728 folhas. Essas folhas foram marcadas ainda em estágio de botão foliar (pré expansão) e sem qualquer dano aparente. Após 60 dias, as folhas foram recolhidas e sua imagem digitalizada em laboratório. As imagens foram analisadas no programa ImageJ para a determinação da área foliar total e área foliar consumida por herbívoros e taxa de herbivoria por planta consistiu na média do dano por folha.

Análises estatísticas

Para a avaliar se existe diferenças entre as áreas no número de espécies de formigas capturadas por armadilha utilizamos uma Análise de Variância (ANOVA). Os dados foram log-transformados para o uso de estatísticas paramétricas. Para comparações par-a-par foi utilizado o posteriori teste Tukey. Para comparação da riqueza total entre as áreas foram construídas curvas de rarefação (Gotelli & Colwell 2001). Para avaliar a similaridade na composição de formigas entre as áreas utilizamos um Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS). O NMDS é recomendado por ser um bom método de ordenação para a ecologia de comunidades e visa representar a posição original da comunidade no espaço multidimensional com a maior precisão possível. Para testar se a composição de espécies diferiu entre as áreas realizamos uma análise de similaridade multivariada (ANOSIM). Para as análises das taxas de remoção de sementes e herbivoria utilizamos modelos lineares generalizados de efeitos mistos (GLMM) com distribuição binomial negativa. A distribuição binomial negativa corrige o excesso de zeros (*overdispersion*) que modelos mais flexíveis não conseguem ajustar adequadamente. Em ambos os modelos, o número de sementes removidas por estação e a área foliar removida foram consideradas como variáveis resposta e as áreas e espécies como variáveis explicativas. Contraste a posteriori Dunnett foi usado para comparações par-a-par entre as áreas.

RESULTADOS

Fauna de formigas

No total, foram coletadas 2682 formigas de 58 espécies e 29 gêneros. Myrmicinae foi a subfamília que apresentou maior riqueza, com 29 espécies de formigas, seguida por Dolichoderinae, com 12 espécies e Formicinae com 6 espécies (Anexo 2 - Tabela S1). Os gêneros mais diversos foram *Pheidole* (13 espécies), seguido por *Camponotus* e *Tapinoma* (4), *Crematogaster*, *Dorymyrmex*, *Ectatoma* e *Pseudomirmex* (3).

O número de espécies de formigas registradas por armadilha foi maior nas áreas de semeadura direta, comparado as áreas de pastagem e plantio de mudas, respectivamente ($F_{2,80} = 11,42$ e $P < 0,001$; Figura 3). Conseqüentemente, nas áreas de semeadura direta foi observada uma maior riqueza total de formigas, com um registro de 43 espécies de 23 gêneros, seguindo pelas áreas de pastagem que totalizam 32 espécies de 19 gêneros e áreas de plantio de mudas com 27 espécies de 14 gêneros (Figura 4).

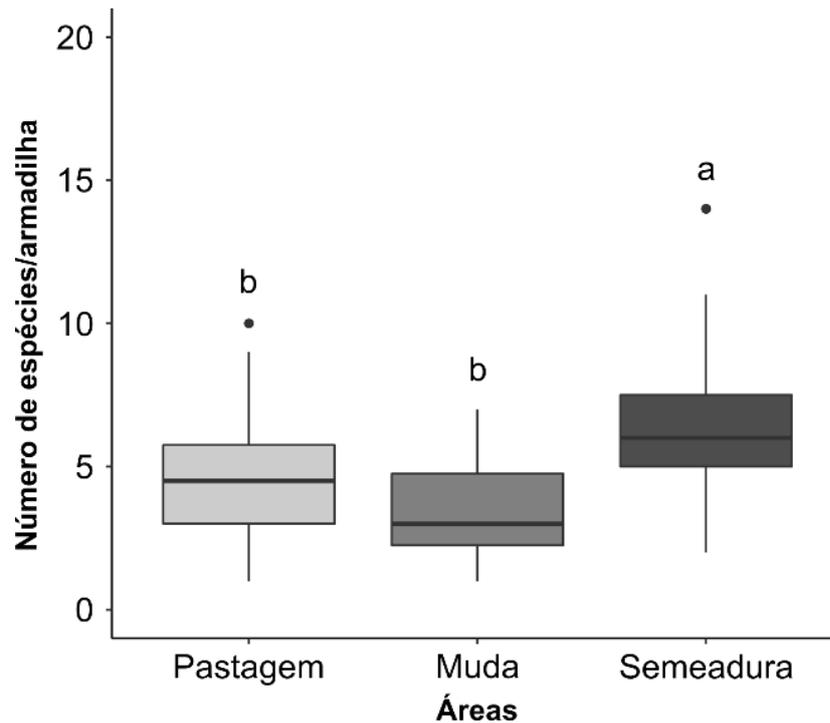


Figura 3. Número de espécies/armadilha nas áreas de pastagem, plantios de mudas e sementeira direta em áreas de preservação permanente que margeiam o reservatório da Usina hidrelétrica Serra do Facão, Goiás. Letras diferentes representam diferenças estatisticamente significativas entre as áreas.

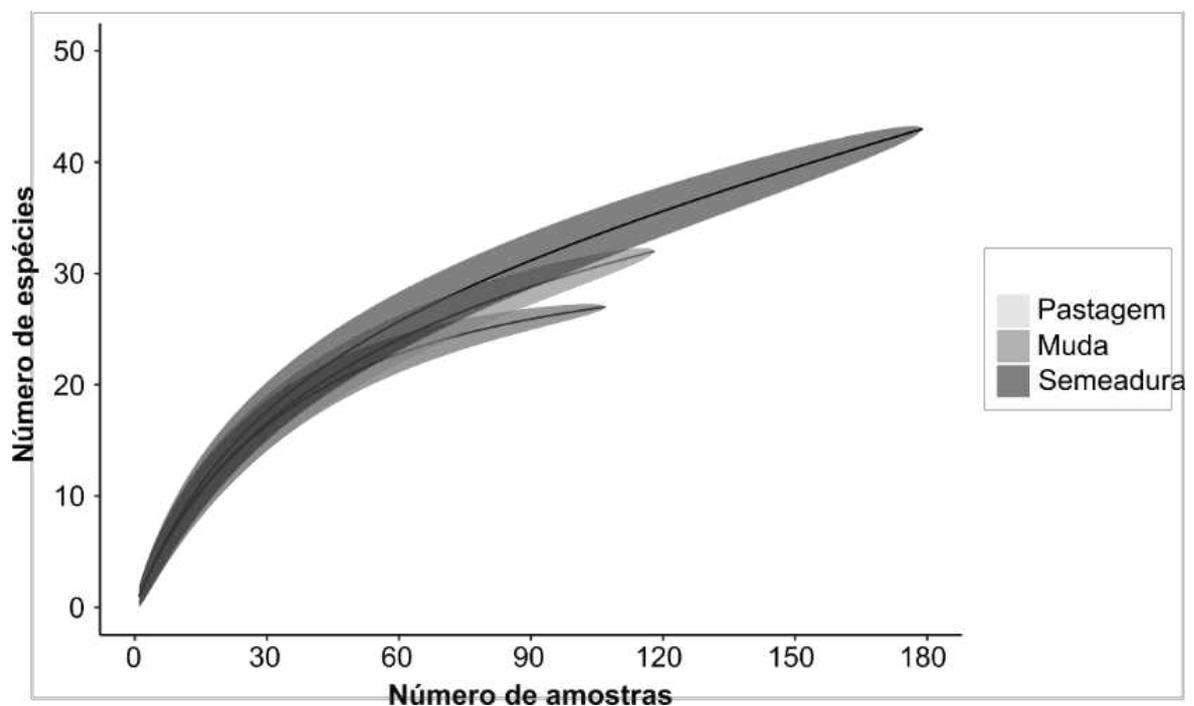


Figura 4. Curvas de acumulação (\pm desvio padrão) de espécies nas áreas de pastagem, plantio de mudas e sementeira direta em áreas de preservação permanente que margeiam o reservatório da Usina hidrelétrica Serra do Facão, Goiás. Curvas foram construídas com base nos registros de espécies em diferentes armadilhas (amostras).

A frequência de ocorrência dos diferentes gêneros de formigas ao longo das áreas amostradas diferiu entre áreas. No geral, os gêneros de formigas mais comumente encontrados foram *Dorymyrmex*, *Pheidole* e *Brachymyrmex*, comuns nas três áreas amostradas (Figura 5abc). Enquanto que nas pastagens também foram comuns os gêneros *Megalomyrmex* e *Ectatoma* (Figura 5a), nas áreas de plantio de mudas foram *Camponotus* e *Ectatoma* (Figura 5b) e nas áreas de semeadura direta foram *Camponotus* e *Atta* (Figura 5c), sendo que este último gênero foi registrado exclusivamente nas áreas de semeadura.

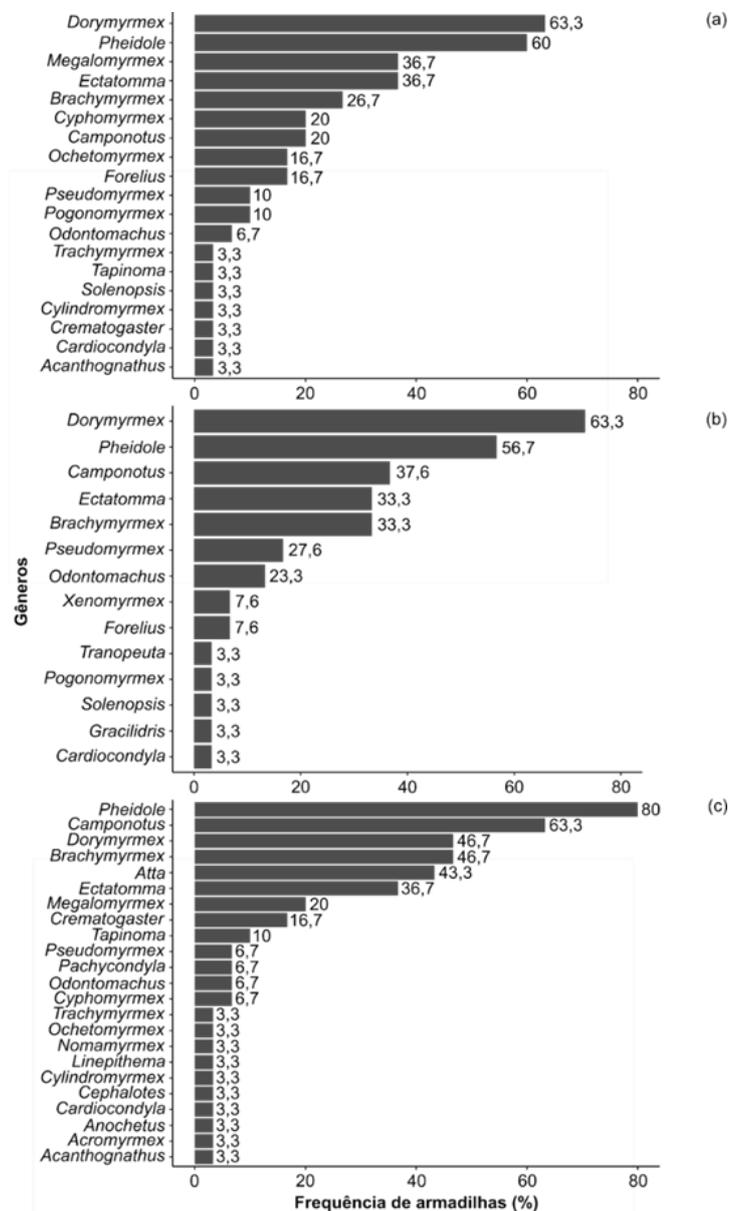


Figura 6. Gêneros de formigas com as maiores frequências de ocorrência nas áreas de pastagem (a), plantio de mudas (b) e semeadura direta (c) coletados em áreas de preservação permanente que margeiam o reservatório da Usina hidrelétrica Serra do Facão.

