

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS  
CÂMPUS DE BOTUCATU

**RESTAURAÇÃO DO CERRADO: A INFLUÊNCIA DAS TÉCNICAS E  
DE FATORES ECOLÓGICOS SOBRE O DESENVOLVIMENTO  
INICIAL DA COMUNIDADE LENHOSA**

**MÁRIO GUILHERME DE BIAGI CAVA**

Dissertação apresentada à Faculdade de  
Ciências Agronômicas da Unesp – Câmpus  
de Botucatu, para obtenção do título de  
Mestre em Ciência Florestal

BOTUCATU – SP

Dezembro – 2014

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS  
CÂMPUS DE BOTUCATU

**RESTAURAÇÃO DO CERRADO: A INFLUÊNCIA DAS TÉCNICAS E  
DE FATORES ECOLÓGICOS SOBRE O DESENVOLVIMENTO  
INICIAL DA COMUNIDADE LENHOSA**

**MÁRIO GUILHERME DE BIAGI CAVA**

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Giselda Durigan

Coorientador: Ingo Isernhagen

Dissertação apresentada à Faculdade de  
Ciências Agronômicas da Unesp – Câmpus  
de Botucatu, para obtenção do título de  
Mestre em Ciência Florestal

BOTUCATU – SP

Dezembro – 2014

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA SEÇÃO TÉCNICA DE AQUISIÇÃO E TRATAMENTO DA INFORMAÇÃO - DIRETORIA TÉCNICA DE BIBLIOTECA E DOCUMENTAÇÃO - UNESP - FCA - LAGEADO - BOTUCATU (SP)

C376r Cava, Mário Guilherme de Biagi, 1985-  
Restauração do cerrado: a influência das técnicas e de fatores ecológicos sobre o desenvolvimento inicial da comunidade lenhosa / Mário Guilherme de Biagi Cava. - Botucatu: [s.n.], 2014  
xi, 78 f. : ils. color., tabs., grafs., fots. color.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, 2014

Orientador: Giselda Durigan

Coorientador: Ingo Isernhagen

Inclui bibliografia

1. Floresta - Restauração. 2. Ecologia do cerrado. 3. Solos - Uso. 4. Resiliência (Ecologia). 5. Floresta - Densidade. I. Durigan, Giselda. II. Isernhagen, Ingo. III. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Campus de Botucatu). Faculdade de Ciências Agrônomicas. IV. Título.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA “JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRONÔMICAS

CAMPUS DE BOTUCATU

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

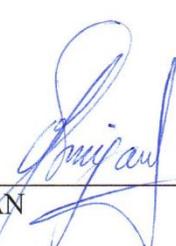
**TÍTULO: “RESTAURAÇÃO DO CERRADO: A INFLUÊNCIA DAS TÉCNICAS E DE FATORES ECOLÓGICOS SOBRE O DESENVOLVIMENTO INICIAL DA COMUNIDADE LENHOSA”**

ALUNO: MÁRIO GUILHERME DE BIAGI CAVA

ORIENTADOR: PROF. DR. GISELDA DURIGAN

COORIENTADOR: DR. INGO ISERNHAGEN

Aprovado pela Comissão Examinadora

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. GISELDA DURIGAN

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. DANIEL LUIS MASCIA VIEIRA

  
\_\_\_\_\_  
PROF. DR. VERA LEX ENGEL

Data da Realização: 29 de agosto de 2014.

*“A circunstância de o estudante escolher assunto elevado para pesquisar não significa ser portador de elevação, apenas revela as suas necessidades”.*

Waldo Vieira

## AGRADECIMENTOS

Aos pais David Cava e Guilhermina de Biagi pelo apoio integral e fortalecedor.

À irmã Lúcia Regina, por “abrir meus olhos” em momentos importantes, contribuindo para que os prazos fossem cumpridos, desde o início.

À orientadora Dr<sup>a</sup>. Giselda Durigan pelo estímulo constante e orientação surpreendente.

Ao Coorientador Dr. Ingo Isernhagen pela oportunidade, confiança verdadeira, e coorientação atenciosa.

Aos membros da Banca de Qualificação, Dr<sup>a</sup>. Maria Teresa Zugliani Toniato e Dr<sup>a</sup>. Vera Lex Engel, pela contribuição imensurável.

Aos membros da Banca de Defesa, Dr. Daniel Luis Mascia Vieira e Dr<sup>a</sup>. Vera Lex Engel, pelo aporte sólido e recomendações para elaboração da versão final da dissertação.

À Natalia Guerin pelas sugestões, auxílio e receptividade em todos os aspectos.

Ao Junior Micolino da Veiga pelo auxílio mais que essencial em campo e “escritório”.

Ao Renan Veroneze Garcia, Vanderley da Costa e Silva, Letícia Laabs, Esther, Nilton Farias, Gustavo, Vítor Renck, Tita Mews, Gabriela Almeida pelo auxílio durante a coleta de dados.

Ao Eduardo Malta, Edmar Oliveira e Natalia Ivanauskas pelo auxílio na identificação de plantas.

Ao Dr. Antônio Carlos Galvão de Melo e Augusto Mendonça pelo auxílio estatístico. Assim como a Daniela Jerszurki, ao Gabriel Democh e ao Dr. Jorge das Neves Rosa pela disponibilidade e esclarecimentos pós-análises.

Ao Heber Queiroz pelo auxílio na elaboração de layouts, mapas, etc.

Ao Instituto Socioambiental (ISA) e seus integrantes Rodrigo Junqueira, Bruna Ferreira, Cleudemir Peixoto, Letícia Leite, Adryan Nascimento, Dannyel Sá, Heber Queiroz, José

Nicola, Junior Micolino da Veiga, Karla Oliveira, Kátia Ono, Sadi Eisenbach e Fábio pela hospedagem, receptividade incondicional e educação.

Ao Grupo Cunha e seus integrantes Saulo, Pedro, Paulo, Adonir, Sandra, Alemão, Aroldo pela hospedagem mais que receptiva durante as coletas de campo na Fazenda Angaiá.

Aos colegas mestrandos e doutorandos integrantes do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal da Unesp de Botucatu: Dani Almeida, Deivid Machado, Diego Podadera, Gisele Marconato, Leonardo José, Luciane Sato, Rita Camila e Rodrigo Minici pelos ensinamentos, reflexões e auxílio.

Aos colegas mestrandos, doutorandos, pós-doutorandos e pesquisadores do Laboratório de Ecologia e Hidrologia Florestal da Floresta Estadual de Assis, Instituto Florestal: Antônio Carlos Galvão de Melo, Eliane Honda, Marcio Suganuma, Geissianny Assis, Natashi Pilon, Wander Laizo, Rodolfo de Abreu, Beatriz Ferreira, Keila Dalle Laste, Augusto Mendonça e Éliton Silveira pelos ensinamentos e compartilhamento de ideias.

À namorada Ana Carolina pela revisão ortográfica da versão final desta dissertação e por compartilhar comigo, tranquilamente, a etapa final do mestrado.

À amiga Rosely Alvim Sanches e ao amigo Vitor Renck pelas profundas reflexões durante nossas temporadas em Canarana.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, pela bolsa concedida.

	SUMÁRIO	Página
LISTA DE FIGURAS .....		VIII
LISTA DE TABELAS.....		XI
RESUMO.....		1
SUMMARY.....		3
1 INTRODUÇÃO .....		5
2 REVISÃO DE LITERATURA .....		9
2.1 A importância das teorias ecológicas para a restauração.....		9
2.2 Peculiaridades da restauração de cerrado .....		10
2.3 O sucesso da restauração .....		13
3 MATERIAL E MÉTODOS .....		15
3.1 Área de estudo.....		15
3.2 Delineamento experimental .....		17
3.3 Coleta de dados.....		24
3.4 Caracterização da comunidade vegetal.....		25
3.5 Caracterização dos fatores ecológicos .....		29
3.5.1 Caracterização do solo.....		29
3.5.2 Histórico de uso da terra.....		35
3.6 Análise de dados .....		38
4 RESULTADOS .....		39
4.1 Diversidade e similaridade florística .....		39
4.2 Desempenho das espécies nos diferentes tratamentos .....		46
4.3 Densidade.....		48
4.4 Riqueza .....		49
4.5 Análise dos fatores que influenciam a densidade e a riqueza.....		49
4.5.1 Fatores que influenciam a densidade.....		50
4.5.2 Fatores que influenciam a riqueza .....		52
5 DISCUSSÃO.....		54

5.1	Recuperação da diversidade e da semelhança florística com o ecossistema de referência pelas diferentes técnicas.....	54
5.2	O efeito das técnicas de restauração sobre a densidade.....	57
5.3	O efeito das técnicas de restauração sobre a riqueza .....	58
5.4	Fatores ecológicos que influenciam a densidade .....	59
5.5	Fatores que influenciam a riqueza .....	60
6	CONCLUSÃO .....	62
7	REFERÊNCIAS .....	63
	APÊNDICE .....	72

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Localização da Fazenda Angaiá, no estado de Mato Grosso, Brasil. ....	16
<b>Figura 2:</b> Representação gráfica completa do balanço hídrico climatológico (BHC) para a estação meteorológica convencional de Canarana. RET: retirada de água do solo; REP: recarga de água do solo; DEF: Deficiência Hídrica; EXC: Excesso Hídrico; P: precipitação; ETP: evapotranspiração potencial ou de referência (adaptado de SOUZA et al., 2013). Verifica-se que a região de estudo é sujeita a um prolongado período de deficiência hídrica, que se estende de abril a outubro. ....	16
<b>Figura 3:</b> Representação esquemática das parcelas experimentais, construída sobre imagem de satélite do ano de 2011 (ano da implantação do experimento), que mostra a cobertura vegetal natural remanescente de cerradão, junto às parcelas experimentais. As parcelas sem numeração correspondem aos tratamentos com espécies exóticas, que não foram objeto deste estudo. ....	18
<b>Figura 4:</b> Trator e semeadora-adubadora no momento do plantio. Observa-se o técnico restaurador sobre a semeadora, revolvendo a “muvuca de sementes” para facilitar sua saída pelo fundo dosador regulável. ....	21
<b>Figura 5:</b> Trator e plantadora agrícola na operação de semeadura direta em linhas. Observam-se as sementes da espécie <i>Magonia pubescens</i> sendo lançadas manualmente pelos técnicos restauradores. ....	23
<b>Figura 6:</b> Imagem da borda do ecossistema de referência para densidade, localizado ao lado da área experimental. ....	27
<b>Figura 7:</b> Imagem do interior do ecossistema de referência para densidade, localizado ao lado da área experimental. ....	27
<b>Figura 8:</b> Em destaque pelo contorno marrom, fragmento de cerradão considerado como ecossistema de referência para densidade da comunidade vegetal, com a indicação das parcelas de amostragem em coloração magenta. ....	28
<b>Figura 9:</b> Representação esquemática das parcelas experimentais de acordo com o tipo de solo sobre o qual foram demarcadas. As parcelas de 1 a 12 e a parcela 20 foram instaladas sobre LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico e as parcelas de 13 a 19 foram demarcadas sobre PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico. ....	31
<b>Figura 10:</b> Perfil 1 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura muito argilosa cascalhenta, A moderado, relevo plano, borda da vertente. ....	32

- Figura 11:** Perfil 2 PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico, textura argilosa cascalhenta, A proeminente, relevo suave ondulado, terço superior da vertente. .... 33
- Figura 12:** Perfil 3 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura muito argilosa, A moderado, relevo suave ondulado, terço superior da vertente..... 34
- Figura 13:** Resgate do histórico de uso da terra na área experimental, reconstituído sobre imagem de satélite dos anos 2007 e 2011..... 36
- Figura 14:** Imagem da área cujo histórico de uso anterior da terra foi categorizado como pastagem. Registro fotográfico de 11 de outubro de 2011, dois meses antes da instalação do experimento. .... 37
- Figura 15:** Imagem da área cujo histórico de uso da terra foi categorizado como vegetação em estágio inicial de sucessão secundária. Registro fotográfico de 11 de outubro de 2011, dois meses antes da instalação do experimento..... 37
- Figura 16:** Curvas de rarefação de espécies lenhosas amostradas no conjunto de parcelas de cada um dos tratamentos de restauração do cerrado em Canarana, MT..... 45
- Figura 17:** Riqueza de espécies lenhosas amostradas em 240 m<sup>2</sup> de cada tratamento e no ecossistema de referência para composição florística (Kunz et al., 2009). Os valores ao alto de cada barra correspondem ao índice de similaridade florística de Jaccard entre o tratamento e o ecossistema de referência. As barras empilhadas separam as espécies comuns (em cor azul) e as espécies que não ocorrem no ecossistema de referência (amarelo)..... 46
- Figura 18:** Médias da densidade de indivíduos lenhosos com altura a partir de 50 cm nos diferentes tratamentos (técnicas de restauração). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si a 5% de significância pelo teste Tukey. As barras representam o erro padrão da estimativa da análise de variância. .... 48
- Figura 19:** Médias da riqueza de espécies lenhosas por parcela nos diferentes tratamentos (técnicas de restauração). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si a 5% de significância pelo teste Tukey. As barras verticais ao alto de cada coluna representam o erro padrão da estimativa da análise de variância. .... 49
- Figura 20:** Média de densidade de indivíduos com altura a partir de 50 cm em cada tratamento, separando-se as parcelas nas diferentes categorias de uso anterior da terra.....50
- Figura 21:** Média de densidade de indivíduos com altura a partir de 50 cm em cada tratamento, separando-se as parcelas nas diferentes categorias de tipo de solo. .... 51

- Figura 22:** Densidade de indivíduos lenhosos com altura a partir de 50 cm por categoria de uso anterior da terra (esquerda) e tipo de solo (direita), agrupando-se todos os tratamentos. .... 51
- Figura 23:** Média de riqueza de indivíduos com altura a partir de 50 cm em cada tratamento, separando-se as parcelas nas diferentes categorias de uso anterior da terra..... 52
- Figura 24:** Média de riqueza de indivíduos com altura a partir de 50 cm em cada tratamento agrupando-se as parcelas dos diferentes tratamentos. .... 53

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Espécies vegetais plantadas por mudas ou sementes. ....	21
<b>Tabela 2:</b> Espécies lenhosas plantadas e regenerantes que ocorreram na área de estudo (Canarana, MT), número de indivíduos por tratamentos (N) (número de indivíduos de cada espécie em 240 m <sup>2</sup> (soma de todas as subparcelas de um mesmo tratamento)), sua densidade absoluta (DA), que expressa o número de indivíduos de cada espécie por hectare e sua densidade relativa (DR) que expressa a porcentagem de indivíduos da espécie em relação ao total de indivíduos amostrados em cada um dos tratamentos (técnicas de restauração). Os tratamentos foram: Semeadura direta a lanço (SLA), Semeadura direta em linhas (SLI), Controle (C), Regeneração Natural Assistida (RNA), Plantio de mudas (M). ....	40
<b>Tabela 3:</b> Variáveis apontadas pelo GLM por terem sido as que exerceram maior influência sobre a densidade de indivíduos lenhosos a partir de 50 cm de altura em experimento de restauração do Cerrado (Canarana, MT).....	50
<b>Tabela 4:</b> Variáveis apontadas pelo GLM por terem sido as que exerceram maior influência sobre a riqueza de indivíduos lenhosos a partir de 50 cm de altura em experimento de restauração do Cerrado (Canarana, MT).....	52