As diferenças que observamos na riqueza e na abundância relativa entre as áreas se refletiu na similaridade em termos de composição. A análise de ordenação mostra a separação da composição de espécies entre as áreas de semeadura direta e as áreas de pastagens e plantio de mudas, que se sobrepõem (Figura 6). As diferenças foram confirmadas pela ANOSIM ($R=0,35$; $p < 0,05$).

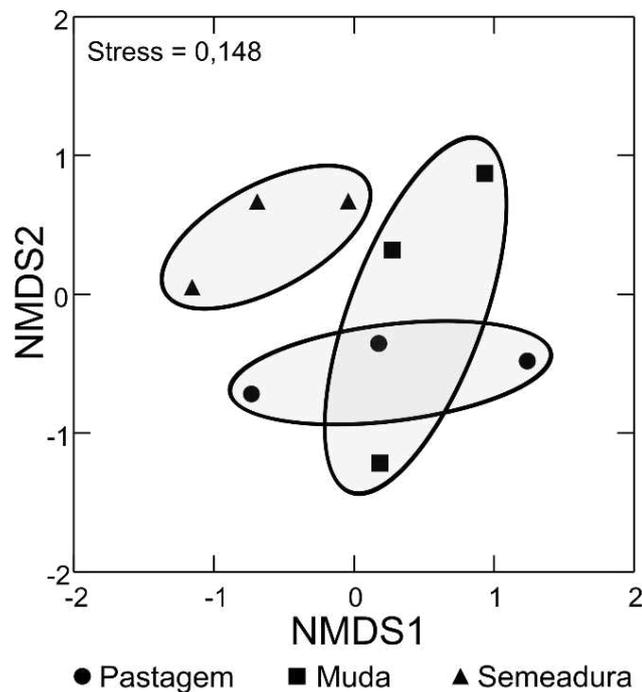


Figura 6. Ordenação multidimensional não-métrica (NMDS) da composição de espécies de formigas nas áreas de pastagem (círculos cheios), plantios de muda (quadrados cheios) e semeadura direta (triângulos cheios) amostrados em áreas de preservação permanente que margeiam o reservatório da Usina hidrelétrica Serra do Facão, Goiás.

Remoção de sementes

Nas áreas de pastagem foram removidas 18,5% (499/2.700) das sementes dispostas nas estações, nas áreas de plantio de mudas 31,18% (839/2.700) e nas áreas de semeadura 51,15% (1376/2.700). Observamos um efeito significativo das áreas ($\chi^2 = 96,372$; $gl = 2$; $p < 0,001$), das espécies ($\chi^2 = 176,355$; $gl = 8$; $p < 0,001$) e da interação entre eles ($\chi^2 = 36,825$; $gl = 16$; $p < 0,01$) sobre a taxa de remoção de sementes por estação de remoção. No geral, a remoção foi

maior nas áreas de semeadura, seguidas pelas áreas de plantio de muda e pastagem (respectivamente; Figura 7). Das nove espécies testadas, a maior proporção de diásporos removidos nas áreas de semeadura ocorreu em sete espécies, sendo significativa para quatro espécies; *Siparuna guianeses* foi a única espécie sem diferenças entre as áreas devido ao alto índice de remoção em todas as áreas testadas (Figura 8).

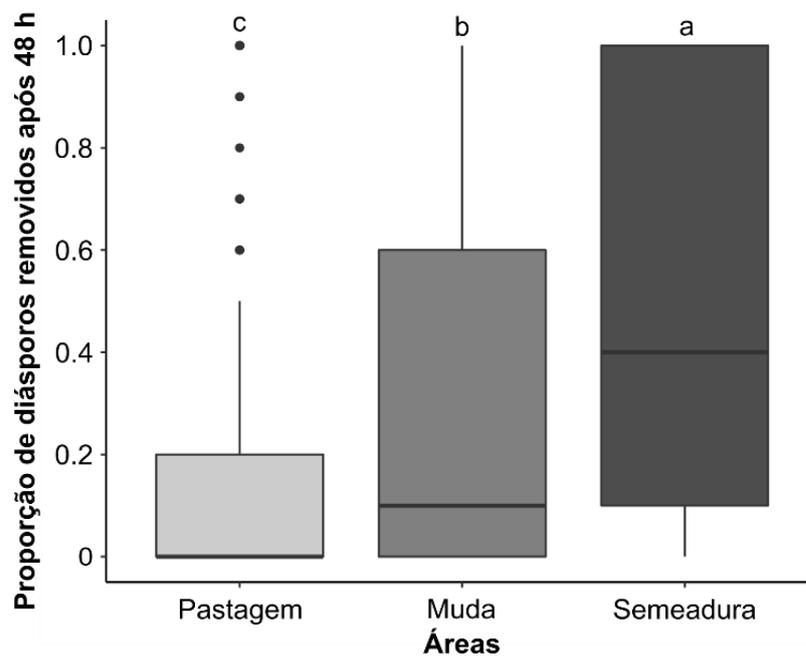


Figura 7. Proporção de diásporos removidos por estação após 48 horas nas áreas de pastagem, plantio de mudas e semeadura direta em áreas de preservação permanente que margeiam o reservatório da Usina hidrelétrica Serra do Facão. Letras diferentes representam diferenças estatisticamente significativas entre as áreas.

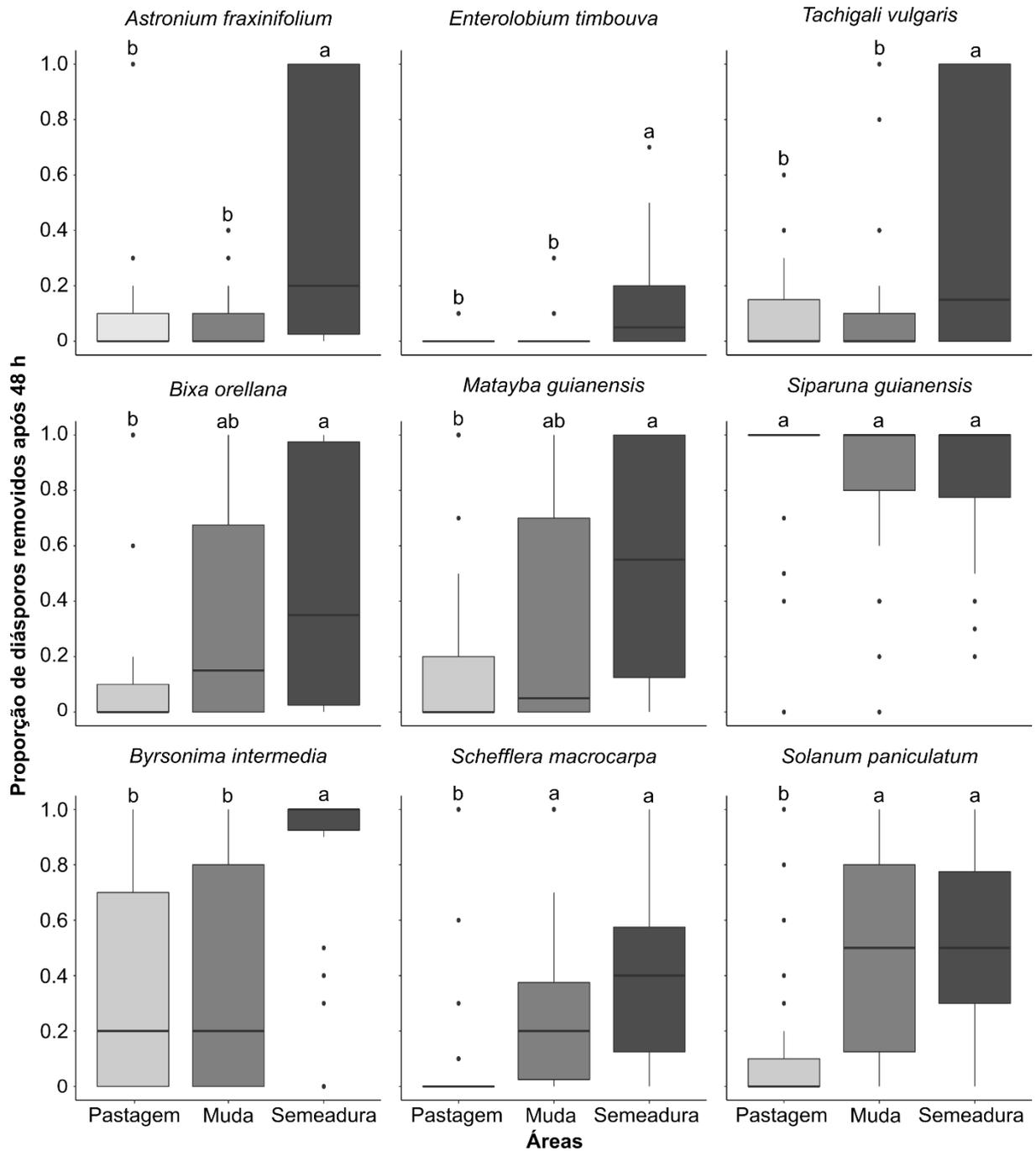


Figura 8. Proporção de diásporos removidos após 48 horas por espécie nas áreas de pastagens, plantio de mudas e sementeira direta em áreas de preservação permanente que margeiam o Reservatório da Usina hidrelétrica Serra do Facão. Letras diferentes representam diferenças estatisticamente significativas entre as áreas.