## RESUMO

A restauração da vegetação de cerrado é um desafio aos cientistas e restauradores, familiarizados com os obstáculos e processos peculiares da restauração florestal, mas que não se adequam ao ecossistema savânico. A técnica mais utilizada tem sido o plantio de mudas, que pode apresentar elevados custos, principalmente para restauração em larga escala. A sementeira direta de espécies lenhosas e técnicas de indução da regeneração natural têm sido recomendadas como alternativas ao plantio de mudas visando à restauração do Cerrado. Implantamos experimento em blocos ao acaso, com cinco tratamentos (técnicas de restauração) e quatro repetições, em uma pastagem abandonada, em área de cerradão, na região do Alto Xingu, Mato Grosso, Brasil. As técnicas envolveram a sementeira direta mecanizada em linhas e a lanço, plantio de mudas, regeneração natural assistida (aplicação de herbicida para controle de gramíneas invasoras) e controle (área sem intervenção). Amostramos a vegetação da área aos 22 meses após a implantação do experimento. Contabilizamos e identificamos todos os indivíduos de espécies lenhosas que ocorreram nas parcelas de amostragem, com 50 cm de altura mínima. Posteriormente, calculamos a densidade e a riqueza da comunidade, como indicadores do sucesso da restauração. Registramos 14892 indivíduos por hectare, pertencentes a 112 espécies. Dentre estas espécies, 16 foram plantadas e 96 regeneraram-se naturalmente por chuva de sementes ou rebrota. A sementeira direta em linhas foi superior às outras técnicas na recuperação da densidade. Este atributo da comunidade também foi influenciado pelo tipo de solo e, de forma secundária, pelo histórico de uso da terra. Por outro lado, a sementeira direta, em geral, resultou em comunidades com baixa diversidade, com forte dominância de uma única espécie. Nenhuma técnica de restauração apresentou-se superior às outras na recuperação da riqueza, sendo esta influenciada fortemente pelo histórico de uso anterior da terra, que determina o potencial de regeneração natural. Se a meta da restauração é a recuperação da densidade da comunidade, recomendamos, para áreas semelhantes ao local de estudo, a utilização da sementeira direta em linhas. Entretanto, se o objetivo da restauração for recuperar a riqueza, a técnica a ser utilizada apresenta importância relativa, uma vez que o histórico de uso da terra é o fator que mais influencia esta recuperação. O sucesso na recuperação da diversidade é mais provável quando as técnicas podem basear-se nos processos naturais de regeneração, uma vez que

resultam em maior similaridade florística com o ecossistema de referência, em relação às técnicas que se baseiam na introdução das espécies por semeadura ou plantio.

---

**Palavras-chave:** restauração ecológica, cerradão, regeneração natural, rebrota, recuperação, histórico de uso da terra, densidade, riqueza, resiliência.

RESTORATION OF THE CERRADO: THE INFLUENCE OF TECHNICAL AND ECOLOGICAL FACTORS ON THE INITIAL DEVELOPMENT OF THE WOODY COMMUNITY. Botucatu, 2014. 90 p. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista.

Author: MÁRIO GUILHERME DE BIAGI CAVA

Adviser: GISELDA DURIGAN

Co-adviser: INGO ISERNHAGEN

## SUMMARY

The restoration of the Cerrado vegetation is a challenge to scientists and practitioners, familiar with the obstacles and peculiar processes of forest restoration, which do not fit to the savanna ecosystem. The most widely used technique has been the planting of nursery raised seedlings, which may have high costs, especially for large-scale restoration. The direct seeding of woody plants and techniques for induction of natural regeneration have been recommended as alternatives to planting nursery raised seedlings, aiming to restore the Cerrado. We implemented an experiment in randomized blocks with five treatments (restoration techniques) and four replications, in an abandoned pasture previously occupied by *cerradão* (the forest-type of cerrado vegetation) in the Upper Xingu region, Mato Grosso, Brazil. The techniques involved direct mechanized seeding – broadcast and in rows, planting nursery raised seedlings, assisted natural regeneration (application of herbicide to control invasive grasses) and a control (area with no intervention). We sampled the vegetation of the area at 22 months after the restoration interventions. We recorded and identified all woody plants with a minimum height of 50 cm occurring in the sample plots. Subsequently, we calculated the density and richness of the community, as indicators of restoration success. We recorded 14892 individuals per hectare, belonging to 112 species. Among these species, 16 were planted and 96 regenerated naturally by seed rain or resprout. The direct sowing in rows was superior to other techniques in the recovery of the density. This attribute of the community was also influenced by soil type and, secondarily, by historical land use. On the other hand, direct seeding usually results in communities with low diversity and with high dominance of a single species. No restoration technique resulted in higher richness than the other techniques. Richness was strongly influenced by the history of land use, which determines the potential for natural regeneration. If the restoration goal is the recovery of the community density, we

recommend the use of direct seeding in rows for similar environmental conditions. However, if the restoration goal is to recover the richness, the technique is less important, since the land use history is the factor that most influences the restoration outcomes. The successful recovery of diversity is more likely when the techniques can be based on natural regeneration processes, because they result in higher floristic similarity with the reference ecosystem, in relation to the techniques that are based on the introduction of the species by seeding or planting.

---

**Keywords:** ecological restoration, cerradão, natural regeneration, resprout, recovery, historical land use, density, richness, resilience.

## 1 INTRODUÇÃO

A restauração do cerrado é um desafio maior do que a restauração florestal (DURIGAN, 2005) principalmente devido à escassez de estudos empíricos já desenvolvidos sobre o assunto. Mesmo diante do limitado conhecimento sobre a propagação das espécies arbustivas e arbóreas de cerrado em condições de viveiro (BRANDO; DURIGAN, 2001; DURIGAN, 2003; PILON; DURIGAN, 2013), a estratégia de restauração mais utilizada, em áreas com baixa resiliência, é o plantio de mudas (DURIGAN, 2003, 2005; DURIGAN et al., 2011). Entretanto, esta técnica pode apresentar elevados custos, principalmente para restauração em larga escala (HOLL et al., 2010; RODRIGUES et al., 2009).

A semeadura direta de espécies arbóreas tem sido apontada como técnica alternativa à restauração por plantio de mudas em ecossistemas florestais (AERTS et al., 2006; CAMARGO et al., 2002; DOUST et al., 2006, 2008; ENGEL; PARROTA, 2001; OVERDYCK et al., 2013; SUN; DICKSON, 1996) e, mais recentemente, no cerrado (PEREIRA et al., 2013). Já em situações em que a área a ser restaurada apresenta capacidade de autorregeneração, técnicas de condução da regeneração natural podem ser aplicadas (DURIGAN et al., 1998, 2011; DURIGAN, 2003, 2005).

Vários estudos testaram a restauração de florestas tropicais por semeadura direta (ALMEIDA, 2004; ARAKI, 2005; BASSO, 2008; BONILLA-MOHENO; HOLL, 2010; BROOKS et al., 2009; CABIN et al., 2002; CAMARGO et al., 2002; COLE et al., 2011; DOUST, 2006; DOUST et al., 2008; ENGEL; PARROTA, 2001; FERREIRA et al., 2007; FERREIRA et al., 2009; FLORES-AYLAS et al., 2003; ISERNHAGEN, 2010; MALAVASI et al., 2005; MATTEI; ROSENTHAL, 2002;

POMPÉIA, 2005; SANTOS et al., 2012; SANTOS Jr. et al., 2004; SOARES; RODRIGUES, 2008; TUNJAI; ELLIOTT, 2012; WOODS; ELLIOTT, 2004). Por outro lado, poucas pesquisas envolvendo a restauração da vegetação lenhosa do cerrado por semeadura direta foram desenvolvidas até o momento (BARBOSA, 2008; CARRIJO et al., 2009; DAMASCO; CORREIA, 2011; PEREIRA et al., 2013a, 2013b). Estas pesquisas sugerem a eficácia da semeadura direta para restauração da vegetação de cerrado. Porém, considerando este reduzido número de estudos, a elevada heterogeneidade ecológica do cerrado, assim como a elevada limitação das espécies lenhosas em estabelecerem-se por sementes (SALAZAR et al., 2012), torna-se necessário o desenvolvimento de mais pesquisas em diferentes regiões do cerrado, sob diferentes condições ecológicas, procurando testar amplo número de espécies, a fim de avaliar de forma consistente a eficácia desta técnica, que pode ser promissora.

Pivello e Coutinho (1996) ressaltam que em áreas de cerrado perturbadas ou degradadas, ocupadas por gramíneas exóticas, onde existe potencial de regeneração natural, a utilização de herbicidas pode ser testada como técnica de manejo para redução das gramíneas e aumento de indivíduos lenhosos. De fato, Durigan et al. (1998) obtiveram sucesso na indução da regeneração natural em área de pastagem em região de cerrado após a aplicação de glifosato, controlando as gramíneas sem prejudicar as espécies de cerrado. Contudo, não é possível extrapolar resultados com segurança para regiões amplas, devido à alta variabilidade ambiental entre diferentes locais (DURIGAN, 2005), sendo importante testar as estratégias de restauração em diferentes áreas (HOLL et al., 2010). Outro fator que deve ser levado em consideração é a alta diversidade de espécies lenhosas do cerrado e a possibilidade de diferentes respostas destas espécies vegetais aos herbicidas. Desta forma, torna-se necessária a experimentação de técnicas de condução da regeneração natural em outros locais, que apresentem composição diversa de espécies regenerantes, a fim de avaliar a resposta das espécies nativas a este tipo de manejo, assim como sua eficácia.

A tomada de decisão sobre qual estratégia de restauração deve ser adotada depende do potencial de regeneração natural da área degradada e do resultado final esperado para o ecossistema (HOLL; AIDE, 2011). Para estes cientistas, o potencial de regeneração natural é influenciado pela resiliência do ecossistema, pelo nível de degradação antropogênica e pelas características do entorno da área a ser restaurada, isto é, da paisagem, que são fatores importantes a considerar na decisão sobre o nível e tipo de

intervenção que serão adotados. A vegetação de cerrado apresenta elevado potencial de autorregeneração, especialmente se comparada a ecossistemas florestais submetidos a semelhantes impactos. Todavia, o tempo necessário para restabelecimento das espécies a partir da regeneração natural, sua densidade e diversidade, são determinados pela intensidade e duração do impacto (DURIGAN, 2005). A intensidade do uso pretérito da terra, que pode variar do corte seletivo de espécies arbóreas até a pecuária ou agricultura de alta tecnologia, afeta muitos fatores locais específicos, que influenciam o potencial de regeneração natural do ecossistema (HOLL, 2007).

Após o desmatamento, a vegetação de cerrado leva cerca de 30 anos para atingir a biomassa original (GOODLAND; FERRI, 1979, DURIGAN, 2005). Durigan (2005) ressalta que, em áreas onde o cerrado foi substituído por pastagem por longos períodos, o potencial de regeneração natural das espécies lenhosas é reduzido em diversidade, densidade e cobertura de copas. Práticas agrícolas que envolvem o revolvimento do solo e a utilização de corretivos agrícolas, interferindo na estrutura e atributos químicos do solo de cerrado, prejudicam ainda mais o processo de regeneração natural da vegetação (DURIGAN, 2005).

Em relação às florestas tropicais, Holl e Aide (2011) consideram que, adicionalmente às condições intrínsecas da área a ser restaurada, a matriz na qual está inserida, em escala de paisagem, afeta sua recuperação, atuando como importante fonte de propágulos e, também, de potenciais distúrbios. Porém, Durigan et al. (1998) verificaram, em pastagem em região de cerrado, a inexistência de relação entre a densidade de plantas em regeneração e a distância do fragmento fonte. Assim, os autores concluíram que a chuva de sementes não é mecanismo indutor importante da regeneração natural para vegetação de cerrado.

Desta forma, é desejável que pesquisas relacionadas a estratégias de restauração do cerrado levem em consideração a resiliência da área degradada a se restaurar e o histórico de uso da terra, além das técnicas de restauração em si. Diante da tendência recente, em nível global e nacional, de valorização da biodiversidade do cerrado (DURIGAN, 2003; KLINK; MACHADO, 2005; MYERS et al., 2000; RATTER et al., 1997), da importância dos serviços ecossistêmicos prestados por esta e outras savanas tropicais (GRACE et al., 2006; LEHMANN, 2010), e da urgência em restaurar suas diversas fisionomias (CAVALCANTI; JOLY, 2002), torna-se necessário o desenvolvimento de pesquisas relacionadas a estratégias de restauração de sua vegetação.

O objetivo deste estudo foi comparar a eficácia entre as técnicas de semeadura direta a lanço, semeadura direta em linhas, plantio de mudas e regeneração natural assistida (aplicação de herbicida em área abandonada) em relação à recuperação da comunidade lenhosa do cerrado, mediante diferentes históricos de uso da terra e variações nas características edáficas. Buscamos responder às seguintes perguntas: (i) Qual técnica de restauração é mais eficaz na recuperação da densidade e riqueza da comunidade lenhosa do cerrado? (ii) Existem outros fatores além da técnica influenciando o sucesso da recuperação?

Nossa hipótese é de que as técnicas de plantio de mudas e semeadura direta a lanço e em linhas, em que são introduzidas novas espécies, serão mais eficazes para a recuperação da riqueza do que as técnicas baseadas apenas na regeneração natural. Ademais, acreditamos que as técnicas envolvendo a semeadura direta a lanço e em linhas serão mais eficazes para recuperação da densidade do que as técnicas envolvendo o plantio de mudas e a regeneração natural assistida, uma vez que as técnicas de semeadura envolvem a deposição de alta densidade de sementes de várias espécies. Além disso, esperamos que outros fatores, além das técnicas de restauração, estejam influenciando a recuperação da comunidade lenhosa, porém, de forma secundária.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 A importância das teorias ecológicas para a restauração**

Segundo a Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER, 2004), restauração ecológica é “o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”. A ecologia da restauração, ciência sobre a qual a prática se baseia, é definida, de acordo com Palmer et al. (1997), como “o desenvolvimento e teste de um corpo teórico para a reparação de ecossistemas danificados”. A ecologia, por sua vez, segundo Ricklefs (2010), “é a ciência através da qual estudamos como os organismos interagem entre si e com o mundo natural”. A restauração ecológica, a ecologia da restauração e a ecologia correlacionam-se. A ecologia apresenta conceitos e modelos que explicam padrões e processos em sistemas ecológicos, que são ou podem ser testados pela ecologia da restauração para a verificação ou desenvolvimento de teorias que, por conseguinte, podem orientar a restauração ecológica (PALMER et al., 2006).