Herbivoria

Do total de folhas marcadas ($n = 728$), a maior parte 44,4% não sofreu nenhum dano, 29,5% tiveram alguma perda de área foliar e 5,9% foram totalmente consumidas pelos herbívoros. Das 128 plantas monitoradas, 14,8% apresentaram taxa zero de herbivoria, enquanto que 63,2% tiveram perda de área foliar e apenas 3,1% tiveram desfolha total. No geral, as taxas de herbivoria foram baixas e não houve efeito das áreas ($\chi^2 = 0,012$; $gl = 1$; $p = 0,911$). Contudo, houveram efeitos das espécies ($\chi^2 = 37,936$; $gl = 3$; $p < 0,001$) e interação das áreas com as espécies ($\chi^2 = 17,506$; $gl = 3$; $p < 0,001$). A herbivoria foi maior nas plantas de *G. ulmifolia* crescendo nas áreas de semeadura, enquanto que para as outras espécies apesar do dano em geral ser relativamente pequeno, foi maior nas plantas crescendo nas áreas de plantio de mudas (Figura 9).

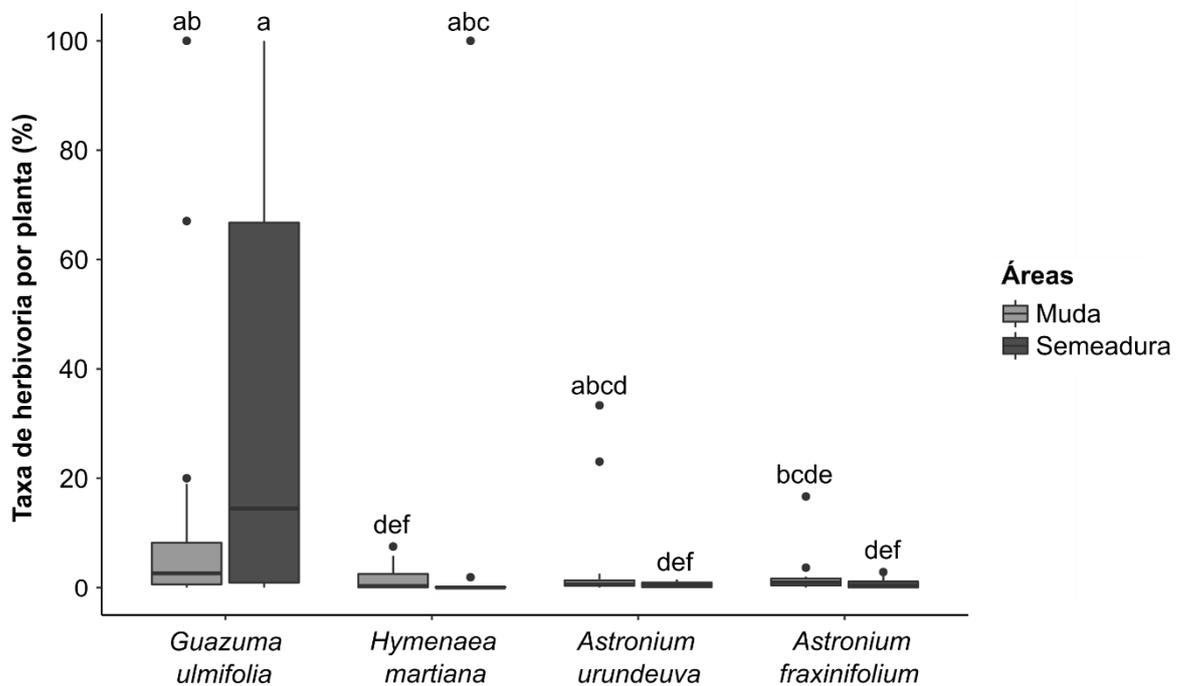


Figura 9. Taxa de herbivoria por planta de *Guazuma ulmifolia*, *Hymenaea martiana*, *Astronium urundeuva* e *Astronium fraxinifolium* em áreas de plantios de muda e semeadura direta, em áreas de preservação permanente que margeiam o reservatório da Usina hidrelétrica Serra do Fação, Goiás. Letras diferentes representam diferenças estatisticamente significativas.

DISCUSSÃO

Nosso estudo mostrou que diferentes métodos ativos de restauração florestal podem afetar de forma diferente a reestruturação da comunidade de formigas. Encontramos maior diversidade de formigas nas áreas revegetadas a partir da semeadura direta, diferente das comunidades existentes em áreas de plantios de mudas e pastagens, as quais foram mais semelhantes. Também vimos que a remoção de sementes foi maior nas áreas de semeadura, com incremento de 20% em relação ao plantio de mudas e de 31% em relação as pastagens. Em relação a herbivoria, vimos que a utilização dos diferentes métodos de revegetação nativa pode influenciar de maneiras diferentes a atividade dos herbívoros nas etapas iniciais de restauração.

A diversidade de formigas encontradas nas áreas de semeadura foi potencializada pela maior complexidade estrutural da vegetação, criando melhores condições para a recolonização, ao disponibilizar maior diversidade de abrigos e recursos alimentares, tornando as condições favoráveis para nidificação e forrageamento (Andersen 1995; Ribas et al. 2003; Ruiz-Jaén & Aide 2005). As formigas com hábitos mais especializados estão associadas a locais com alta cobertura vegetal, densidade de plantas e área basal, enquanto espécies generalistas são comumente encontradas em ambientes mais abertos (Dalle-Laste et al. 2018; Dauber & Simmering 2006; Leal 2012). Provavelmente, as características intrínsecas da vegetação das diferentes áreas testadas refletiram sobre as mudanças na diversidade da comunidade de formigas, afetando conseqüentemente as taxas de remoção de sementes (Grimbacher & Hughes 2002; Ruiz-Jaén & Aide 2005; Vaz-Ferreira et al. 2011).

Nas áreas revegetadas por semeadura direta encontramos gêneros e espécies exclusivas (Anexo 2 – Tabela S1), que mesmo apresentando baixa abundância relativa, podem indicar uma recuperação da comunidade de formigas mais eficiente. Além disso, tinham comunidades com maiores abundâncias de espécies removedoras (e.g., espécies dos gêneros *Camponotus*, *Atta*, *Pachycondyla*). As formigas que compõem esses gêneros são consideradas dispersoras de alta

qualidade, por terem grande tamanho corporal e possuírem a capacidade de remover as sementes a longas distâncias (Leal et al. 2014). Sabe-se que muitas formigas são predadoras de sementes, no entanto, esse transporte pode modificar espacialmente a dispersão primária e carregar as mesmas para locais mais propícios para a germinação e recrutamento de plantas (Christianini et al. 2007; Levey & Byrne 1993). Nesse sentido, maiores taxas de remoção encontradas nas áreas de semeadura pela maior diversidade de formigas removedoras de alta qualidade pode ser positivo para o processo inicial de restauração. Vale ressaltar que realizamos o experimento somente em uma época do ano em áreas com três anos de revegetação. E sabe-se que as taxas de remoção de sementes podem variar de acordo com a época do ano, idade da restauração e os resultados encontrados devem ponderar esses fatores (Ssekuubwa et al. 2018; Vaz-Ferreira et al. 2011).

A simplificação da vegetação nas áreas de pastagens e plantio de mudas pode explicar o efeito negativo na diversidade de formigas em nosso estudo, onde as comunidades foram semelhantes. Em pastagens com baixos níveis de regeneração natural diminuem a diversidade de formigas, sendo encontradas espécies previsíveis e de hábitos mais generalistas (Escobar-Ramírez et al. 2012). Por outro lado, as poucas plantas encontradas nos plantios de mudas foram capazes de aumentar a heterogeneidade e oferecem mais nichos e recursos para as formigas recrutarem (Lomov 2009), havendo incremento nas taxas de remoção de sementes. Ambientes mais abertos também podem facilitar o deslocamento e o encontro das formigas ao recurso, no entanto, essa interação geralmente é feita por dispersores de baixa qualidade e pode ser negativa para o recrutamento de plantas (Fontenele & Schmidt 2021; Leal et al. 2014).

Quanto a remoção por espécies, vimos que a remoção variou de acordo com a atratividade dos diásporos. Além do tecido atrativo ou nutritivo, com observações de campo, vimos que as formigas tinham preferências por diásporos com menor massa e tamanho (Christianini et al. 2007; Costa et al. 2017; Pizo & Oliveira 2000). Para as espécies em que

usamos o fruto inteiro como unidade de dispersão, *B. intermedia*, *S. macrocarpa* e *S. paniculatum*, encontramos 39% de remoção, do total de sementes colocadas nas estações. Essas espécies possuíam relativamente as maiores massas dos diásporos e observamos que formigas de pequeno porte recrutavam outros indivíduos para auxiliar na remoção. Em alguns casos, elas consumiam os diásporos sem removê-los, além de começarem a construir ninhos em cima das estações. Para as espécies *B. orellana*, *M. guianensis* e *S. guianensis* que possuem as sementes com arilo, tiveram 48% de remoção e foi o tipo de semente mais removido, similar a outros estudos (Andersen & Morrison 1998; Majer 1985). Além da atratividade, esses diásporos eram relativamente menores aos demais testados, sendo removidos facilmente. As espécies *A. fraxinifolium*, *E. timbouva* e *T. vulgaris* tiveram em média 16% de remoção, do total de sementes colocadas nas estações, acreditamos que esse número foi menor pelas características das sementes, que são secas e não possuem estruturas contendo recompensa atrativa ou nutricional para as formigas.

No geral, o efeito da herbivoria nas áreas de plantio de mudas e semeadura direta foi baixa e parece não ser um fator limitante para o estabelecimento das espécies testadas no local do estudo. Nas áreas de semeadura direta foram semeadas diferentes classes sucessionais, inserindo espécies agrícolas e de adubação verde que possuem altas taxas de crescimento e produção de biomassa (Espíndola et al. 2007). Essas espécies ocuparam as áreas principalmente no primeiro ano, mas muitos indivíduos podem ser encontrados, principalmente *Cajanus cajan* (feijão guandu). Apesar de não termos mensurado as taxas de herbivoria nessas plantas, acreditamos que a sua presença, além da maior diversidade de plantas, pode ter contribuído para o maior consumo dos herbívoros, diluindo o efeito da herbivoria das espécies nativas *A. urundeuva* e *A. fraxinifolium* (Massad 2012; Reis et al. 2018). Portanto, integrar na composição de espécies uma diversidade variada de plantas, com espécies de leguminosas, pode ser importante para superar esse filtro ecológico, reduzindo o risco de perdas das espécies nativas

(Montagnini et al. 1995; Reis et al. 2018), evitando possíveis gastos com ressemeadura ao longo do tempo. Além disso, é importante dar atenção para a capacidade das espécies arbustivas/arbóreas resistirem à herbivoria, como a presença de tricomas, dureza foliar, metabólitos secundários e menor teor nutricional (Massad et al. 2011), já que são essas espécies que permanecerão na comunidade ao longo da sucessão. No entanto, esses fatores passam despercebidos em muitos projetos de restauração, que não levam essas considerações nos critérios de escolhas.