Assim, o corpo teórico da ecologia tem elevada relevância tanto para a ciência como para a prática da restauração. Para se restaurar um ecossistema, primeiramente é necessário compreender sua dinâmica pré-distúrbio e utilizar esta compreensão para reconstruí-lo e restabelecer processos essenciais. Posteriormente, deve-se diagnosticar o tipo e a extensão dos danos que o ecossistema sofreu, a fim de avaliar qual estratégia de restauração deve ser adotada (HOBBS, 2007). Neste cenário, teorias e conceitos relacionados a estados alternativos estáveis (SUDING et al., 2004), sucessão

ecológica (YOUNG et al., 2001; WALKER; del MORAL, 2008; WALKER et al., 2007), regras de montagem (“assembly rules”) (LOCKWOOD, 1997; YOUNG et al., 2001; TEMPERTON et al., 2004), limiares (thresholds) (SUDING; HOBBS, 2009), entre outros, têm sido aplicados à restauração.

Estas teorias e conceitos são abordados individualmente na ecologia aplicada, contudo, têm sido alinhadas e abordadas em conjunto na restauração, formando um corpo teórico coerente (HOBBS, 2004).

Contudo, mesmo diante da crescente atenção dada ao desenvolvimento de bases conceituais sólidas para a restauração e da elaboração e aplicação de modelos conceituais por ecólogos da restauração, ainda questiona-se se estes conceitos podem ser generalizados a todos os tipos de ecossistemas ou quais teorias ou conceitos são mais adequados em cada caso (HOBBS, 2007). Neste cenário, compreende-se que o desafio em estabelecer uma ponte entre a teoria e a prática da restauração permanece e a ecologia da restauração tem muito a amadurecer (SUDING, 2011).

## **2.2 Peculiaridades da restauração de cerrado**

Considerando as múltiplas fisionomias vegetais do cerrado (OLIVEIRA-FILHO; RATTER, 2002), é essencial que se defina, no planejamento estratégico da restauração (HOLL; AIDE, 2011), qual fisionomia se deseja restaurar ou, em outras palavras, qual a meta da restauração (EHRENFELD, 2000; HOBBS, 2007), considerando que em alguns casos cujo objetivo é restaurar serviços ecossistêmicos específicos, a restauração de fisionomias naturais pode assumir importância secundária. Se a meta é restaurar uma comunidade ecológica de cerrado típico, por exemplo, os preceitos ecológicos que conduzirão a restauração serão diferentes dos preceitos que seriam adotados para restauração de uma mata de galeria (fisionomia florestal).

A restauração de fisionomias savânicas do cerrado (campo limpo, campo sujo, campo cerrado, cerrado) e de transição entre cerrado e floresta (cerradão) (DURIGAN; RATTER, 2006) são um desafio superior à restauração de florestas tropicais (DURIGAN, 2013).

O termo savana denota comunidades com uma camada contínua de gramíneas associada a árvores esparsas (SCHOLES; ARCHER, 1997). Esta mistura de formas de vida contrastantes, associada à forte alternância de estações secas e chuvosas, em regiões tropicais e subtropicais, distingue a savana das florestas em estrutura e função

(SCHOLES; ARCHER, 1997). Ao contrário das savanas, as florestas tropicais são caracterizadas por cobertura arbórea densa, normalmente com alta diversidade de árvores, trepadeiras e epífitas (MURPHY; BOWMAN, 2012).

O padrão espacial e a abundância relativa de gramíneas e plantas lenhosas em savanas são ditados por interações complexas e dinâmicas entre clima, solo, fogo e herbivoria (WALKER, 1987). Além disso, sabe-se que algumas formações savânicas foram originadas ou fortemente influenciadas e mantidas por atividades antrópicas pré-históricas, históricas ou atuais (SCHOLES; ARCHER, 1997). Já no caso das florestas tropicais, a competição por luz é o principal fator no direcionamento da dinâmica e estrutura da vegetação (MURPHY; BOWMAN, 2012). Diante destas diferenças entre os fatores que conduzem a formação de comunidades savânicas e florestais, torna-se evidente que os esforços a restauração destes ecossistemas devem partir de princípios ecológicos específicos de cada formação, que resultarão na aplicação estratégias diferentes para cada um destes sistemas.

A estação seca severa e prolongada é um dos principais filtros abióticos no cerrado, sendo um forte obstáculo à restauração (DURIGAN et al., 2013). Nos períodos de estiagem, as características físicas do solo também apresentam forte influência sobre a disponibilidade de água para as espécies vegetais de cerrado (ASSIS et al., 2011). A disponibilidade de água determina, portanto, a tolerância, o desempenho e a produtividade dos organismos (MENNINGER; PALMER, 2006). Desta forma, cabe destacar que o fator limitante para o desenvolvimento das plantas nas savanas é a água (SCHOLES; ARCHER, 1997) e não a luz, como nos ecossistemas florestais. Assim, estratégias de restauração de cerrado devem levar em consideração este forte filtro abiótico, a fim de buscar alternativas que possibilitem sua superação pelas espécies que formarão a comunidade em restauração.

Associado a este filtro está o fogo, reconhecido como o principal fator de distúrbio nas savanas tropicais (BOND; WILGEN, 1996). Distúrbios naturais como o fogo têm papel extremamente importante na formação da estrutura de comunidades (SOUZA, 1984). Os distúrbios não causam somente a mortalidade de organismos, mas também criam uma heterogeneidade ambiental e influenciam a maioria dos processos ecossistêmicos, como a produção primária e a ciclagem de nutrientes, afetando ainda mais a estrutura da comunidade (MENNINGER; PALMER, 2006). Em contrapartida, Menninger e Palmer (2006), ao considerarem a importância da perturbação na formação da

diversidade de muitos habitats, ressaltam que a ausência e a supressão de perturbações levam ao declínio de uma série de comunidades. A maioria das espécies savânicas evoluiu sob a presença do fogo (LEDRU, 2002), sendo adaptadas a este distúrbio. Entretanto, com a crescente ocupação humana no cerrado nas últimas décadas, o regime natural de queimadas foi alterado, tendo importantes consequências na estrutura e composição da vegetação (MIRANDA et al., 2002). No contexto da restauração, compreendendo-se a importância do fogo como um distúrbio natural no cerrado e sua influência no processo de formação das comunidades, deve-se considerar a possibilidade de manejá-lo para que as metas estabelecidas para a restauração possam ser, efetivamente, atingidas. Por exemplo, sabe-se que o cerrado típico é capaz de adquirir estrutura de cerradão após ser isolado do fogo e de outros fatores de perturbação em cerca de 30 anos (GOODLAND; FERRI, 1979). Também há evidências de que este adensamento da vegetação impede a regeneração de espécies endêmicas de cerrado típico, além de causar o desaparecimento do estrato herbáceo e neste sentido a comunidade passa a ser dominada por espécies generalistas, tolerantes à sombra, que ocorrem também em florestas (DURIGAN; RATTER, 2006; DURIGAN, 2013). Assim, se o objetivo é restaurar espécies endêmicas e a fisionomia savânica do cerrado típico, a incorporação de queimadas para restauração seria uma alternativa viável (DURIGAN, 2013). Por outro lado, se a meta é restaurar a fisionomia de cerradão, é essencial que a área em recuperação seja protegida de queimadas.

As gramíneas exóticas invasoras são consideradas um dos principais filtros bióticos no cerrado (DURIGAN et al., 2013). Estas gramíneas, além de exercerem forte pressão competitiva sobre as comunidades nativas herbáceas (PIVELLO et al., 1999) e lenhosas (SALAZAR et al., 2012) de cerrado, podem intensificar os danos causados pelo fogo (PIVELLO, 1992). De acordo com Durigan (2013) as gramíneas africanas são um obstáculo maior à restauração de cerrado do que à restauração florestal. Na restauração florestal, quando sombreadas, estas gramíneas tendem a desaparecer, sendo um obstáculo temporário (DURIGAN, 2013). Já no cerrado, se o objetivo é restaurar o estrato herbáceo nativo, as gramíneas invasoras são um problema permanente (DURIGAN, 2013).

Devido a estas condições ecológicas restritivas, e principalmente ao distúrbio natural representado pelo fogo, as espécies vegetais de cerrado desenvolveram ao longo de sua trajetória evolutiva, a rebrota como importante mecanismo para persistir

no meio. Em contrapartida, os mecanismos de dispersão de sementes destas espécies para a reposição de indivíduos e ocupação de novas áreas tornaram-se limitados (SALAZAR et al., 2012) quando comparados aos mecanismos de dispersão de espécies florestais tropicais. A compreensão destes mecanismos é essencial no contexto da restauração, uma vez que estão diretamente relacionados à regeneração natural dos ecossistemas savânicos do cerrado.

Desconsiderar as peculiaridades ecológicas do cerrado para sua restauração e aplicar técnicas que foram desenvolvidas para restaurar florestas tende a resultar em fracasso nas intervenções. Obviamente existem muitos outros fatores que devem ser levados em consideração para definição de qual estratégia de restauração se adotar (HOLL; AIDE, 2011). Porém, a mínima compreensão dos processos ecológicos do cerrado pode prevenir a tomada de decisões contraditórias, aumentando as chances de sucesso na restauração.

### **2.3 O sucesso da restauração**

A especificação da meta da restauração é um dos componentes mais importantes dos projetos, uma vez que ela define expectativas, direciona planos de ação detalhados e determina o tipo e a extensão do monitoramento pós-implantação (EHRENFELD, 2000).

Estritamente falando, a restauração visa retornar o ecossistema a um estado histórico, porém, a dificuldade ou impossibilidade de atingir este objetivo é amplamente reconhecida (JACKSON; HOBBS, 2009). A natureza dinâmica dos ecossistemas demonstra que suas características variam em uma série de escalas espaciais e temporais, e o conceito de estados alternativos estáveis sugere que pode não haver um estado 'correto' a se apontar (HOBBS, 2007). Neste sentido, uma meta mais realista pode ser conduzir o sistema danificado a um estado ecológico menos perturbado, dentro de limites aceitáveis (PALMER et al., 2006).

Neste contexto, as metas traçadas nos projetos de restauração variam amplamente (EHRENFELD, 2000), desde a recuperação de serviços ecossistêmicos específicos à tentativa de restaurar completamente um ecossistema a um estado mais próximo do original (HOBBS, 2007). Evidentemente, o sucesso da restauração será mais facilmente atingido quando as metas estiverem relacionadas à restauração de certo grau de função e/ou espécies específicas do que quando a finalidade for restaurar

completamente o ecossistema a um estado próximo do original (LOCKWOOD; PIMM, 1999).

Avaliar o sucesso da restauração não é uma tarefa simples, e tem gerado extensos debates em torno do que realmente caracteriza uma restauração bem sucedida e qual a melhor forma de mensurá-la (WORTLEY et al., 2013). A Sociedade Internacional para Restauração Ecológica (SER – Society for Ecological Restoration International) (2004) publicou, há dez anos, um protocolo (Princípios da SER International sobre a restauração ecológica) contendo uma lista com nove atributos dos ecossistemas restaurados como uma base para determinar o sucesso da restauração. No entanto, na prática, a maioria dos projetos de restauração mensura o que pode ser categorizado em três grandes atributos dos ecossistemas que são a diversidade, estrutura da vegetação e processos ecológicos, e muitas vezes envolvem a avaliação de somente um dos nove atributos listados pelo protocolo da SER (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005).

Contudo, mediante os avanços da ecologia da restauração, pesquisadores têm sugerido a modificação da seção “Atributos dos ecossistemas restaurados” do protocolo supracitado, assim como a inclusão de aspectos sociais na avaliação do sucesso de restauração dos ecossistemas (SHACKELFORD et al., 2013).

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado entre outubro e dezembro de 2013, na Fazenda Angaiá (13°38'15.09"S - 52°29'1.00"W, altitude 430 m), propriedade particular localizada a 40 km ao sul de Canarana, estado de Mato Grosso, Brasil (Figura 1). A precipitação média anual na região é de 1813 mm, com estação seca acentuada de maio a setembro (Figura 2) (SOUZA et al., 2013). A temperatura média anual é de 25°C, com temperaturas médias mensais que pouco variam ao longo do ano, sendo 23°C a média de temperatura em junho e 27°C em setembro (Figura 2) (SOUZA et al., 2013). A classe de solo predominante na região é LATOSSOLO VERMELHO AMARELO (KUNZ et al., 2009). A área experimental, originalmente ocupada por vegetação de cerrado (Savana Florestada, segundo a classificação de Veloso et al. 1991), foi desmatada na década de 1980. Após o desmatamento, a área foi ocupada pelo cultivo de arroz de sequeiro (*Oryza sativa* L.) e, posteriormente, formou-se pastagem com capim braquiária (*Urochloa humidicola* (Rendle) Schweick.) e capim andropogon (*Andropogon gayanus* Kunth), prática que foi abandonada alguns anos antes da implantação do experimento. A paisagem da região é caracterizada por um mosaico formado por áreas agrícolas, cultivadas principalmente com soja e milho, pastagens e fragmentos de cerrado típico, cerrado e floresta.

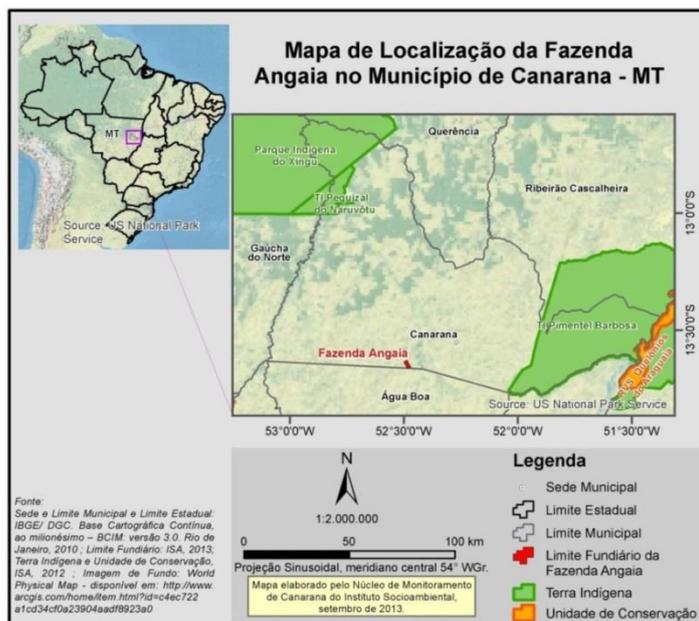


Figura 1: Localização da Fazenda Angaia, no estado de Mato Grosso, Brasil.