Uma possibilidade seria que em plantio de mudas as taxas de herbivoria fossem maiores por terem uma menor diversidade e densidade de plantas, onde os herbívoros se concentrariam nessas poucas plantas. Esse padrão já foi encontrado em outros estudos realizados em florestas tropicais (Massad et al. 2011; Villota-cheron 2020). Vimos que as taxas de herbivoria tenderam a ser maiores em plantio de mudas para as espécies *A. urundeuva* e *A. fraxinifolium*, mas esse resultado não foi significativo. Outra possibilidade seria que as áreas de semeadura poderiam ter taxas maiores de dano comparado com as áreas de plantio de mudas, onde herbívoros generalistas se beneficiariam pela maior variedade e disponibilidade de recursos ofertados, aumentando suas abundâncias e conseqüentemente o consumo (Meyer et al. 2017; Unsinker et al. 2008).

Apenas *G. ulmifolia* e *H. martiana* apresentaram taxas maiores de dano nas áreas de semeadura. De fato, encontramos a presença de saúvas (gênero *Atta*) somente nas áreas de semeadura e vimos que estas foram responsáveis por grande parte da intensa desfolha observada nas plantas nessas áreas. Estudos mostram que essas formigas podem alterar o crescimento, reprodução e sobrevivência das plantas atacadas (Mundim et al. 2012; Vasconcelos & Cherrett 1997). Além disso, *G. ulmifolia*, tem características de espécie pioneira, rápido crescimento, portanto aloca poucos recursos para os mecanismos de defesa (Coley & Barone, 1996; Farji-Brener 2001), o que pode ter influenciado na maior taxa de dano em comparação as demais

testadas. É possível que algum dos padrões de herbivoria descritos acima, se tornem mais bem diferenciados e estabelecidos ao longo da trajetória de sucessão das áreas, isso porque, em comunidades em estágios iniciais, ainda existem muitos efeitos transitórios causados pela comunidade de invertebrados (Catterall 2018).

Nossos resultados indicam que a maior estrutura vegetacional alcançada pelo método de semeadura direta, em comparação com o método de plantio de mudas, pode recuperar mais rapidamente a comunidade de formigas, podendo modificar as redes de interações animal-planta, com resultados favoráveis para a estrutura e composição da vegetação em recuperação ao longo da sucessão. Amostragens futuras de acompanhamento da trajetória poderão mostrar a evolução do processo de recolonização das comunidades e da reconstrução dessas interações ecológicas. No entanto, como não amostramos áreas não degradadas como referência, não podemos afirmar quão distante a diversidade da fauna de formigas e as taxas de interações ecológicas medidas estão de uma comunidade original na área de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdala-Roberts, L., Mooney, K. A., Quijano-Medina, T., Campos-Navarrete, M. J., González-Moreno, A., & Parra-Tabla, V. (2015). Comparison of tree genotypic diversity and species diversity effects on different guilds of insect herbivores. *Oikos*, 124, 1527-1535. <https://doi.org/10.1111/oik.02033>.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22, 711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.
- Andersen, A. N. (1995). A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. *Journal of biogeography*, 15-29. <https://doi.org/10.2307/2846070>.
- Andersen, A. N., & Majer, J. D. (2004). Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 291-298. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0292:ASTWUDU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0292:ASTWUDU]2.0.CO;2).
- Andersen, A. N., & Morrison, S. C. (1998). Myrmecochory in Australia's seasonal tropics: effects of disturbance on distance dispersal. *Australian Journal of Ecology*, 23, 483-491. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1998.tb00756.x>.
- Barbosa, P., Hines, J., Kaplan, I., Martinson, H., Szczepaniec, A., & Szendrei, Z. (2009). Associational resistance and associational susceptibility: having right or wrong neighbors. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 40, 1-20. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120242>.
- Borer, E. T., Seabloom, E. W., & Tilman, D. (2012). Plant diversity controls arthropod biomass and temporal stability. *Ecology letters*, 15, 1457-1464. <https://doi.org/10.1111/ele.12006>.
- Borges, F. L. G., da Rosa Oliveira, M., de Almeida, T. C., Majer, J. D., & Garcia, L. C. (2021). Terrestrial invertebrates as bioindicators in restoration ecology: A global bibliometric survey. *Ecological Indicators*, 125, 107458. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107458>.
- Casimiro, M. S., Sansevero, J. B., & Queiroz, J. M. (2019). What can ants tell us about ecological restoration? A global meta-analysis. *Ecological Indicators*, 102, 593-598. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.018>.
- Catterall, C. P. (2018). Fauna as passengers and drivers in vegetation restoration: a synthesis of processes and evidence. *Ecological Management & Restoration*, 19, 54-62. <https://doi.org/10.1111/emr.12306>.
- Christianini, A. V., Mayhé-Nunes, A. J., & Oliveira, P. S. (2007). The role of ants in the removal of non-myrmecochorous diaspores and seed germination in a neotropical savanna. *Journal of Tropical Ecology*, 23, 343-351. <https://doi.org/10.1017/S0266467407004087>.

- Coley, P. D., & Barone, J. A. (1996). Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual review of ecology and systematics*, 27, 305-335. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.27.1.305>.
- Costa, A. N., Vasconcelos, H. L., & Bruna, E. M. (2017). Biotic drivers of seedling establishment in Neotropical savannas: selective granivory and seedling herbivory by leaf-cutter ants as an ecological filter. *Journal of Ecology*, 105, 132-141. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12656>.
- Dalle Laste, K. C., Durigan, G., & Andersen, A. N. (2019). Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. *Austral Ecology*, 44, 313-326. <https://doi.org/10.1111/aec.12676>.
- Dauber, J., & Simmering, D. (2006). Ant assemblages in successional stages of Scotch Broom stands (Hymenoptera: Formicidae; Spermatophyta). *Myrmecol. Nachr*, 9, 53-64.
- Doust, S. J. (2011). Seed removal and predation as factors affecting seed availability of tree species in degraded habitats and restoration plantings in rainforest areas of Queensland, Australia. *Restoration Ecology*, 19, 617-626. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00681.x>.
- Ebeling, A., Lind, E. W., Meyer, S. T., Barnes, A. D., Borer, E. T., Eisenhauer, N., & Weisser, W. W. (2020). Contrasting effects of plant diversity on β - and γ -diversity of grassland invertebrates. *Ecology*, 101, e03057. <https://doi.org/10.1002/ecy.3057>.
- Escobar-Ramírez, S., Duque, S., Henao, N., Hurtado-Giraldo, A., & Armbrrecht, I. (2012). Removal of nonmyrmecochorous seeds by ants: role of ants in cattle grasslands. *Psyche*, 2012. <https://doi.org/10.1155/2012/951029>.
- Espíndola, J. A. A., Guerra, J. G., & de Almeida, D. L. (1997). Adubação verde: estratégia para uma agricultura sustentável. *Embrapa Agrobiologia-Docmentos (INFOTECA-E)*.
- Farji-Brener, A. G. (2001). Why are leaf-cutting ants more common in early secondary forests than in old-growth tropical forests? An evaluation of the palatable forage hypothesis. *Oikos*, 92, 169-177. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.920120.x>.
- Fontenele, L. K., & Schmidt, F. A. (2021). Forest-pasture shifting alters the assemblages of seed-removing ants in southwestern Brazilian Amazon. *Journal of Insect Conservation*, 25, 213-220. <https://doi.org/10.1007/s10841-021-00295-x>.
- Gatica-Saavedra, P., Echeverría, C., & Nelson, C. R. (2017). Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. *Restoration Ecology*, 25, 850-857. <https://doi.org/10.1111/rec.12586>.
- Guerra, A., Reis, L. K., Borges, F. L. G., Ojeda, P. T. A., Pineda, D. A. M., Miranda, C. O., Maidana, D. P. F. L., Santos, T. M. R., Shibuya, P. S., Marques, M. C. M., Laurance, S. G., & Garcia, L. C. (2020). Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *Forest Ecology and Management*, 458: 117802. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>.

- Gotelli, N. J., & Colwell, R. K. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology letters*, 4, 379-391. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>.
- Grimbacher, P. S., & Hughes, L. (2002). Response of ant communities and ant-seed interactions to bush regeneration. *Ecological Management & Restoration*, 3, 188-199. <https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.2002.00112.x>.
- Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest ecology and management*, 148, 185-206. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1).
- Hoffmann, B. D., & Andersen, A. N. (2003). Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Austral Ecology*, 28, 444-464. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01301.x>.
- Howard, J. J. (1987). Leafcutting Ant Diet Selection: The Role of Nutrients, Water, and Secondary Chemistry: *Ecological Archives E068-002*. *Ecology*, 68, 503-515. <https://doi.org/10.2307/1938455>.
- Hughes, L., & Westoby, M. (1992). Effect of diaspore characteristics on removal of seeds adapted for dispersal by ants. *Ecology*, 73, 1300-1312. <https://doi.org/10.2307/1940677>.
- Jactel, H., & Brockerhoff, E. G. (2007). Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology letters*, 10, 835-848. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x>.
- Kanowski, J., Catterall, C. P., & Wardell-Johnson, G. W. (2005). Consequences of broadscale timber plantations for biodiversity in cleared rainforest landscapes of tropical and subtropical Australia. *Forest Ecology and Management*, 208, 359-372. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.01.018>.
- Lawes, M. J., Moore, A. M., Andersen, A. N., Preece, N. D., & Franklin, D. C. (2017). Ants as ecological indicators of rainforest restoration: Community convergence and the development of an Ant Forest Indicator Index in the Australian wet tropics. *Ecology and evolution*, 7, 8442-8455. <https://doi.org/10.1002/ece3.2992>.
- Leal, I. R., Filgueiras, B. K., Gomes, J. P., Iannuzzi, L., & Andersen, A. N. (2012). Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*, 21, 1687-1701. <https://doi.org/10.1139/cjz-2018-0202>.
- Leal, L. C., Neto, M. C. L., de Oliveira, A. F. M., Andersen, A. N., & Leal, I. R. (2014). Myrmecochores can target high-quality disperser ants: variation in elaiosome traits and ant preferences for myrmecochorous Euphorbiaceae in Brazilian Caatinga. *Oecologia*, 174, 493-500. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2789-2>.
- Levey, D. J., & Byrne, M. M. (1993). Complex ant-plant interactions: rain-forest ants as secondary dispersers and post-dispersal seed predators. *Ecology*, 74, 1802-1812. <https://doi.org/10.2307/1939938>.