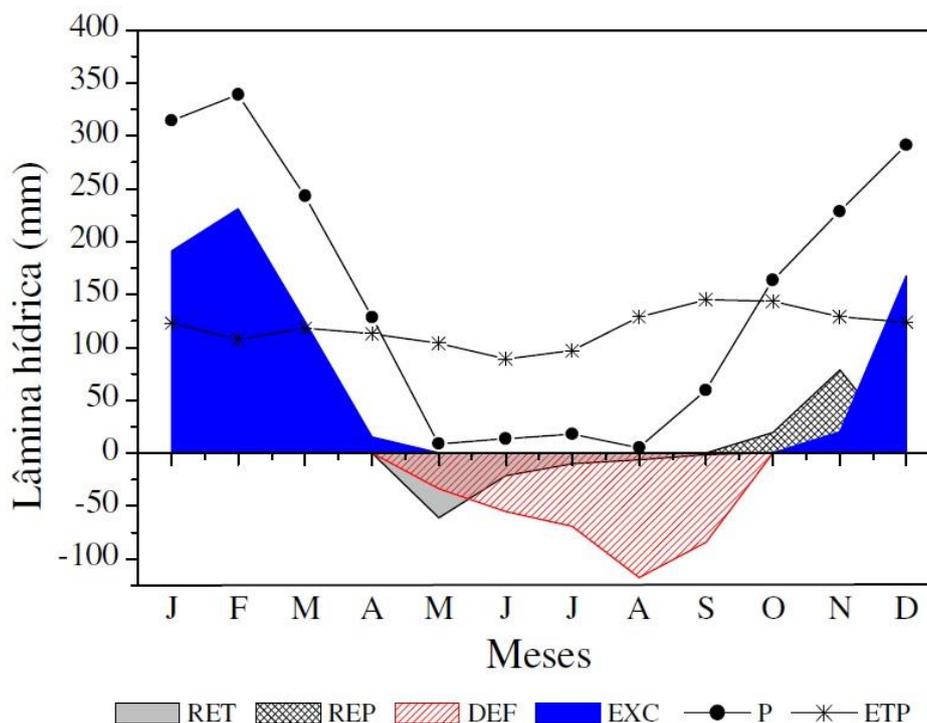


Figura 2: Representação gráfica completa do balanço hídrico climatológico (BHC) para a estação meteorológica convencional de Canarana. RET: retirada de água do solo; REP: recarga de água do solo; DEF: Deficiência Hídrica; EXC: Excesso Hídrico; P: precipitação; ETP: evapotranspiração potencial ou de referência (adaptado de SOUZA et al., 2013). Verifica-se que a região de estudo é sujeita a um prolongado período de deficiência hídrica, que se estende de abril a outubro.

### 3.2 Delineamento experimental

Este estudo foi realizado dentro de um experimento maior, que foi instalado pela Embrapa Agrossilvipastoril, em parceria com o Instituto Socioambiental (ISA), em novembro de 2011, visando à restauração da Reserva Legal, que inclui espécies exóticas. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, com dez tratamentos (técnicas de restauração) e quatro repetições.

A distribuição dos blocos em campo (Figura 3) foi feita apenas com base no critério espacial, agrupando-se as parcelas de cada um dos dez tratamentos em diferentes setores (blocos) dentro da área experimental. Não foram consideradas fontes possíveis de variação entre parcelas associadas, por exemplo, as diferenças nas propriedades do solo, no histórico de uso da terra e nas distâncias entre as fontes de propágulos e as parcelas na área experimental.

A unidade de aplicação de cada tratamento foi variável por razões operacionais e do desenho experimental (Figura 3). Para fins de amostragem, padronizou-se a área de cada parcela como sendo um retângulo com dimensões de 30 m x 80 m (2400 m<sup>2</sup>). Dentro de cada parcela foram sistematicamente distribuídas as subparcelas em que foram coletados os dados da comunidade vegetal, conforme detalhado mais adiante.

No presente estudo, cujo objetivo é centrado na avaliação do potencial das diferentes técnicas para recuperar as propriedades do ecossistema, apenas os cinco tratamentos que utilizaram apenas espécies nativas foram analisados, correspondendo às parcelas numeradas na Figura 3.

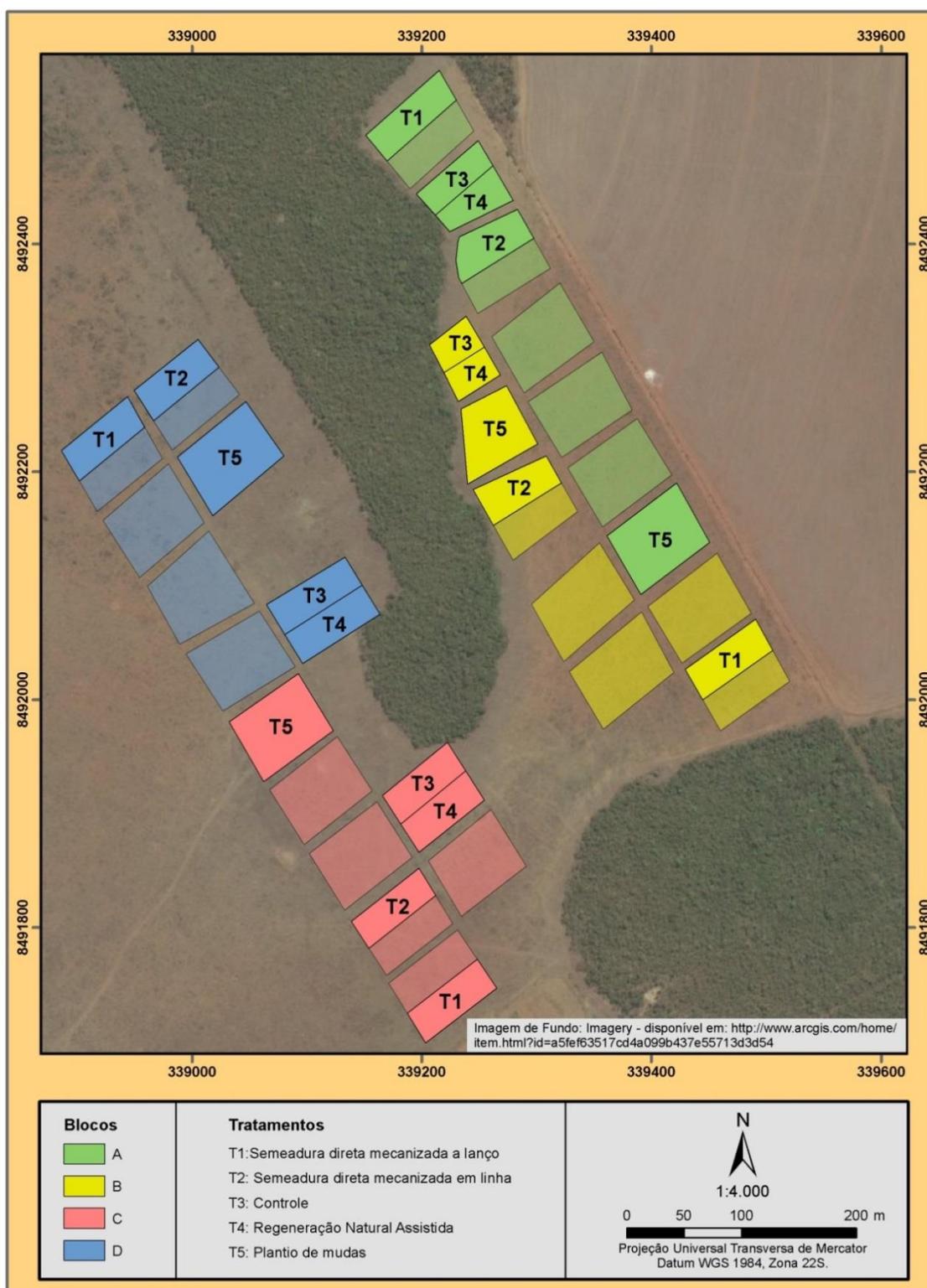


Figura 3: Representação esquemática das parcelas experimentais, construída sobre imagem de satélite do ano de 2011 (ano da implantação do experimento), que mostra a cobertura vegetal natural remanescente de cerradão, junto às parcelas experimentais. As parcelas sem numeração correspondem aos tratamentos com espécies exóticas, que não foram objeto deste estudo.

As cinco técnicas de restauração que foram objeto deste estudo são descritas a seguir.

### **Semeadura a lança**

Neste tratamento, sementes de 17 espécies lenhosas e três espécies de adubos verdes foram semeadas por uma semeadora–adubadora (Figura 4), em densidades descritas na Tabela 1. O critério para seleção das espécies utilizadas neste estudo baseou-se no potencial econômico das espécies, e no desempenho das espécies em plantios de restauração por semeadura direta, efetuados pelo Instituto Socioambiental (ISA), na região do Alto Xingu. As sementes da espécie *Caryocar* sp.<sup>1</sup> não se adéquam à semeadura mecanizada, pelas suas características morfológicas, e por isso foram semeadas e enterradas manualmente, simultaneamente ao plantio mecanizado. As sementes da espécie *Magonia pubescens*, após as primeiras chuvas, apresentam formação de mucilagem em seu exterior, que facilita sua germinação (observação em campo). Assim, as sementes de *M. pubescens* também foram semeadas manualmente de forma a garantir sua deposição sobre o solo, sem serem enterradas, para que durante as chuvas as sementes pudessem absorver a água com facilidade, podendo passar por este processo de embebição de forma efetiva.

A semeadora-adubadora utilizada apresenta capacidade para 300L, fundo dosador regulável, faixa de distribuição uniforme de 7 a 16 metros e sistema monodisco de distribuição. A semeadora foi tracionada por um trator Ford 4630 (Figura 1) com potência de 64 cv, com velocidade de deslocamento de 6,0 km h<sup>-1</sup>. O fundo dosador foi regulado de acordo com a dimensão das sementes de *Hymenaea stigonocarpa* (maior semente dentre as semeadas de forma mecanizada).

As sementes das espécies lenhosas foram adquiridas da Rede de Sementes do Xingu (<http://sementesdoxingu.org.br/site/>), tendo sido coletadas na própria região, enquanto as sementes de adubos verdes foram adquiridas por meio de empresas comercializadoras de sementes. A densidade de semeadura das espécies lenhosas e de adubos verdes foi determinada com base em recomendações do ISA (dados não publicados). As espécies *Enterolobium contortisiliquum*, *Hymenaea stigonocarpa* e *Tachigali vulgaris* foram submetidas à quebra de dormência, sendo colocadas em água a

---

<sup>1</sup> A identificação botânica do chamado pequi dos índios do Xingu ainda é controversa e, por isso, a espécie é apresentada em nível de gênero. Trata-se de uma árvore de porte superior ao de *Caryocar brasiliense*, com frutos maiores e maior quantidade de polpa em relação à usualmente encontrada na espécie em ambientes naturais.

70°C durante cinco minutos, antes do plantio. Buscando homogeneizar a sementeira, todas as sementes (“muvuca de sementes”) a serem utilizadas no maquinário foram misturadas com areia, em uma proporção volumétrica de 2 (sementes):1 (areia). Um mês antes da instalação do experimento, foi aplicado herbicida glifosato (3L/ha) para controle das gramíneas exóticas. Alguns dias antes do plantio foi realizado o preparo convencional do solo (aração e gradagem), revolvendo-se até a profundidade aproximada de 20-25 cm. Após a sementeira, foi feita gradagem leve e superficial, para o recobrimento das sementes. Não houve manejo pós-plantio.

Do ponto de vista ecológico, a sementeira direta mecanizada a lanço parte do pressuposto que a regeneração natural na área a se restaurar pode estar sendo inibida por filtros ecológicos relacionados à chegada e ao estabelecimento das espécies. A técnica procura superar os filtros relacionados à chegada de propágulos, por meio da simulação da chuva de sementes (sementeira direta). Já para a superação de filtros ecológicos relacionados ao estabelecimento das espécies, a técnica inclui a sementeira de espécies de adubos verdes, que crescem rapidamente, recobrindo o terreno de forma eficaz, criando um ambiente sombreado. Espera-se que este sombreamento iniba o desenvolvimento de gramíneas africanas, reduzindo a competição entre estas e as espécies lenhosas semeadas, além de criar um microclima que pode facilitar o estabelecimento e desenvolvimento das espécies nativas semeadas.



Figura 4: Trator e semeadora-adubadora no momento do plantio. Observa-se o técnico restaurador sobre a semeadora, revolvendo a “muvuca de sementes” para facilitar sua saída pelo fundo dosador regulável.

Tabela 1: Espécies vegetais plantadas por mudas ou sementes.

Espécies	Sementes por hectare
<i>Anacardium nanum</i> A. St.-Hil.	1000
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul	1000
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J. F. Macbr.	111
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott	14000
<i>Cajanus cajan</i> (L.) Huth*	10000
<i>Canavalia ensiformis</i> (L.) DC.*	25000
<i>Caryocar</i> sp.	333
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	333
<i>Crotalaria spectabilis</i> Röth.*	6000
<i>Dipteryx alata</i> Vogel	1667
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	6667
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	100000
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	4000
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	333
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.	66667
<i>Magonia pubescens</i> A. St.-Hil.	2857
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allemão	10000
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H. S. Irwin & Barneby**	3000

Continua...

Continuação...

Espécies	Sementes por hectare
<i>Sterculia chicha</i> A. St.-Hil.	600
<i>Tachigali vulgaris</i> L. G. Silva & H. C. Lima	1500
Total	255068

\* Espécies de adubos verdes utilizadas nos tratamentos relacionados à semeadura direta.

\*\* Espécie lenhosa utilizada somente nos tratamentos relacionados à semeadura direta.

### Semeadura em linhas

Nesta técnica, foram semeadas as mesmas espécies utilizadas na semeadura a lanço, nas mesmas densidades (Tabela 1) e tendo passado pelos mesmos tratamentos de quebra de dormência. O implemento utilizado foi uma plantadora agrícola convencional com 13 linhas (Figura 5), regulada com espaçamento de 45 cm entre as linhas. A plantadora foi tracionada por um trator John Deere 6145J (Figura 5) com potência de 145 cv, com velocidade de deslocamento de 6,0 km h<sup>-1</sup>. As sementes de *Mabea fistulifera* e *C. cajan* foram colocadas na caixa de sementes da plantadeira (mistura 01). Com exceção de *Caryocar* sp. e *Magonia pubescens* (semeadas manualmente), as sementes das demais espécies, foram colocadas na caixa de adubos (mistura 02). Antes do plantio, as sementes foram separadas em duas misturas distintas com areia (mistura 01 e 02), de forma semelhante à mistura efetuada na semeadura a lanço. Foram realizadas adaptações na plantadora, substituindo-se as botinhas que se encaixam na mangueira flexível que conduz a semente da caixa de sementes para o disco de plantio por um cano de PVC mais largo que o usual, para evitar o entupimento (o processo todo pode ser acompanhado pelo link: <http://www.yikatuxingu.org.br/2010/11/24/plantio-mecanizado-de-florestas-faca-voce-mesmo/>). A mistura de sementes foi pesada, para regulagem da máquina, de modo que a saída da caixa de adubos estivesse de acordo com a tabela fornecida pelo fabricante para a densidade planejada de sementes por hectare. O plantio foi efetuado de forma idêntica a um plantio agrícola comercial, com a altura dos discos da plantadeira regulada para enterrar as sementes na profundidade máxima de cinco centímetros. O preparo do solo para o plantio foi similar ao da semeadura a lanço. Um ano após o plantio (dezembro de 2012) foi aplicado herbicida glifosato (3L/ha) com bomba costal nas entrelinhas, de forma dirigida, evitando a aplicação sobre os indivíduos lenhosos, plantados ou regenerantes.