- Lomov, B., Keith, D. A., & Hochuli, D. F. (2009). Linking ecological function to species composition in ecological restoration: Seed removal by ants in recreated woodland. *Austral Ecology*, 34, 751-760. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2009.01981.x>.
- Londe, V., Farah, F. T., Rodrigues, R. R., & Martins, F. R. (2020). Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 110, 105928. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105928>.
- Loranger, H., Weisser, W. W., Ebeling, A., Eggers, T., De Luca, E., Loranger, J., ... & Meyer, S. T. (2014). Invertebrate herbivory increases along an experimental gradient of grassland plant diversity. *Oecologia*, 174, 183-193. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2741-5>
- Majer, J. D. (1985). Recolonization by ants of rehabilitated mineral sand mines on North Stradbroke Island, Queensland, with particular reference to seed removal. *Australian Journal of Ecology*, 10, 31-48. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1985.tb00861.x>.
- Massad, T. J. (2012). Interactions in tropical reforestation—how plant defence and polycultures can reduce growth-limiting herbivory. *Applied Vegetation Science*, 15, 338-348. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01185.x>.
- Massad, T. J., Chambers, J. Q., Rolim, S. G., Jesus, R. M., & Dyer, L. A. (2011). Restoration of pasture to forest in Brazil's Mata Atlântica: The roles of herbivory, seedling defenses, and plot design in reforestation. *Restoration Ecology*, 19, 257-267. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00683.x>.
- Meyer, S. T., Leal, I. R., Tabarelli, M., & Wirth, R. (2011). Performance and fate of tree seedlings on and around nests of the leaf-cutting ant *Atta cephalotes*: Ecological filters in a fragmented forest. *Austral Ecology*, 36, 779-790. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2010.02217.x>.
- Meyer, S. T., Scheithe, L., Hertzog, L., Ebeling, A., Wagg, C., Roscher, C., & Weisser, W. W. (2017). Consistent increase in herbivory along two experimental plant diversity gradients over multiple years. *Ecosphere*, 8, e01876. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1876>.
- Montagnini, F., González, E., Porras, C., & Rheingans, R. (1995). Mixed and pure forest plantations in the humid neotropics: a comparison of early growth, pest damage and establishment costs. *The Commonwealth Forestry Review*, 306-314.
- Mundim, F. M., Bruna, E. M., Vieira-Neto, E. H., & Vasconcelos, H. L. (2012). Attack frequency and the tolerance to herbivory of Neotropical savanna trees. *Oecologia*, 168, 405-414. <https://doi.org/10.1007/s00442-011-2088-8>.
- Ness, J. H., Bronstein, J. L., Andersen, A. N., & Holland, J. N. (2004). Ant body size predicts dispersal distance of ant-adapted seeds: implications of small-ant invasions. *Ecology*, 85, 1244-1250. <https://doi.org/10.1890/03-0364>.
- Neves, F. S., Silva, J. O., Espírito-Santo, M. M., & Fernandes, G. W. (2014). Insect herbivores and leaf damage along successional and vertical gradients in a tropical dry forest. *Biotropica*, 46, 14-24. <https://doi.org/10.1111/btp.12068>.

- Pizo, M. A., & Oliveira, P. S. (2000). The Use of Fruits and Seeds by Ants in the Atlantic Forest of Southeast Brazil 1. *Biotropica*, 32, 851-861. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00623.x>.
- Queiroz, A. C., Rabello, A. M., Lasmar, C. J., Cuissi, R. G., Canedo-Júnior, E. O., Schmidt, F. A., & Ribas, C. R. (2021). Diaspore Removal by Ants Does Not Reflect the Same Patterns of Ant Assemblages in Mining and Rehabilitation Areas. *Neotropical Entomology*, 50, 335-348. <https://doi.org/10.1007/s13744-021-00861-7>.
- Radambrasil. (1983). Projeto Radambrasil, Levantamento de Recursos Naturais, Vol. 31 Folha SD.22 Goiás. Rio de Janeiro.
- Reis, L. K., Guerra, A., Colado, M. L. Z., Borges, F. L. G., Oliveira, M. D. R., Gondim, E. X., ... & Garcia, L. C. (2019). Which spatial arrangement of green manure is able to reduce herbivory and invasion of exotic grasses in native species?. *Ecological Applications*, 29, e02000. <https://doi.org/10.1002/eap.2000>.
- Ribas, C. R., Schoereder, J. H., Pic, M., & Soares, S. M. (2003). Tree heterogeneity, resource availability, and larger scale processes regulating arboreal ant species richness. *Austral Ecology*, 28, 305-314. <https://doi.org/10.1046/j.1442-9993.2003.01290.x>.
- Ruiz-Jaén, M. C., & Aide, T. M. (2005). Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. *Forest Ecology and Management*, 218, 159-173. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.008>.
- Scherber, C., Eisenhauer, N., Weisser, W. W., Schmid, B., Voigt, W., Fischer, M., ... & Tscharrntke, T. (2010). Bottom-up effects of plant diversity on multitrophic interactions in a biodiversity experiment. *Nature*, 468, 553-556. <https://doi.org/10.1038/nature09492>.
- Ssekuubwa, E., Loe, L. E., Sheil, D., Tweheyo, M., & Moe, S. R. (2018). Comparing seed removal rates in actively and passively restored tropical moist forests. *Restoration Ecology*, 26, 720-728. <https://doi.org/10.1111/rec.12629>.
- Sweeney, B. W., & Czapka, S. J. (2004). Riparian forest restoration: why each site needs an ecological prescription. *Forest Ecology and Management*, 192, 361-373. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.005>.
- Unsicker, S. B., Oswald, A., Köhler, G., & Weisser, W. W. (2008). Complementarity effects through dietary mixing enhance the performance of a generalist insect herbivore. *Oecologia*, 156, 313-324. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-0973-6>
- Vander Wall, S. B., Kuhn, K. M., & Beck, M. J. (2005). Seed removal, seed predation, and secondary dispersal. *Ecology*, 86, 801-806. <https://doi.org/10.1890/04-0847>.
- Vasconcelos, H. L., & Cherrett, J. M. (1997). Leaf-cutting ants and early forest regeneration in central Amazonia: effects of herbivory on tree seedling establishment. *Journal of Tropical Ecology*, 13, 357-370. <https://doi.org/10.1017/S0266467400010567>.

- Vaz Ferreira, A., Bruna, E. M., & Vasconcelos, H. L. (2011). Seed predators limit plant recruitment in neotropical savannas. *Oikos*, 120, 1013-1022. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.19052.x>.
- Villota Cerón, D. E. (2020). Remoção de sementes e herbivoria de mudas em diferentes sistemas de restauração ecológica da floresta estacional semidecidual.
- Wunderle Jr, J. M. (1997). The role of animal seed dispersal in accelerating native forest regeneration on degraded tropical lands. *Forest ecology and management*, 99, 223-235. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00208](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00208).
- Young, T. P. (2000). Restoration ecology and conservation biology. *Biological conservation*, 92, 73-83. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(99\)00057-9](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(99)00057-9).

ANEXO 1

Tabela S1. Resultados das análises estatísticas para as variáveis de cobertura (i) classes sucessionais 1 ano, 2-4 anos, 5-10 anos e >10 anos; cobertura de ervas e arbustos espontâneos; e gramíneas invasoras; (ii) estabelecimento classe sucessional 2-4 anos, 5-10 anos e >10 anos; densidade de plântulas classes 2-4 anos, 5-10 anos e >10 anos; número de espécies por parcela. Resultado dos Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM). Onde: χ^2 = valor do teste de quiquadrado; GL = graus de liberdade; Valor de P = probabilidade de significância e valores em negrito indica resultados significativos.

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
Cobertura classe sucessional 1 ano			
Forma de semeadura (FS)	44,33	1	< 0,0001
Composição de espécies (CE)	0,43	1	0,5093
Tempo (T)	298,74	3	< 0,0001
FS*CE (Tratamento)	21,29	1	< 0,0001
FS*T	22,58	3	< 0,0001
CE*T	34,91	3	< 0,0001
FS*C*T	7,50	3	0,0574
Cobertura classe sucessional 2-4 anos			
Forma de semeadura (FS)	70,43	1	< 0,0001
Composição de espécies (CE)	103,96	1	< 0,0001
Tempo (T)	156,41	4	< 0,0001
FS*CE (Tratamento)	3,15	1	0,0758
FS*T	25,24	4	< 0,0001
CE*T	1,65	4	0,7987
FS*C*T	8,92	4	0,0629
Cobertura classe sucessional 3-5 anos			
Forma de semeadura (FS)	31,67	1	< 0,0001
Composição de espécies (CE)	2,63	1	0,1045
Tempo (T)	345,00	4	< 0,0001
FS*CE (Tratamento)	18,60	1	< 0,0001
FS*T	7,85	4	0,0971
CE*T	1,59	4	0,8105
FS*C*T	2,33	4	0,6739
Cobertura classe sucessional >10 anos			
Forma de semeadura (FS)	16,94	2	< 0,0001
Composição de espécies (CE)	5,23	1	0,0221
Tempo (T)	136,48	4	< 0,0001
FS*CE (Tratamento)	2,25	1	0,1334
FS*T	5,06	4	0,2806
CE*T	1,90	4	0,7531
FS*C*T	14,04	4	0,0071

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
Cobertura ervas e arbustos espontâneos			
Forma de semeadura (FS)	6,51	2	0,0385
Composição de espécies (CE)	14,25	1	<0,0001
Tempo (T)	1087,75	4	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	3,38	1	0,0659
FS*T	135,66	8	<0,0001
CE*T	6,50	4	0,1647
FS*C*T	43,08	4	<0,0001
Cobertura gramíneas exóticas			
Forma de semeadura (FS)	63,24	2	<0,0001
Composição de espécies (CE)	0,21	1	0,6418
Tempo (T)	287,26	4	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	3,28	1	0,0699
FS*T	16,77	8	0,0325
CE*T	2,23	4	0,6918
FS*C*T	5,38	4	0,2496
Estabelecimento classe sucessional 2-4 anos			
Forma de semeadura (FS)	33,43	1	<0,0001
Composição de espécies (CE)	10,20	1	0,0014
Tempo (T)	17,61	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	1,00	1	0,3153
FS*T	1,76	2	0,4143
CE*T	0,58	2	0,7460
FS*C*T	0,72	2	0,6955
Estabelecimento classe sucessional 5-10 anos			
Forma de semeadura (FS)	2,15	1	0,1429
Composição de espécies (CE)	2,80	1	0,0939
Tempo (T)	15,53	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	1,83	1	0,1765
FS*T	10,44	2	0,0053
CE*T	3,69	2	0,1583
FS*C*T	0,02	2	0,9889
Estabelecimento classe sucessional >10 anos			
Forma de semeadura (FS)	0,50	1	0,4809
Composição de espécies (CE)	5,63	1	0,0175
Tempo (T)	51,30	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,53	1	0,4661
FS*T	14,23	2	<0,0001
CE*T	1,39	2	0,5001
FS*C*T	1,84	2	0,3977