A semeadura em linhas parte dos mesmos pressupostos ecológicos relacionados à semeadura a lanço. Contudo, a distribuição das espécies de

adubos verdes em linhas possibilita o desenvolvimento de gramíneas africanas nos espaços entre as linhas do plantio, fato que não ocorre na semeadura a lanço. Neste cenário, adiciona-se à técnica a aplicação dirigida de herbicida nos espaços entre as linhas, buscando suprimir o filtro ecológico representado pela competição entre gramíneas africanas e espécies lenhosas semeadas.



Figura 5: Trator e plantadora agrícola na operação de semeadura direta em linhas. Observam-se as sementes da espécie *Magonia pubescens* sendo lançadas manualmente pelos técnicos restauradores.

### **Plantio de mudas**

As mudas plantadas pertencem às mesmas 16 espécies lenhosas utilizadas nas técnicas de semeadura direta (Tabela 1), com exceção da espécie *Senna velutina*, e das espécies utilizadas como adubos verdes. O plantio foi efetuado em espaçamento de 4 m entre as linhas e 3 m entre plantas dentro da linha. Para o controle de gramíneas invasoras foram efetuadas duas aplicações de herbicida glifosato (3L/ha), sendo a primeira um mês e a segunda uma semana antes do plantio. Os sulcos de plantio (40 cm de profundidade) foram abertos mecanicamente, com um sulcador de uma linha tracionado por um trator. Após sulcagem, foi aplicado, somente nas linhas de plantio, o herbicida pré-emergente sulfentrazone, na dosagem de 1 L/ha. O controle das gramíneas exóticas durante o primeiro ano após o plantio foi intensivo, por meio de roçagem tratorizada e aplicação de

herbicida, com frequência tal que impedisse que as gramíneas ultrapassassem as espécies lenhosas em altura.

A técnica de plantio de mudas também parte do pressuposto que existem filtros ecológicos relacionados a chegada e ao estabelecimento de espécies na área a se restaurar. Neste cenário, a técnica visa superar filtros ecológicos e transpor etapas sucessionais pela introdução de indivíduos com sistema radicular e parte aérea já desenvolvidos, estando estes mais aptos a superar pressões relacionadas à herbivoria, ao déficit hídrico, etc. Ademais, por meio da roçagem e aplicação de herbicida nas entrelinhas de plantio, a técnica visa reduzir ou anular a competição entre as gramíneas africanas e as mudas lenhosas plantadas.

### **Regeneração natural assistida**

Esta técnica envolveu somente a aplicação de herbicida glifosato (3L/ha), em área total, para controlar as gramíneas exóticas. O produto foi aplicado via pulverizador autopropelido 4730 John Deere, com barra de aplicação de 30 m (largura exata da parcela), um mês antes da implantação do experimento e novamente um ano após o plantio.

Esta técnica parte do preceito que as gramíneas africanas representam um filtro ecológico ao estabelecimento e crescimento de indivíduos presentes na área a se restaurar. Assim, considera que existem filtros que dificultam o estabelecimento e não a chegada de propágulos. Neste sentido, a aplicação de herbicida visa a supressão das gramíneas invasoras, facilitando e catalisando a regeneração natural de espécies nativas.

### **Controle**

No tratamento controle não foi e não será realizado nenhum tipo de intervenção ao longo de todo o período de monitoramento do experimento, de modo a representar o potencial natural de desenvolvimento da vegetação caso nenhuma ação de restauração seja realizada.

### **3.3 Coleta de dados**

A coleta de dados teve como objetivo a caracterização da comunidade vegetal dentro de cada parcela, quanto à densidade e riqueza e a caracterização dos fatores (solo e histórico de uso da terra) que poderiam influenciar a comunidade vegetal, conforme detalhado a seguir.

### 3.4 Caracterização da comunidade vegetal

Para amostragem da comunidade vegetal lenhosa, dentro de cada parcela demarcamos três subparcelas permanentes de 20 m<sup>2</sup> (20 m x 1 m), tratadas como um conglomerado. As subparcelas foram dispostas em sentido diagonal em relação à borda das parcelas e linhas de plantio (no caso do plantio de mudas e da sementeira em linhas). Para análise dos resultados somamos as subparcelas de 20 m<sup>2</sup>, tratando o conjunto como uma unidade amostral de 60 m<sup>2</sup> representativa de cada parcela experimental de 2400 m<sup>2</sup>. Aos 22 meses após a instalação do experimento, contabilizamos e identificamos todos os indivíduos de espécies arbóreas e arbustivas com altura mínima de 0,5 m, presentes no interior de cada subparcela, plantados ou regenerantes (regeneração natural).

Um remanescente de cerradão nativo em bom estado de conservação foi considerado como ecossistema de referência para comparação da densidade (Figura 6 e 7). Dentro do fragmento, demarcamos 12 subparcelas com as mesmas dimensões das subparcelas experimentais (quatro conglomerados contendo três subparcelas cada um) (Figura 8). Para demarcação destas subparcelas adotamos critério de manter uma distância de 50 m a partir da borda do fragmento. Neste ecossistema de referência (ecossistema de referência para densidade), todos os indivíduos acima de 50 cm foram apenas contabilizados para análises de densidade, não sendo identificados, dadas as limitações metodológicas para identificação de plantas jovens não reprodutivas.

Para análise de similaridade florística entre as comunidades resultantes dos diferentes tratamentos e a vegetação nativa da região, consideramos como referência a lista de espécies resultante do levantamento fitossociológico realizado por Kunz et al. (2009) em um remanescente de 30 hectares de cerradão (ecossistema de referência para composição florística), na Chácara Alvorada (36°35'S e 52°16'W), propriedade particular próxima ao perímetro urbano de Canarana.

A partir dos dados obtidos nas parcelas experimentais, calculamos a densidade (indivíduos/ha) e a riqueza (número de espécies amostradas dentro da área de 60m<sup>2</sup>) da comunidade de plantas lenhosas, utilizando essas variáveis como indicadores para avaliar a eficácia das técnicas de restauração (RUIZ-JAEN; AIDE, 2005). A escolha desses indicadores baseou-se não só na recomendação da literatura, mas também no seu significado ecológico, pois representam a efetiva ocupação da área pelas espécies

introduzidas intencionalmente ou espontâneas, representando, juntas, a recuperação de estrutura e riqueza da comunidade.



Figura 6: Imagem da borda do ecossistema de referência para densidade, localizado ao lado da área experimental.



Figura 7: Imagem do interior do ecossistema de referência para densidade, localizado ao lado da área experimental.

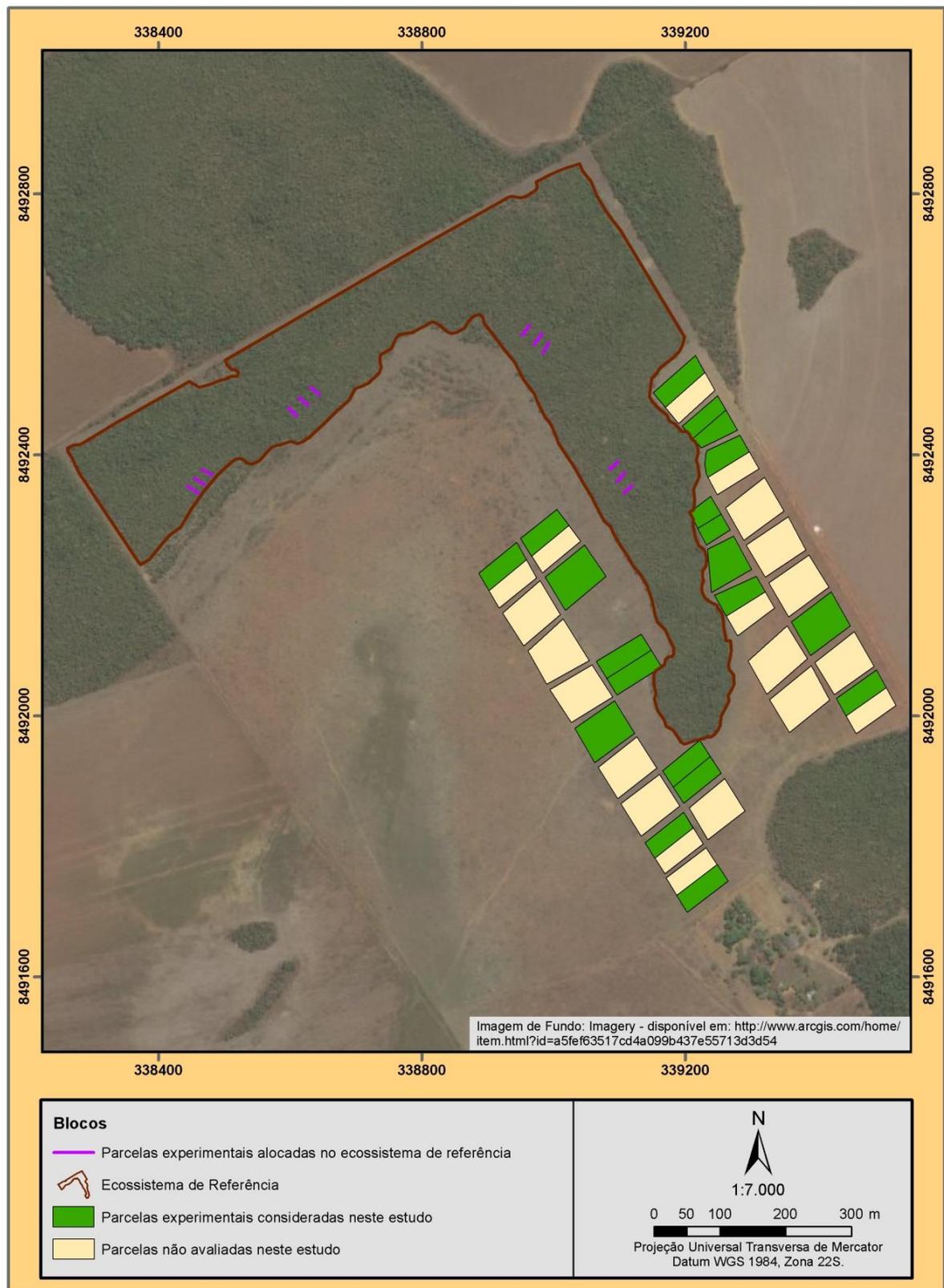


Figura 8: Em destaque pelo contorno marrom, fragmento de cerradão considerado como ecossistema de referência para densidade da comunidade vegetal, com a indicação das parcelas de amostragem em coloração magenta.

### 3.5 Caracterização dos fatores ecológicos

A fim de investigar a existência de outros fatores, além da técnica, influenciando o sucesso da recuperação da comunidade lenhosa, coletamos dados relacionados ao solo e histórico de uso da terra, para cada parcela.

#### 3.5.1 Caracterização do solo

As diferenças entre os tipos de solo eram desconhecidas antes da implantação do experimento. Desta forma, para caracterização edáfica, abrimos três trincheiras na área experimental, com uma retroescavadeira. Identificamos dois tipos de solo, facilmente reconhecíveis por escavação superficial, tratando-os como variável categórica binária. Cada parcela experimental foi enquadrada em uma destas duas categorias, de acordo com a distribuição dos solos e o local onde foram demarcadas. As parcelas de 1 a 12 e a parcela 20 foram instaladas sobre LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura muito argilosa cascalhenta, A moderado (Perfil 1 e 3 – Figura 10 e 12, respectivamente). As parcelas de 13 a 19 foram demarcadas sobre PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico, textura argilosa cascalhenta, A proeminente (Perfil 2 – Figura 11) (Figura 9).

Segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 1999) os Latossolos compreendem “solos constituídos por material mineral, com horizonte B latossólico imediatamente abaixo de qualquer um dos tipos de horizonte diagnóstico superficial, exceto H hístico”. Os LATOSSOLOS VERMELHOS Distróficos apresentam saturação por bases baixa ( $V < 50\%$ ) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (EMBRAPA, 1999). Já os Plintossolos, de acordo com o mesmo sistema de classificação, compreendem “solos minerais formados sob condições de restrição à percolação da água, sujeitos ao efeito temporário de excesso de umidade, de maneira geral imperfeitamente ou mal drenados, que se caracterizam fundamentalmente por apresentar expressiva plintitização, com ou sem petroplintina ou horizonte litoplíntico”. São solos predominantemente ácidos, com saturação por bases baixa (EMBRAPA, 1999).

Além da abertura das trincheiras, foram coletadas amostras de solo de 0-20 cm de profundidade para análises físico-químicas. Foi coletada uma amostra, com um enxadão, no centro de cada uma das três subparcelas de 20 m<sup>2</sup>, formando uma amostra composta representativa de cada parcela. Nas parcelas de 13 a 19 essas coletas foram efetuadas, mas as análises físico-químicas não foram possíveis pela alta quantidade de

cascalho que havia nas amostras. Diante desta limitação, os resultados das análises de solo não foram utilizados neste estudo.