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
Densidade de plântulas 3-5 anos			
Forma de semeadura (FS)	8,17	1	0,0042
Composição de espécies (CE)	13,22	1	<0,0001
Tempo (T)	68,13	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	6,12	1	0,0133
FS*T	44,31	2	<0,0001
CE*T	14,83	2	<0,0001
FS*C*T	0,00	2	0,9985
Densidade de plântulas >10 anos			
Forma de semeadura (FS)	0,06	1	0,8106
Composição de espécies (CE)	11,33	1	<0,0001
Tempo (T)	177,85	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	4,18	1	0,0408
FS*T	60,63	2	<0,0001
CE*T	5,87	2	0,0532
FS*C*T	3,31	2	0,1910
Número de espécies por parcela			
Forma de semeadura (FS)	0,04	1	0,8262
Composição de espécies (CE)	2,86	1	0,0907
Tempo (T)	24,86	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,63	1	0,4272
FS*T	1,81	2	0,4035
CE*T	1,12	2	0,5704
FS*C*T	0,89	2	0,6395

Tabela S2. Porcentagem de estabelecimento de plântulas por espécie (número de plântulas amostradas por parcela/número de sementes semeadas por parcela x 100) do 6º ao 36º mês após a semeadura nos diferentes tratamentos, em três áreas de restauração com semeadura direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. Tratamento composição parcial (Par), tratamento composição completa (Com). Letras diferentes dentro de cada espécie indicam diferenças entre os tratamentos com base em contrastes a posteriori $p \leq 0,05$.

Família Espécie	6 meses				12 meses				36 meses			
	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com
Classe sucessional 2-4 anos												
Fabaceae												
<i>Mimosa pigra</i>	12,82 ^a	12,82 ^a	16,03 ^a	16,03 ^a	16,03 ^b	25,64 ^a	16,03 ^b	16,03 ^b	3,21 ^b	0,00 ^c	1,60 ^b	12,82 ^a
<i>Senna alata</i>	28,17 ^a	28,23 ^a	30,96 ^a	17,01 ^b	32,50 ^a	31,18 ^a	32,51 ^a	16,33 ^b	15,08 ^a	14,78 ^a	18,58 ^a	19,39 ^a
Solanaceae												
<i>Solanum lycocarpum</i>	5,00 ^a	5,00 ^a	1,67 ^a	5,00 ^a	8,33 ^a	3,33 ^b	5,00 ^{ab}	1,67 ^{bc}	0,83 ^a	0,00 ^a	0,00 ^a	0,00 ^a
<i>Solanum paniculatum</i>	0,50 ^a	0,00 ^a	0,50 ^a	0,33 ^a	0,00 ^a	0,00 ^a	0,50 ^a	0,17 ^a	1,00 ^a	0,33 ^a	0,42 ^a	0,00 ^a
Urticaceae												
<i>Cecropia pachystachya</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Classe sucessional 5-10 anos												
Bixaceae												
<i>Bixa orellana</i>	12,63 ^a	7,58 ^b	15,15 ^a	12,63 ^a	10,10 ^a	7,58 ^b	15,15 ^a	7,58 ^b	5,05 ^a	0,00 ^b	0,00 ^b	0,00 ^b
Fabaceae												
<i>Tachigali rubiginosa</i>	0,00 ^b	19,61 ^a	19,61 ^a	0,00 ^b	9,80 ^b	9,80 ^b	19,61 ^a	0,00 ^c	0,00 ^b	0,00 ^b	9,80 ^a	0,00 ^b
<i>Senegalia polyphylla</i>	46,93 ^b	64,72 ^a	72,82 ^a	64,72 ^a	58,25 ^a	51,78 ^a	46,93 ^{ab}	37,22 ^b	79,29 ^a	67,15 ^a	71,20 ^a	33,17 ^b
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	22,92 ^a	20,83 ^a	28,47 ^a	23,61 ^a	30,56 ^a	18,06 ^b	36,11 ^a	27,08 ^{ab}	20,49 ^a	7,64 ^b	7,29 ^{bc}	1,23 ^c

Família Espécie	6 meses				12 meses				36 meses			
	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com
Malvaceae												
<i>Guazuma ulmifolia</i>	8,76 ^a	9,11 ^a	7,01 ^a	6,31 ^a	9,64 ^a	9,46 ^a	7,71 ^a	5,78 ^a	8,06 ^a	4,82 ^{ab}	1,23 ^b	1,23 ^b
<i>Luehea paniculata</i>	4,33 ^a	6,00 ^a	7,67 ^a	9,00 ^a	7,00 ^a	12,00 ^a	10,67 ^a	8,00 ^a	3,67 ^a	2,50 ^a	0,50 ^a	0,33 ^a
<i>Apeiba tibourbou</i>	2,20 ^{ab}	1,10 ^b	6,05 ^a	0,55 ^b	2,20 ^a	2,20 ^a	1,10 ^a	1,10 ^a	0,00	0,00	0,00	0,00
Classe sucessional >10 anos												
<i>Anacardiaceae</i>												
<i>Astronium fraxinifolium</i>	16,67 ^b	12,50 ^b	27,50 ^a	32,50 ^a	22,50 ^a	21,67 ^a	20,83 ^a	19,17 ^a	24,58 ^a	14,17 ^b	7,92 ^c	7,92 ^c
<i>Astronium urundeuva</i>	14,11 ^a	12,02 ^a	18,29 ^a	18,81 ^a	24,03 ^a	22,47 ^a	24,03 ^a	18,81 ^a	9,40 ^a	7,58 ^a	5,75 ^a	5,49 ^a
<i>Apocynaceae</i>												
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	34,59 ^c	53,46 ^b	66,04 ^a	47,17 ^b	40,88 ^b	56,60 ^b	66,04 ^a	22,01 ^c	17,30 ^a	0,00 ^c	0,00 ^c	4,72 ^b
<i>Bignoniaceae</i>												
<i>Cybistax antisyphilitica</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	19,23 ^c	19,23 ^c	51,28 ^a	38,46 ^b	25,64 ^b	19,23 ^b	38,46 ^a	38,46 ^a	48,08 ^a	3,21 ^c	9,62 ^b	0,00 ^d
<i>Handroanthus ochraceus</i>	1,77 ^{ab}	1,18 ^b	5,89 ^a	2,94 ^{ab}	2,36 ^a	2,94 ^a	1,18 ^a	2,94 ^a	0,88 ^a	0,88 ^a	0,00 ^a	0,29 ^a
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	57,47 ^c	40,23 ^d	68,97 ^b	97,70 ^a	63,22 ^{ab}	68,97 ^a	57,47 ^b	57,47 ^b	11,49 ^a	8,62 ^b	5,75 ^c	0,00 ^d
<i>Tabebuia aurea</i>	16,67 ^a	16,67 ^a	16,67 ^a	0,00 ^b	22,22 ^a	16,67 ^a	27,78 ^a	0,00 ^b	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Zeyheria montana</i>	6,67 ^a	3,33 ^b	3,33 ^b	3,33 ^b	6,67 ^a	3,33 ^b	0,00 ^c	0,00 ^c	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Calophyllaceae</i>												
<i>Kielmeyera speciosa</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Combretaceae</i>												
<i>Terminalia argentea</i>	6,94 ^a	4,63 ^{ab}	6,94 ^a	2,31 ^b	4,63 ^a	4,63 ^a	4,63 ^a	2,31 ^a	3,47 ^a	1,16 ^a	0,00 ^b	0,00 ^b
<i>Fabaceae</i>												
<i>Anadenanthera colubrina</i>	8,33 ^c	16,67 ^b	16,67 ^b	22,22 ^a	13,89 ^b	13,89 ^b	25,00 ^a	25,00 ^a	27,78 ^a	25,00 ^a	13,89 ^b	4,17 ^c

Família Espécie	6 meses				12 meses				36 meses			
	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com
Fabaceae												
<i>Bowdichia virgilioides</i>	0,00	4,27	4,27	0,00	0,00	4,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Copaifera langsdorffii</i>	0,00 ^b	8,13 ^a	8,13 ^a	0,00 ^b	0,00 ^c	4,07 ^b	20,33 ^a	0,00 ^c	2,03 ^a	0,00 ^b	0,00 ^b	0,00 ^b
<i>Dalbergia miscolobium</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Dimorphandra mollis</i>	10,10 ^a	8,42 ^a	6,73 ^a	3,37 ^b	10,10 ^a	6,73 ^a	0,00 ^c	1,68 ^b	0,00 ^a	0,84 ^a	0,00 ^a	0,84 ^a
<i>Dipteryx alata</i>	23,33 ^{ab}	16,67 ^{bc}	13,33 ^c	26,67 ^a	26,67 ^a	16,67 ^b	20,00 ^b	23,33 ^b	21,67 ^a	1,67 ^c	3,33 ^c	8,33 ^b
<i>Enterolobium timbouva</i>	0,00 ^c	1,77 ^b	1,77 ^b	8,87 ^a	10,64 ^b	8,87 ^b	21,28 ^a	19,50 ^a	13,30 ^a	3,55 ^c	5,32 ^b	1,77 ^c
<i>Hymenaea martiana</i>	25,00 ^b	25,00 ^b	41,67 ^a	50,00 ^a	41,67 ^a	41,67 ^a	50,00 ^a	33,33 ^b	41,67 ^a	41,67 ^a	16,67 ^c	29,17 ^b
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	0,00 ^d	23,81 ^c	47,62 ^b	71,43 ^a	0,00 ^d	23,81 ^c	47,62 ^b	71,43 ^a	0,00 ^c	0,00 ^c	23,81 ^b	35,71 ^a
<i>Ormosia arborea</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Peltophorum dubium</i>	22,52 ^a	13,51 ^b	13,51 ^b	20,07 ^a	15,77 ^a	9,01 ^a	15,77 ^a	15,77 ^a	9,01 ^a	5,63 ^{ab}	9,01 ^a	2,25 ^b
<i>Plathymenia reticulata</i>	7,65 ^a	3,06 ^a	3,06 ^a	7,65 ^a	7,65 ^a	1,53 ^b	4,59 ^{ab}	4,59 ^{ab}	0,00 ^a	0,00 ^a	0,00 ^a	0,76 ^a
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	11,11	0,00	0,00 ^b	11,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Lythraceae												
<i>Lafoensia pacari</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Malpighiaceae												
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	23,81 ^b	23,81 ^b	41,67 ^a	5,95 ^c	5,95 ^c	17,86 ^b	23,81 ^a	5,95 ^c	0,00	0,00	0,00	0,00
Malvaceae												
<i>Eriotheca pubescens</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Pseudobombax tomentosum</i>	13,33 ^a	11,67 ^a	15,00 ^a	8,33 ^a	13,33 ^a	11,67 ^a	15,00 ^a	8,33 ^a	6,67 ^a	1,67 ^b	1,67 ^b	5,83 ^a
<i>Sterculia striata</i>	55,56 ^b	83,33 ^a	55,56 ^b	55,56 ^b	55,56 ^b	83,33 ^a	55,56 ^b	55,56 ^b	69,44 ^a	13,89 ^b	13,89 ^b	13,89 ^b
Myrtaceae												
<i>Eugenia dysenterica</i>	34,48 ^b	11,49 ^c	51,72 ^a	45,98 ^a	34,48 ^a	17,24 ^b	40,23 ^a	17,24 ^b	2,87 ^a	0,00 ^b	2,87 ^a	2,87 ^a

Família Espécie	6 meses				12 meses				36 meses			
	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com	Lan Par	Lan Com	Lin Par	Lin Com
Sapindaceae												
<i>Magonia pubescens</i>	76,92 ^a	30,77 ^c	76,92 ^a	61,54 ^b	71,79 ^a	48,72 ^b	64,10 ^a	46,15 ^b	39,74 ^a	7,69 ^b	6,41 ^b	2,56 ^c

Tabela S3. Resultados das análises estatísticas para a porcentagem de estabelecimento por espécie. Resultado dos Modelos Lineares Mistos Generalizados (GLMM). Onde: χ^2 = valor do qui-quadrado; GL = graus de liberdade; Valor de P = Valor de P = probabilidade de significância e valores em negrito indicam resultados significativos.

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
<i>Anadenanthera colubrina</i>			
Forma de semeadura (FS)	1,31	1	0,2508
Composição de espécies (CE)	0,18	1	0,6671
Tempo (T)	7,78	2	0,0204
FS*CE (Tratamento)	5,05	1	0,0246
FS*T	87,50	2	<0,0001
CE*T	21,49	2	<0,0001
FS*C*T	5,77	2	0,5560
<i>Apeiba tibourbou</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,10	1	0,7439
Composição de espécies (CE)	4,03	1	0,0446
Tempo (T)	1,13	2	0,5661
FS*CE (Tratamento)	2,23	1	0,1345
FS*T	3,32	2	0,1899
CE*T	3,04	2	0,2178
FS*C*T	1,20	2	0,5488
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>			
Forma de semeadura (FS)	9,62	1	0,0019
Composição de espécies (CE)	16,04	1	<0,0001
Tempo (T)	1,04,36	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	125,42	1	<0,0001
FS*T	14,80	2	<0,0001
CE*T	19,94	2	<0,0001
FS*C*T	5,08	2	0,0785
<i>Astronium fraxinifolium</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,28	1	0,5958
Composição de espécies (CE)	2,37	1	0,1235
Tempo (T)	26,02	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	3,61	1	0,0572
FS*T	71,16	2	<0,0001
CE*T	3,13	2	0,2083
FS*C*T	3,32	2	0,1896
<i>Astronium urundeuva</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,10	1	0,7475
Composição de espécies (CE)	1,87	1	0,1707
Tempo (T)	99,44	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,00	1	0,9900

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
<i>Astronium urundeuva</i>			
FS*T	10,01	2	0,0066
CE*T	0,52	2	0,7688
FS*C*T	1,19	2	0,5501
<i>Bixa orellana</i>			
Forma de semeadura (FS)	6,03	1	0,0139
Composição de espécies (CE)	11,14	1	<0,0001
Tempo (T)	11,06	2	0,0008
FS*CE (Tratamento)	0,00	1	0,9968
FS*T	0,20	2	0,9005
CE*T	0,62	2	0,7333
FS*C*T	2,20	2	0,3323
<i>Copaifera langsdorffii</i>			
Forma de semeadura (FS)	14,84	1	<0,0001
Composição de espécies (CE)	24,62	1	<0,0001
Tempo (T)	68,16	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	131,78	1	<0,0001
FS*T	44,22	2	<0,0001
CE*T	34,45	2	<0,0001
FS*C*T	0,00	2	0,9999
<i>Dimorphandra mollis</i>			
Forma de semeadura (FS)	12,77	1	<0,0001
Composição de espécies (CE)	4,94	1	0,0262
Tempo (T)	13,85	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	1,17	1	0,2789
FS*T	2,26	2	0,3216
CE*T	0,34	2	0,8411
FS*C*T	0,00	2	0,9999
<i>Dipteryx alata</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,96	1	0,3266
Composição de espécies (CE)	0,42	1	0,5121
Tempo (T)	52,87	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	46,32	1	<0,0001
FS*T	4,21	2	0,1214
CE*T	8,87	2	0,0118
FS*C*T	19,60	2	<0,0001
<i>Enterolobium timbouva</i>			
Forma de semeadura (FS)	10,42	1	0,0012
Composição de espécies (CE)	3,55	1	0,0595
Tempo (T)	59,31	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,13	1	0,7101
FS*T	34,66	2	<0,0001

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
<i>Enterolobium timbouva</i>			
CE*T	25,07	2	<0,0001
FS*C*T	0,03	2	0,9839
<i>Eugenia dysenterica</i>			
Forma de semeadura (FS)	35,14	1	<0,0001
Composição de espécies (CE)	60,81	1	<0,0001
Tempo (T)	222,12	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	9,19	1	0,0024
FS*T	20,05	2	<0,0001
CE*T	7,55	2	0,0229
FS*C*T	19,89	2	<0,0001
<i>Guazuma ulmifolia</i>			
Forma de semeadura (FS)	11,74	1	<0,0001
Composição de espécies (CE)	1,12	1	0,2881
Tempo (T)	15,63	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,13	1	0,7151
FS*T	9,13	2	0,0103
CE*T	1,81	2	0,4038
FS*C*T	0,91	2	0,6313
<i>Handroanthus impetiginosus</i>			
Forma de semeadura (FS)	17,12	1	<0,0001
Composição de espécies (CE)	53,50	1	<0,0001
Tempo (T)	85,96	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,02	1	0,8691
FS*T	150,97	2	<0,0001
CE*T	111,90	2	<0,0001
FS*C*T	7,12	2	0,0283
<i>Handroanthus ochraceus</i>			
Forma de semeadura (FS)	1,41	1	0,2339
Composição de espécies (CE)	0,35	1	0,5520
Tempo (T)	7,18	2	0,0274
FS*CE (Tratamento)	0,12	1	0,7275
FS*T	7,33	2	0,0255
CE*T	4,07	2	0,1302
FS*C*T	0,87	2	0,6460
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>			
Forma de semeadura (FS)	1,62	1	0,2018
Composição de espécies (CE)	24,27	1	<0,0001
Tempo (T)	43,46	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	108,84	1	<0,0001
FS*T	5,13	2	0,0768
CE*T	18,36	2	<0,0001

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>			
FS*C*T	0,42	2	0,8086
<i>Hymenaea martiana</i>			
Forma de semeadura (FS)	2,49	1	0,1140
Composição de espécies (CE)	0,58	1	0,4433
Tempo (T)	50,72	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,09	1	0,7641
FS*T	84,48	2	<0,0001
CE*T	39,96	2	<0,0001
FS*C*T	8,31	2	0,0156
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>			
Forma de semeadura (FS)	60,43	1	<0,0001
Composição de espécies (CE)	0,65	1	0,4180
Tempo (T)	64,23	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,08	1	0,7753
FS*T	15,34	2	<0,0001
CE*T	24,94	2	<0,0001
FS*C*T	0,07	2	0,9614
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,00	1	0,9917
Composição de espécies (CE)	8,12	1	0,0043
Tempo (T)	403,48	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	81,29	1	<0,0001
FS*T	165,44	2	<0,0001
CE*T	24,82	2	<0,0001
FS*C*T	6,26	2	0,0435
<i>Luehea paniculata</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,25	1	0,6159
Composição de espécies (CE)	0,70	1	0,4011
Tempo (T)	33,11	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	3,25	1	0,0712
FS*T	13,78	2	0,0010
CE*T	2,27	2	0,2549
FS*C*T	2,31	2	0,3137
<i>Magonia pubescens</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,71	1	0,3987
Composição de espécies (CE)	209,73	1	<0,0001
Tempo (T)	412,87	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	21,51	1	<0,0001
FS*T	91,80	2	<0,0001
CE*T	12,85	2	0,0016
FS*C*T	9,21	2	0,0099

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
<i>Mimosa pigra</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,53	1	0,4631
Composição de espécies (CE)	6,88	1	0,0086
Tempo (T)	35,74	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	2,28	1	0,1309
FS*T	9,39	2	0,0091
CE*T	20,31	2	<0,0001
FS*C*T	1,95	2	0,3763
<i>Peltophorum dubium</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,08	1	0,7655
Composição de espécies (CE)	7,59	1	0,0058
Tempo (T)	54,07	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	7,98	1	0,0047
FS*T	3,28	2	0,1930
CE*T	5,06	2	0,0794
FS*C*T	11,12	2	0,0038
<i>Piptadenia gonoacantha</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,64	1	0,4218
Composição de espécies (CE)	31,76	1	<0,0001
Tempo (T)	91,26	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,20	1	0,6477
FS*T	36,91	2	<0,0001
CE*T	11,81	2	0,0027
FS*C*T	1,05	2	0,5893
<i>Plathymenia reticulata</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,00	1	0,9617
Composição de espécies (CE)	1,97	1	0,1598
Tempo (T)	11,13	2	0,0038
FS*CE (Tratamento)	18,19	1	<0,0001
FS*T	0,34	2	0,8398
CE*T	3,47	2	0,1756
FS*C*T	0,12	2	0,9388
<i>Pseudobombax tomentosum</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,42	1	0,5131
Composição de espécies (CE)	8,80	1	0,0029
Tempo (T)	37,95	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	0,35	1	0,5507
FS*T	0,00	2	0,9989
CE*T	0,82	2	0,6619
FS*C*T	16,58	2	<0,0001
<i>Senegalia polyphylla</i>			
	χ^2	GL	P
Forma de semeadura (FS)	9,78	1	0,0017