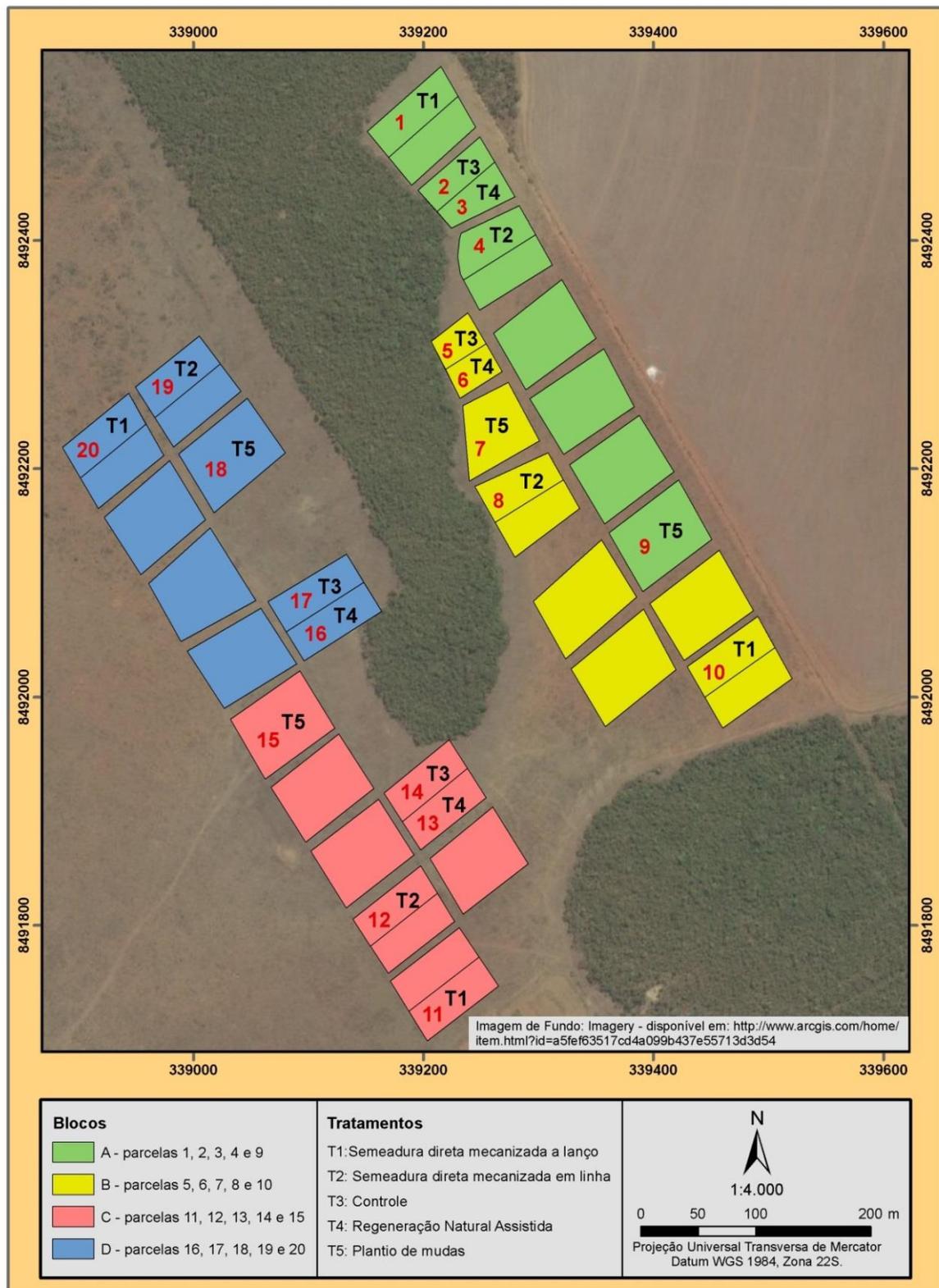


Figura 9: Representação esquemática das parcelas experimentais de acordo com o tipo de solo sobre o qual foram demarcadas. As parcelas de 1 a 12 e a parcela 20 foram instaladas sobre LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico e as parcelas de 13 a 19 foram demarcadas sobre PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico.

**Perfil 1 – Latossolo Vermelho**



	Argila	Silte	Areia	Ds
	----- g kg <sup>-1</sup> -----	----- g kg <sup>-1</sup> -----	----- g kg <sup>-1</sup> -----	----- kg dm <sup>-3</sup> -----
Ap 0-14 cm	578	221	201	1,07
AB 14-28 cm	592	77	331	1,17
BA 28-63 cm	655	58	287	1,14
Bw1 63-124 cm	696	58	246	1,11
Bw2 124-180 + cm	658	82	260	1,03

Figura 10: Perfil 1 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura muito argilosa cascalhenta, A moderado, relevo plano, borda da vertente.

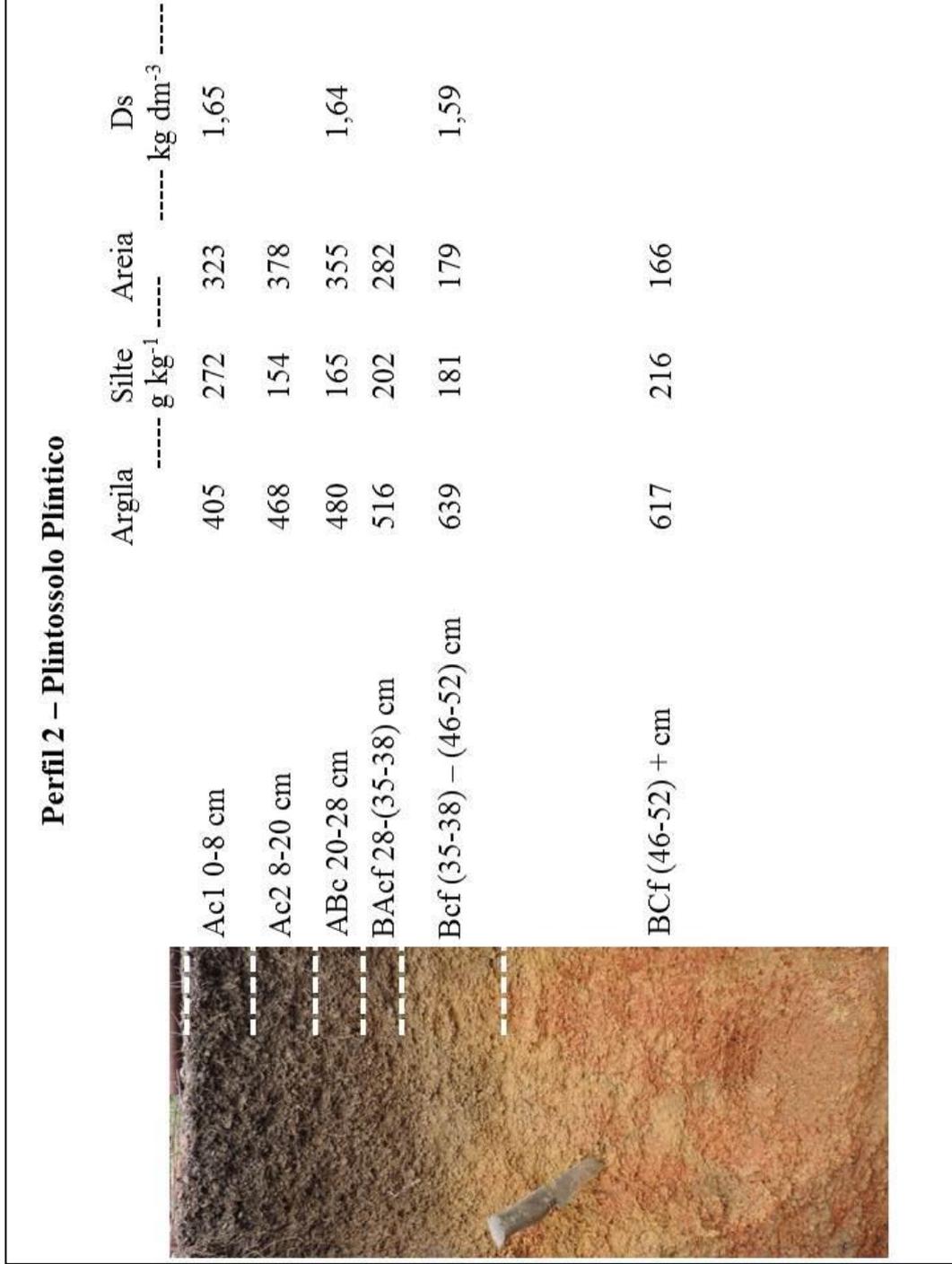


Figura 11: Perfil 2 PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico, textura argilosa cascalhenta, A proeminente, relevo suave ondulado, terço superior da vertente.

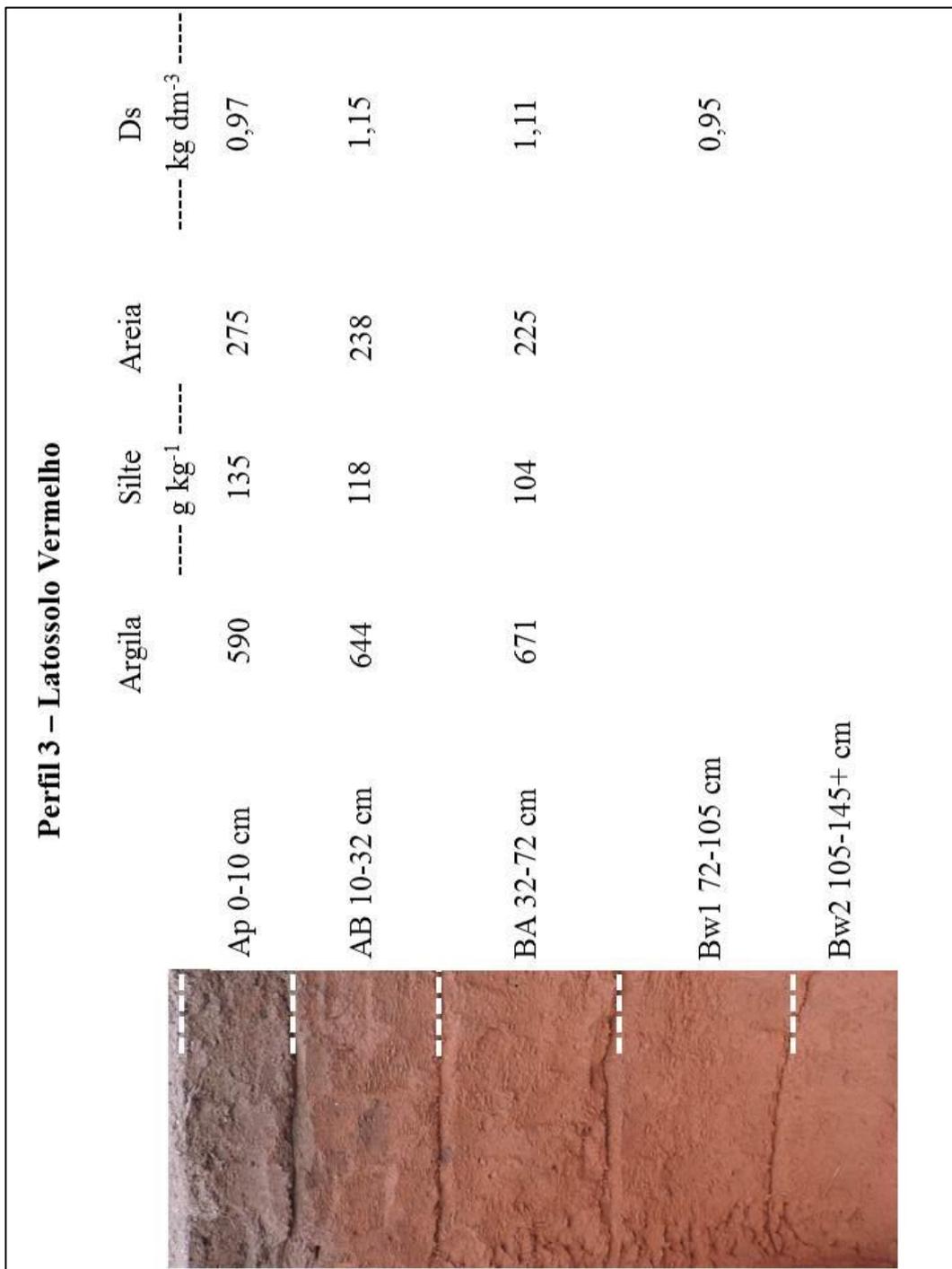


Figura 12: Perfil 3 - LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico, textura muito argilosa, A moderado, relevo suave ondulado, terço superior da vertente.

### **3.5.2 Histórico de uso da terra**

Toda a vegetação lenhosa existente na área de estudo foi suprimida pouco tempo antes da instalação do experimento, pois esta área iria ser utilizada para agricultura. Desta forma, diferenças no histórico de uso da terra não foram percebidas no momento da instalação do experimento.

Para resgatar o histórico de uso da terra nas parcelas experimentais acessamos duas imagens de satélite (Figura 13), sendo uma de 2007 e outra de 2011 (imediatamente antes da implantação do experimento). Comparamos estas duas imagens através da interpretação visual, que considera critérios como textura, cor e padrões das feições existentes na imagem. Esta análise resultou em duas categorias de histórico de uso da terra, com base na imagem de 2007: áreas ocupadas anteriormente por pastagem (vegetação predominantemente herbácea) (Figura 14) e áreas ocupadas previamente por capoeira (vegetação arbórea em estágio inicial de sucessão secundária) (Figura 15). Na imagem de 2011 observa-se a homogeneidade da área experimental como um todo, mascarando as diferenças no histórico de uso.

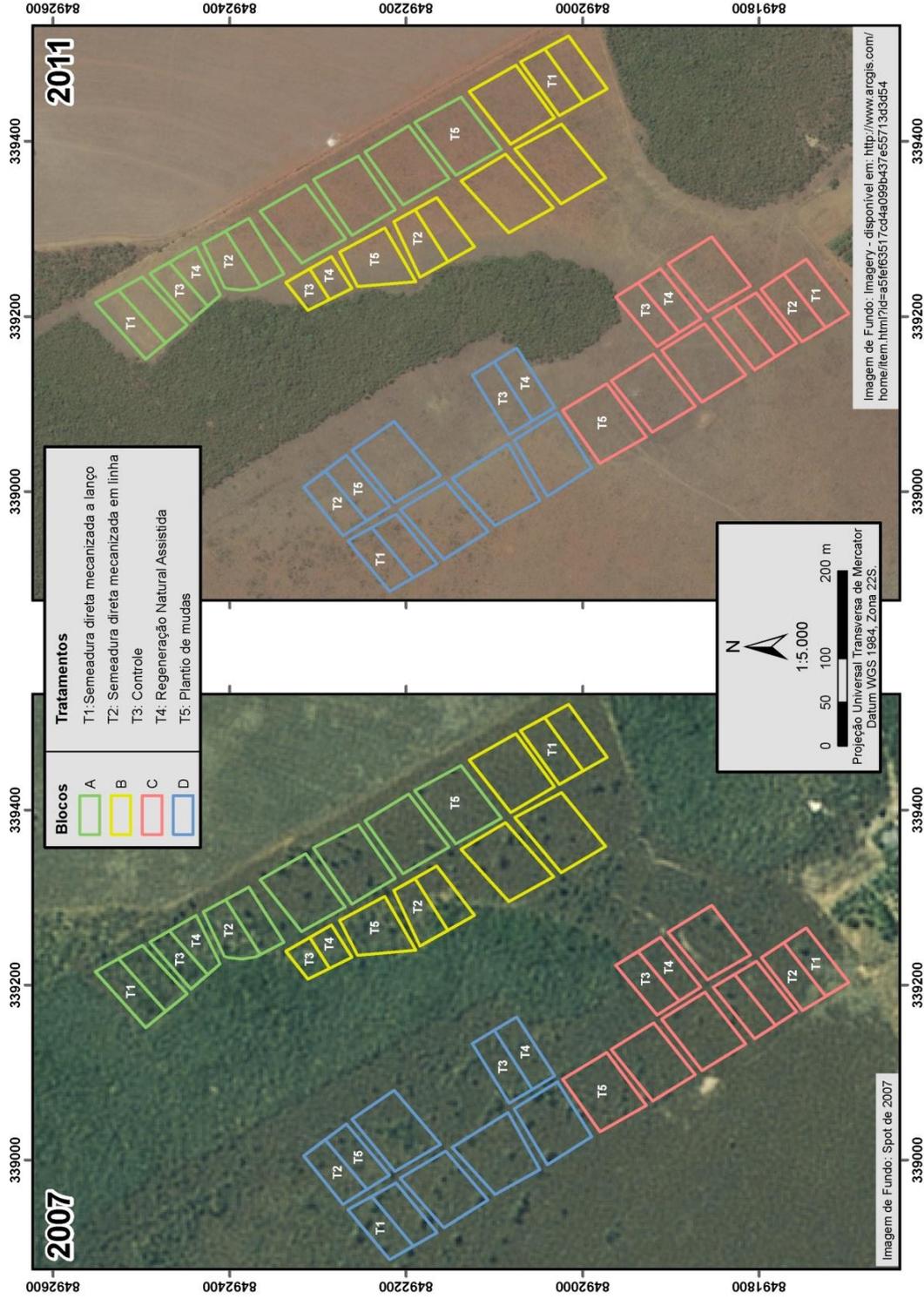


Figura 13: Resgate do histórico de uso da terra na área experimental, reconstituído sobre imagem de satélite dos anos 2007 e 2011.



Figura 14: Imagem da área cujo histórico de uso anterior da terra foi categorizado como pastagem. Registro fotográfico de 11 de outubro de 2011, dois meses antes da instalação do experimento.



Figura 15: Imagem da área cujo histórico de uso da terra foi categorizado como vegetação em estágio inicial de sucessão secundária. Registro fotográfico de 11 de outubro de 2011, dois meses antes da instalação do experimento.

### 3.6 Análise de dados

Para comparação de diversidade entre as comunidades resultantes dos tratamentos, elaboramos curvas de rarefação, utilizando o programa PAST version 2.16, e comparamos a riqueza rarefeita para 48 indivíduos (o menor número de indivíduos, registrado nas parcelas do tratamento de plantio de mudas), que é uma boa representação da diversidade das comunidades (DURIGAN, 2009). Para verificar o sucesso das técnicas em recuperar a flora regional, calculamos o índice de similaridade de Jaccard (MÜLLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) entre o conjunto de parcelas de cada tratamento (240 m<sup>2</sup>) e a lista de espécies de Kunz et al., 2009 (ecossistema de referência para composição florística).

Para detectar diferenças na eficácia da restauração entre as técnicas (tratamentos), submetemos as variáveis da comunidade vegetal (densidade e riqueza da comunidade lenhosa) a Análise de Variância (ANOVA), após verificar o atendimento dos pressupostos. Posteriormente, aplicamos o teste Tukey a 5% de probabilidade para identificar as diferenças.

Para avaliar a influência de outros fatores (solo, histórico de uso da terra e distância das fontes de propágulos), juntamente com os tratamentos, na recuperação da comunidade, utilizamos como ferramenta Modelos Lineares Generalizados – GLM, relacionando as variáveis resposta e as variáveis preditoras. Diversos GLMs com distribuição de Poisson foram gerados para as variáveis de riqueza e densidade, por meio da técnica de stepwise, com seleção sequencial em duas direções. Os modelos foram comparados entre si utilizando um critério de parcimônia (AIC - Akaike Information Criterion (AKAIKE, 1974)), sendo selecionado o modelo com menor valor de AIC. O ajuste de modelos foi executado utilizando o software R (R Core Team, 2013).

## 4 RESULTADOS

Apresentamos, nos tópicos seguintes, primeiramente, análises relacionadas com a composição florística e diversidade da comunidade em cada tratamento, seguidas das comparações de riqueza e estrutura e, finalmente, as análises do conjunto de fatores que poderiam ter influenciado a comunidade em cada parcela.

### 4.1 Diversidade e similaridade florística

Registramos, na área experimental como um todo (1200 m<sup>2</sup>), aos 22 meses após o plantio, 1787 indivíduos (14892 indivíduos por hectare), pertencentes a 112 espécies lenhosas. Entre as espécies amostradas, 16 foram plantadas e 96 regeneraram-se naturalmente (Tabela 2). Na Tabela 2 podem ser observadas as espécies, representadas pelas densidades absolutas e relativas nos tratamentos em que ocorreram. A riqueza rarefeita para 48 indivíduos, que pode ser considerada representante da diversidade, foi semelhante entre os tratamentos relacionados ao plantio de mudas (26), controle (25) e regeneração natural assistida (24), com valores superiores às riquezas rarefeitas das comunidades resultantes dos tratamentos de semeadura direta a lanço (8) e de semeadura direta em linhas (6), que foram semelhantes entre si (Figura 16). A comunidade lenhosa que se desenvolveu nas parcelas controle apresentou maior número de espécies comuns ao ecossistema de referência para composição florística (Kunz et al. 2009) (ISj=0,17), quando comparada às comunidades resultantes das técnicas de regeneração natural assistida (ISj=0,13), semeadura em linhas (ISj=0,10), plantio de mudas (ISj=0,07) e semeadura a lanço (ISj=0,06) (Figura 17).

Tabela 2: Espécies lenhosas plantadas e regenerantes que ocorreram na área de estudo (Canarana, MT), número de indivíduos por tratamentos (N) (número de indivíduos de cada espécie em 240 m<sup>2</sup> (soma de todas as subparcelas de um mesmo tratamento)), sua densidade absoluta (DA), que expressa o número de indivíduos de cada espécie por hectare e sua densidade relativa (DR) que expressa a porcentagem de indivíduos da espécie em relação ao total de indivíduos amostrados em cada um dos tratamentos (técnicas de restauração). Os tratamentos foram: Semeadura direta a lanço (SLA), Semeadura direta em linhas (SLI), Controle (C), Regeneração Natural Assistida (RNA), Plantio de mudas (M).

ESPÉCIES	SLA			SLI			C			RNA			M		
	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR
<i>Anacardium nanum</i> A.St.-Hil.*	4	167	0,8	2	83	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	3	125	6,3
<i>Anadenanthera colubrina</i> var. <i>cebil</i> (Griseb.) Altschul*	11	458	2,3	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	3	125	6,3
<i>Andira</i> sp.	0	0	0,0	2	83	0,2	5	208	2,0	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Annona coriacea</i> Mart.	3	125	0,6	3	125	0,4	2	83	0,8	4	167	2,7	1	42	2,1
<i>Annona</i> sp.	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Aspidosperma multiflorum</i> A. DC.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Aspidosperma nobile</i> Müll. Arg.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Aspidosperma</i> sp.	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Aspidosperma subincanum</i> Mart. ex A. DC.	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Astronium fraxinifolium</i> Schott*	1	42	0,2	2	83	0,2	8	333	3,1	0	0	0,0	3	125	6,3
<i>Banisteriopsis</i> sp.	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	10	417	6,7	0	0	0,0
<i>Bauhinia</i> sp.	7	292	1,5	25	1042	2,9	10	417	3,9	1	42	0,7	2	83	4,2
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul	3	125	0,6	8	333	0,9	8	333	3,1	4	167	2,7	1	42	2,1
<i>Byrsonima pachyphylla</i> A. Juss.	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Byrsonima</i> sp.	0	0	0,0	4	167	0,5	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	2,1
<i>Byrsonima</i> sp. 1	0	0	0,0	0	0	0,0	4	167	1,6	8	333	5,3	0	0	0,0

Continua...

Continuação...

ESPÉCIES	SLA			SLI			C			RNA			M		
	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR
	<i>Byrsonima</i> sp. 2	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	3	125	2,0	0	0
<i>Byrsonima</i> sp. 3	0	0	0,0	0	0	0,0	3	125	1,2	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Campomanesia</i> sp.	0	0	0,0	0	0	0,0	11	458	4,3	5	208	3,3	0	0	0,0
<i>Caryocar</i> sp.*	2	83	0,4	2	83	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	2,1
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	0	0	0,0	1	42	0,1	3	125	1,2	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Cochlospermum regium</i> (Schrank) Pilg.	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Connarus</i> sp.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	0	0	0,0	0	0	0,0	3	125	1,2	4	167	2,7	0	0	0,0
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.*	0	0	0,0	1	42	0,1	4	167	1,6	2	83	1,3	0	0	0,0
<i>Cordia sessilis</i> (Vell.) Kuntze	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Cordia</i> sp. 1	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Cordia</i> sp. 2	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Curatella americana</i> L.	0	0	0,0	6	250	0,7	26	1083	10,2	14	583	9,3	1	42	2,1
<i>Dalbergia</i> sp.	2	83	0,4	3	125	0,4	0	0	0,0	2	83	1,3	0	0	0,0
<i>Davilla elliptica</i> A. St.-Hil.	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Dimorphandra mollis</i> Benth.	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Dioclea</i> sp. 1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Dioclea</i> sp. 2	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Dioclea</i> sp. 3	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Dioclea</i> sp. 4	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Diospyros hispida</i> A. DC.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Dipteryx alata</i> Vogel.*	13	542	2,7	0	0	0,0	2	83	0,8	5	208	3,3	1	42	2,1
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong*	4	167	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	2,1
<i>Eremanthus</i> sp.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K. Schum.) A. Robyns	0	0	0,0	4	167	0,5	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Erythroxylum</i> sp.	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0

Continua...

Continuação...

ESPÉCIES	SLA			SLI			C			RNA			M		
	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR
	<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0
Fabaceae 1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Guapira graciliflora</i> (Mart. ex J.A. Schmidt) Lundell	3	125	0,6	5	208	0,6	5	208	2,0	3	125	2,0	0	0	0,0
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.*	2	83	0,4	2	83	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	10	417	20,8
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Handroanthus impetiginosus</i> (Mart. ex DC.) Mattos.*	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	2,1
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	1	42	2,1
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	0	0	0,0	0	0	0,0	4	167	1,6	1	42	0,7	2	83	4,2
<i>Mabea fistulifera</i> Mart.*	391	16292	81,6	732	30500	85,6	0	0	0,0	0	0	0,0	3	125	6,3
<i>Machaerium</i> sp.	0	0	0,0	0	0	0,0	4	167	1,6	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Magonia pubescens</i> A.St.-Hil.*	0	0	0,0	2	83	0,2	6	250	2,4	2	83	1,3	2	83	4,2
Malpighiaceae 1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
Malvaceae 1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
Malvaceae 2	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Matayba guianensis</i> Aubl.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	1	42	0,7	0	0	0,0
Morfotipo 1	1	42	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 10	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 107	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	2,1
Morfotipo 108	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	2,1
Morfotipo 109	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	2,1
Morfotipo 11	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 12	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 13	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 14	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 15	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0

Continua...

Continuação...

ESPÉCIES	SLA			SLI			C			RNA			M		
	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR
	Morfotipo 2	1	42	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0
Morfotipo 3	1	42	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 4	1	42	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 43	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 44	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 45	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 46	0	0	0,0	0	0	0,0	4	167	1,6	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 5	1	42	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 6	1	42	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 7	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 71	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
Morfotipo 72	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
Morfotipo 73	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
Morfotipo 74	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
Morfotipo 75	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,7	0	0	0,0
Morfotipo 8	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Morfotipo 9	0	0	0,0	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Myracrodruon urundeuva</i> Allenão*	3	125	0,6	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	2,1
<i>Myrcia lanuginosa</i> (O. Berg) Nied.	0	0	0,0	1	42	0,1	11	458	4,3	7	292	4,7	0	0	0,0
<i>Myrcia lingua</i> (O. Berg) Mattos	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	3	125	2,0	0	0	0,0
Myrtaceae 1	1	42	0,2	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
Myrtaceae 2	1	42	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
Myrtaceae 3	1	42	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C. Sm.	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Plenckia populnea</i> Reissek	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Pouteria</i> sp.	0	0	0,0	3	125	0,4	5	208	2,0	2	83	1,3	0	0	0,0

Continua...

Continuação...

ESPÉCIES	SLA			SLI			C			RNA			M		
	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR	N	DA	DR
	<i>Protium</i> sp.	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0
<i>Qualea parviflora</i> Mart.	1	42	0,2	2	83	0,2	1	42	0,4	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Qualea</i> sp.	2	83	0,4	1	42	0,1	12	500	4,7	3	125	2,0	2	83	4,2
<i>Roupala montana</i> Aubl.	1	42	0,2	2	83	0,2	17	708	6,7	15	625	10,0	1	42	2,1
<i>Rourea induta</i> Planch.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	2	83	1,3	0	0	0,0
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby*	8	333	1,7	23	958	2,7	37	1542	14,5	23	958	15,3	1	42	2,1
<i>Simarouba versicolor</i> St. -Hil	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Sterculia chicha</i> A.St.-Hil.*	2	83	0,4	1	42	0,1	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	4,2
<i>Styrphnodendron rotundifolium</i> Mart.	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Styrphnodendron</i> sp.	2	83	0,4	2	83	0,2	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	2,1
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima*	5	208	1,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Terminalia argentea</i> Mart.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Vatairea macrocarpa</i> (Benth.) Ducke	0	0	0,0	3	125	0,4	2	83	0,8	3	125	2,0	0	0	0,0
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	0	0	0,0	1	42	0,1	13	542	5,1	1	42	0,7	0	0	0,0
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	0	0	0,0	0	0	0,0	2	83	0,8	0	0	0,0	0	0	0,0
<i>Zeyheria montana</i> Mart.	0	0	0,0	0	0	0,0	1	42	0,4	0	0	0,0	0	0	0,0
<b>TOTAL</b>	<b>479</b>	<b>19958</b>	<b>100,0</b>	<b>855</b>	<b>35625</b>	<b>100,0</b>	<b>255</b>	<b>10625</b>	<b>100,0</b>	<b>150</b>	<b>6250</b>	<b>100,0</b>	<b>48</b>	<b>2000</b>	<b>100,0</b>

\*Espécies introduzidas nos tratamentos por mudas e sementes. A espécie *S. velutina* foi apenas semeada, não sendo introduzida no tratamento envolvendo o plantio de mudas.