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
<i>Senegalia polyphylla</i>			
Composição de espécies (CE)	19,22	1	<0,0001
Tempo (T)	54,68	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	45,82	1	<0,0001
FS*T	63,42	2	<0,0001
CE*T	35,15	2	<0,0001
FS*C*T	19,85	2	<0,0001
<i>Senna alata</i>			
Forma de semeadura (FS)	3,33	1	0,0679
Composição de espécies (CE)	13,36	1	<0,0001
Tempo (T)	44,83	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	13,45	1	<0,0001
FS*T	12,45	2	0,0019
CE*T	7,28	2	0,0262
FS*C*T	6,35	2	0,0417
<i>Solanum lycocarpum</i>			
Forma de semeadura (FS)	5,73	1	0,0166
Composição de espécies (CE)	2,10	1	0,1463
Tempo (T)	11,51	2	0,0031
FS*CE (Tratamento)	1,19	1	0,2738
FS*T	0,00	2	0,9990
CE*T	10,98	2	0,0041
FS*C*T	2,03	2	0,3621
<i>Solanum paniculatum</i>			
Forma de semeadura (FS)	0,06	1	0,7961
Composição de espécies (CE)	3,39	1	0,0653
Tempo (T)	1,64	2	0,4392
FS*CE (Tratamento)	0,91	1	0,3401
FS*T	6,00	2	0,0497
CE*T	0,03	2	0,9812
FS*C*T	2,42	2	0,2973
<i>Sterculia striata</i>			
Forma de semeadura (FS)	171,00	1	<0,0001
Composição de espécies (CE)	0,37	1	0,5383
Tempo (T)	156,81	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	27,72	1	<0,0001
FS*T	15,47	2	<0,0001
CE*T	105,68	2	<0,0001
FS*C*T	49,48	2	<0,0001
<i>Tabebuia aurea</i>			
Forma de semeadura (FS)	6,50	1	0,0107
Composição de espécies (CE)	8,81	1	0,0029

Efeitos	Estatística		
	χ^2	GL	P
<i>Tabebuia aurea</i>			
Tempo (T)	43,44	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	19,47	1	<0,0001
FS*T	0,02	2	0,9855
CE*T	0,04	2	0,9759
FS*C*T	0,00	2	1,0000
<i>Tachigali rubiginosa</i>			
Forma de semeadura (FS)	3,20	1	0,0734
Composição de espécies (CE)	29,32	1	<0,0001
Tempo (T)	68,16	2	<0,0001
FS*CE (Tratamento)	212,23	1	<0,0001
FS*T	46,40	2	<0,0001
CE*T	50,62	2	<0,0001
FS*C*T	0,00	2	1,0000
<i>Terminalia argentea</i>			
Forma de semeadura (FS)	1,66	1	0,1973
Composição de espécies (CE)	8,85	1	0,0029
Tempo (T)	9,29	2	0,0095
FS*CE (Tratamento)	2,98	1	0,0839
FS*T	0,00	2	0,9999
CE*T	3,06	2	0,2159
FS*C*T	0,00	2	1,0000
<i>Zeyheria montana</i>			
Forma de semeadura (FS)	3,59	1	0,1658
Composição de espécies (CE)	19,43	1	<0,0001
Tempo (T)	6,61	2	0,0365
FS*CE (Tratamento)	0,00	1	0,9997
FS*T	0,00	2	1,0000
CE*T	5,69	2	0,0580
FS*C*T	0,00	2	0,9999

Figura S1. Fases do desenvolvimento da vegetação e algumas espécies que se estabeleceram do 1° ao 36° mês após a semeadura nos diferentes tratamentos, em três áreas de restauração com semeadura direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. 1° mês dominado por ervas e arbustos espontâneos e espécies agrícolas, com pepino já produzindo fruto (a); 2° mês dominado por outras espécies agrícolas, feijão de porco, melancia e gergelim (b); 3° mês, dominado pelo gergelim (flor branca) e crotalária (flor amarela) (c); 6° mês, gergelim, crotalária e melancia já finalizaram seus ciclos e o feijão de porco e guandu dominam (d); 9° mês, vegetação bem aberta pela perda de folhas na estação seca e dominada áreas dominadas por guandu e fedegosão (e); 12° mês, jovem e densa capoeira formada especialmente por feijão guandu e fedegosão (f); Visão interna de “f”, repare um fedegosão a esquerda e um angico monjolo a direita (g). Agora tingui, aroeira e mutamba (h); 32° mês, parcelas de linha, com guandu ainda prevalecendo e com gramínea exótica densa (i); Visão interna de “i”, repare um tamboril em meio a gramínea exótica (j); 32° mês, parcelas de lanço composição parcial, com a capoeira formada, com guandu, fedegosão e angico monjolo (k); Visão interna de “k”, repare a capoeira bem fechada, com as plantas bem desenvolvidas e pouca gramínea exótica (l).

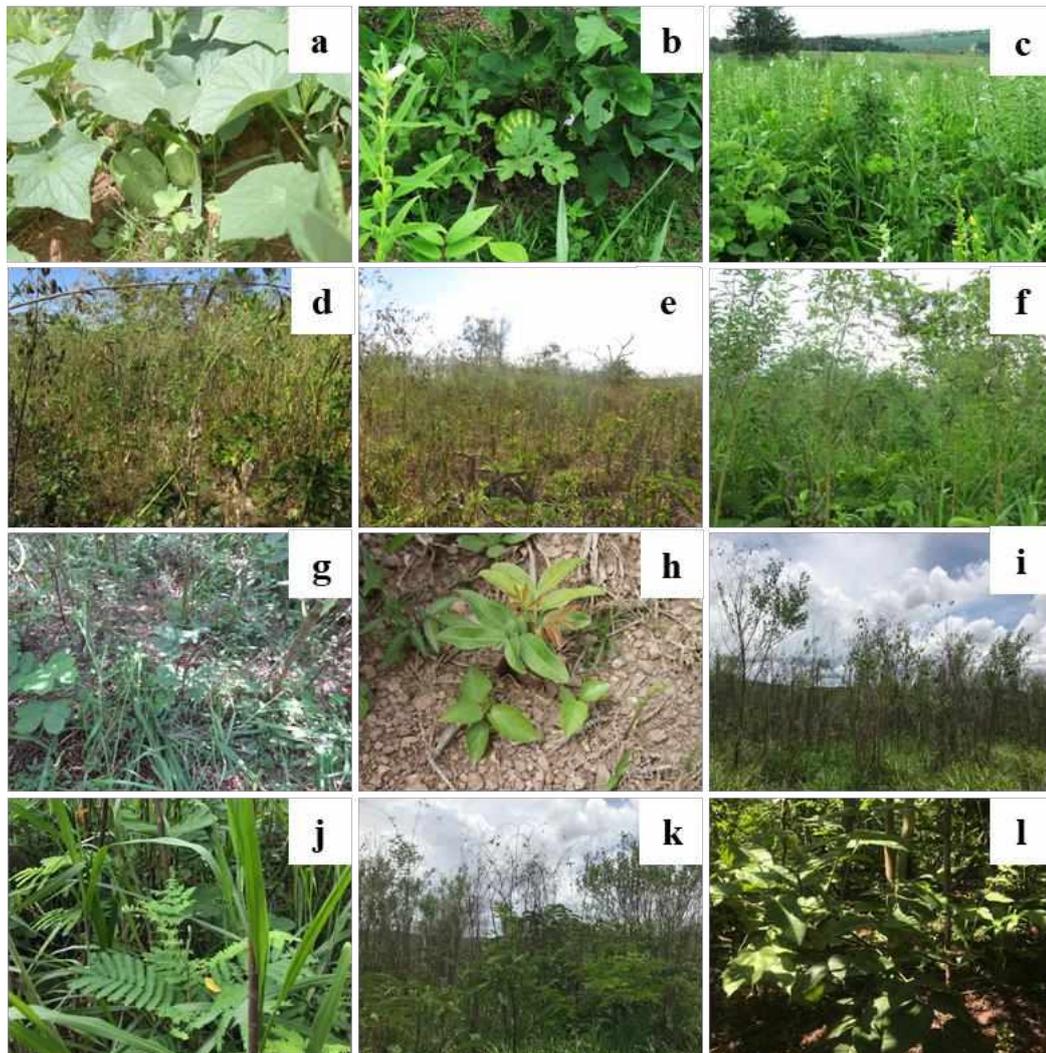


Figura S2. Cobertura por espécies no tratamento lanço composição parcial do 3° ao 32° mês após a semeadura em três áreas de restauração com semeadura direta em região de contato Savana/Floresta Estacional. Traços indicam as espécies que representavam 70% da cobertura em cada tempo.



CONCLUSÕES GERAIS

O método de semeadura vem sendo cada vez mais utilizado com sucesso na restauração de áreas degradadas em savanas e florestas. Em nosso estudo, a semeadura utilizando quatro classes sucessionais, com espécies de diferentes ciclos e estratos de ocupação, foi eficaz para a sucessão inicial. Foi importante para o estabelecimento de várias espécies nativas, com alta densidade de plântulas, além de reduzir a cobertura de gramínea exótica. Com três anos pós semeadura, uma vegetação mais estruturada e estratificada favoreceu também a recolonização de comunidades de formigas e interações animal-plantas. Encontramos uma maior diversidade de formigas e também maiores taxas de remoção de sementes comparado ao método de plantio de mudas e pastagens, que usamos como controle. Nessas áreas a simplificação da vegetação, resultante da menor diversidade e cobertura de espécies plantadas, além da maior cobertura de capim exótico, fizeram com que a diversidade de formigas fosse semelhante e com taxas de remoção de sementes mais baixas. As taxas de herbivoria se mostraram baixas em áreas de ambos os métodos de revegetação, onde as espécies responderam de formas diferentes, e o consumo aparenta não ser um fator limitante para o estabelecimento das espécies testadas no estudo. Os resultados encontrados são favoráveis, onde a semeadura direta ocorreu com sucesso na fase inicial de restauração, acelerando e favorecendo a reestruturação da comunidade de formigas e interações animal-plantas. Amostragens futuras de acompanhamento da trajetória poderão mostrar a evolução do processo de sucessão vegetal, além da recolonização da fauna e do retorno das interações ecológicas importantes para a dinâmica da comunidade.