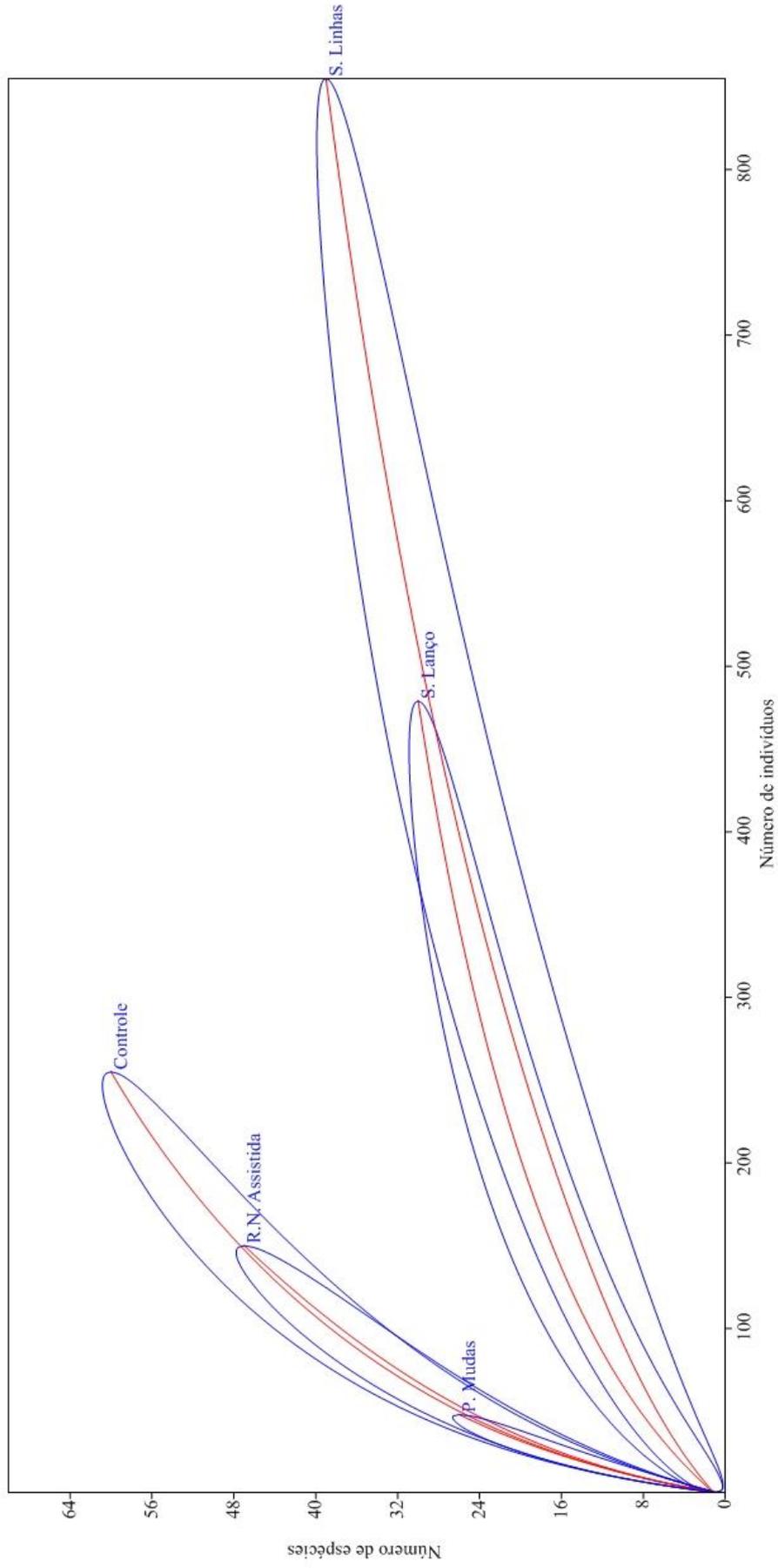


Figura 16: Curvas de rarefação de espécies lenhosas amostradas no conjunto de parcelas de cada um dos tratamentos de restauração do cerrado em Canarana, MT.

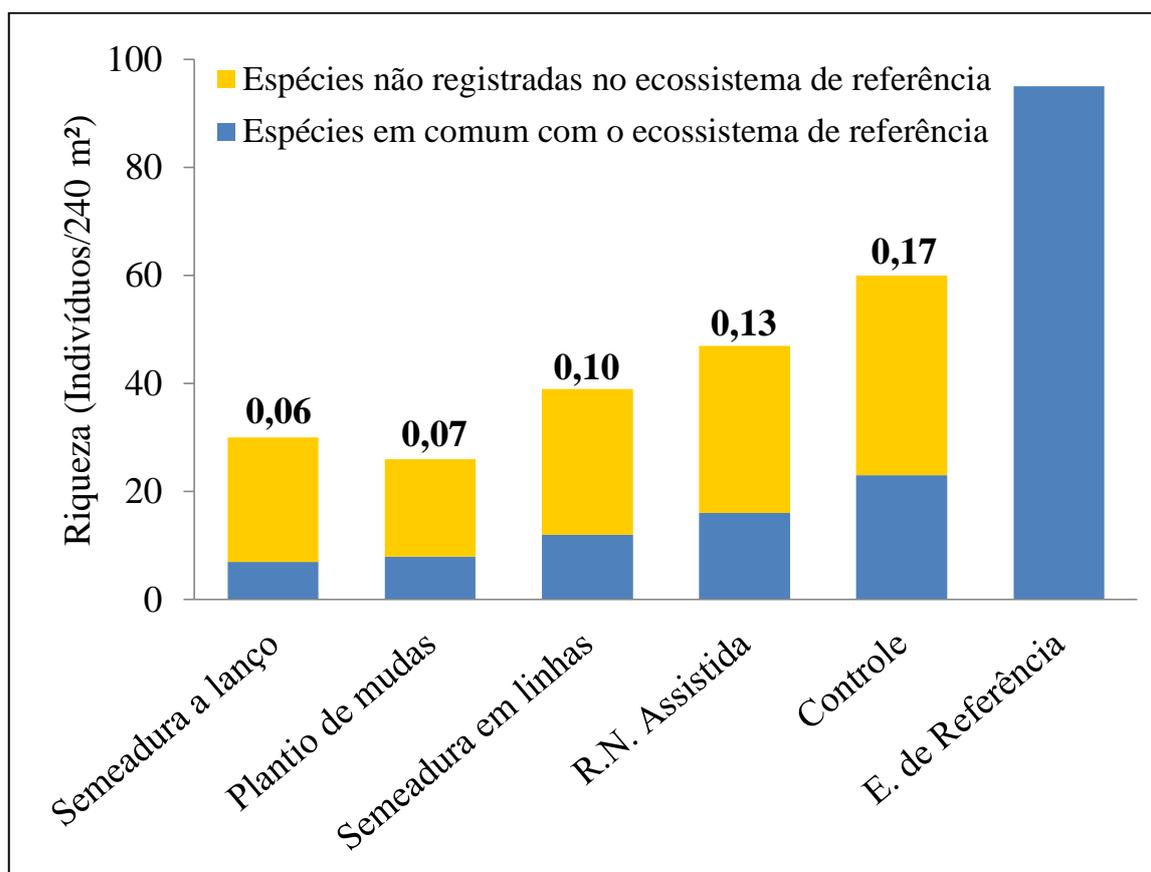


Figura 17: Riqueza de espécies lenhosas amostradas em 240 m<sup>2</sup> de cada tratamento e no ecossistema de referência para composição florística (Kunz et al., 2009). Os valores ao alto de cada barra correspondem ao índice de similaridade florística de Jaccard entre o tratamento e o ecossistema de referência. As barras empilhadas separam as espécies comuns (em cor azul) e as espécies que não ocorrem no ecossistema de referência (amarelo).

#### 4.2 Desempenho das espécies nos diferentes tratamentos

Das 112 espécies registradas na área experimental, 16 foram plantadas e 96 regeneraram-se naturalmente. O desempenho das espécies semeadas foi muito variável. A espécie *Senna velutina*, plantada somente nos tratamentos envolvendo sementeira direta, foi registrada nas parcelas de todos os tratamentos, de modo que ocorreu exclusivamente por regeneração natural nas parcelas relacionadas às outras técnicas de restauração. A espécie *Apuleia leiocarpa* não se estabeleceu em nenhum dos tratamentos, nem por sementeira, nem por mudas e tampouco por regeneração natural. A espécie *Tachigali vulgaris* ocorreu somente nas parcelas relacionadas à sementeira direta mecanizada a lanço. A espécie *Handroanthus impetiginosus* estabeleceu-se exclusivamente nas parcelas relacionadas ao tratamento envolvendo o plantio de mudas.

Entre as 17 espécies semeadas a lanço, *Apuleia leiocarpa*, *Copaifera langsdorffii*, *Handroanthus impetiginosus*, *Hymenaea stigonocarpa* e *Magonia pubescens* não se estabeleceram até os 22 meses após o plantio. As espécies *Anacardium nanum*, *Anadenanthera colubrina*, *Astronium fraxinifolium*, *Caryocar* sp., *Dipteryx alata*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Guazuma ulmifolia*, *Myracrodruon urundeuva*, *Senna velutina*, *Sterculia chicha* e *Tachigali vulgaris* estabeleceram-se, porém, em baixa densidade relativa (Figura 19). Por outro lado, *Mabea fistulifera* apresentou elevado estabelecimento, representando 81,6% da densidade total da comunidade de indivíduos lenhosos nas parcelas de semeadura a lanço. Além das espécies semeadas, registramos 18 espécies em regeneração natural nas parcelas de semeadura direta a lanço. Estas espécies representaram de 0,2% a 1,5% da densidade total da comunidade lenhosa resultante deste tratamento.

Nas parcelas de semeadura direta em linhas, estabeleceram-se somente as espécies *Anacardium nanum*, *Anadenanthera colubrina*, *Astronium fraxinifolium*, *Caryocar* sp., *Copaifera langsdorffii*, *Guazuma ulmifolia*, *Magonia pubescens*, *Myracrodruon urundeuva*, *Senna velutina* e *Sterculia chicha*. Assim como na semeadura a lanço, a espécie *M. fistulifera* apresentou a maior densidade relativa (85,6%) dentre as espécies semeadas que se estabeleceram. As espécies *Apuleia leiocarpa*, *Dipteryx alata*, *Enterolobium contortisiliquum*, *Handroanthus impetiginosus*, *Hymenaea stigonocarpa* e *Tachigali vulgaris* não se estabeleceram. Vinte e oito espécies não semeadas estabeleceram-se por regeneração natural nas parcelas relacionadas à semeadura em linhas. Estas espécies representaram de 0,1% a 2,9% da densidade total resultante deste tratamento.

Dentre as 16 espécies plantadas por mudas, apenas *Apuleia leiocarpa*, *Copaifera langsdorffii* e *Tachigali vulgaris* não se estabeleceram. A espécie *Guazuma ulmifolia* apresentou a maior densidade relativa (20,8%) dentre as espécies que compuseram a comunidade resultante do plantio de mudas. As outras espécies estabelecidas apresentaram densidades relativas entre 2,1% e 6,3%. Doze espécies exclusivamente regenerantes ocorreram nas parcelas relacionadas a essa técnica. Estas espécies representaram de 2,1% a 4,2% da densidade total da comunidade lenhosa resultante deste tratamento.

### 4.3 Densidade

Os tratamentos apresentaram diferença significativa em relação à densidade ( $F=11,731$ ,  $p<0,05$ ) (Figura 18). A técnica de semeadura direta em linhas apresentou densidade superior ao controle (área sem intervenção), à regeneração natural assistida (aplicação de herbicida) e ao plantio de mudas, não diferindo estatisticamente da técnica de semeadura a lanço, a qual não diferiu de nenhuma outra técnica. As duas técnicas de semeadura não diferiram do ecossistema de referência para esta variável. Apesar da grande diferença nos valores médios de densidade entre tratamentos, a grande variação entre parcelas do mesmo tratamento fez com que não se detectassem outras diferenças significativas entre eles.

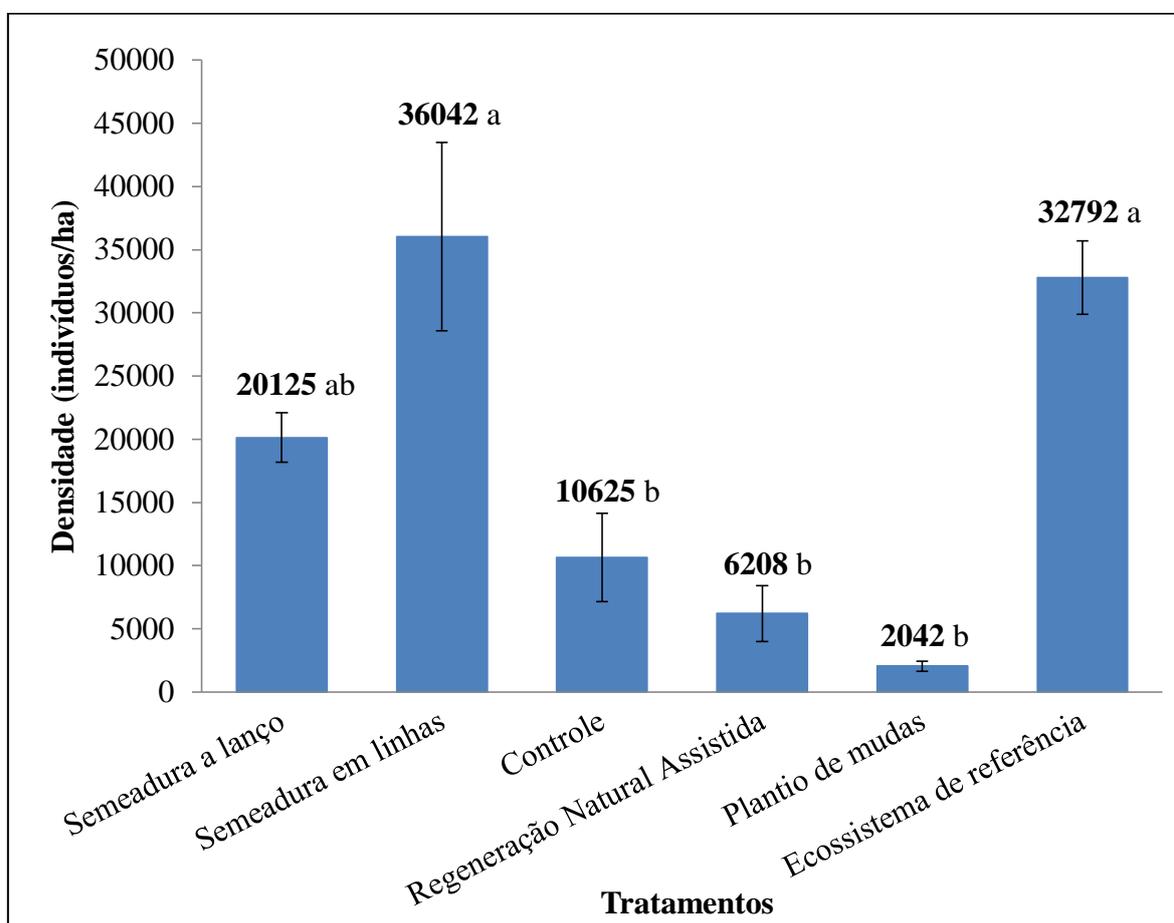


Figura 18: Médias da densidade de indivíduos lenhosos com altura a partir de 50 cm nos diferentes tratamentos (técnicas de restauração). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si a 5% de significância pelo teste Tukey. As barras representam o erro padrão da estimativa da análise de variância.

#### 4.4 Riqueza

Os tratamentos não apresentaram diferença significativa em relação à riqueza da comunidade 22 meses após o plantio ( $F=1,711$ ,  $p>0,05$ ) (Figura 19). O número médio de espécies amostradas por parcela variou desde 10 espécies no tratamento de plantio de mudas até 24 espécies amostradas no tratamento controle (área sem intervenção). Também para riqueza, a grande variação entre parcelas do mesmo tratamento resultou na inexistência de diferenças estatisticamente significativas entre tratamentos.

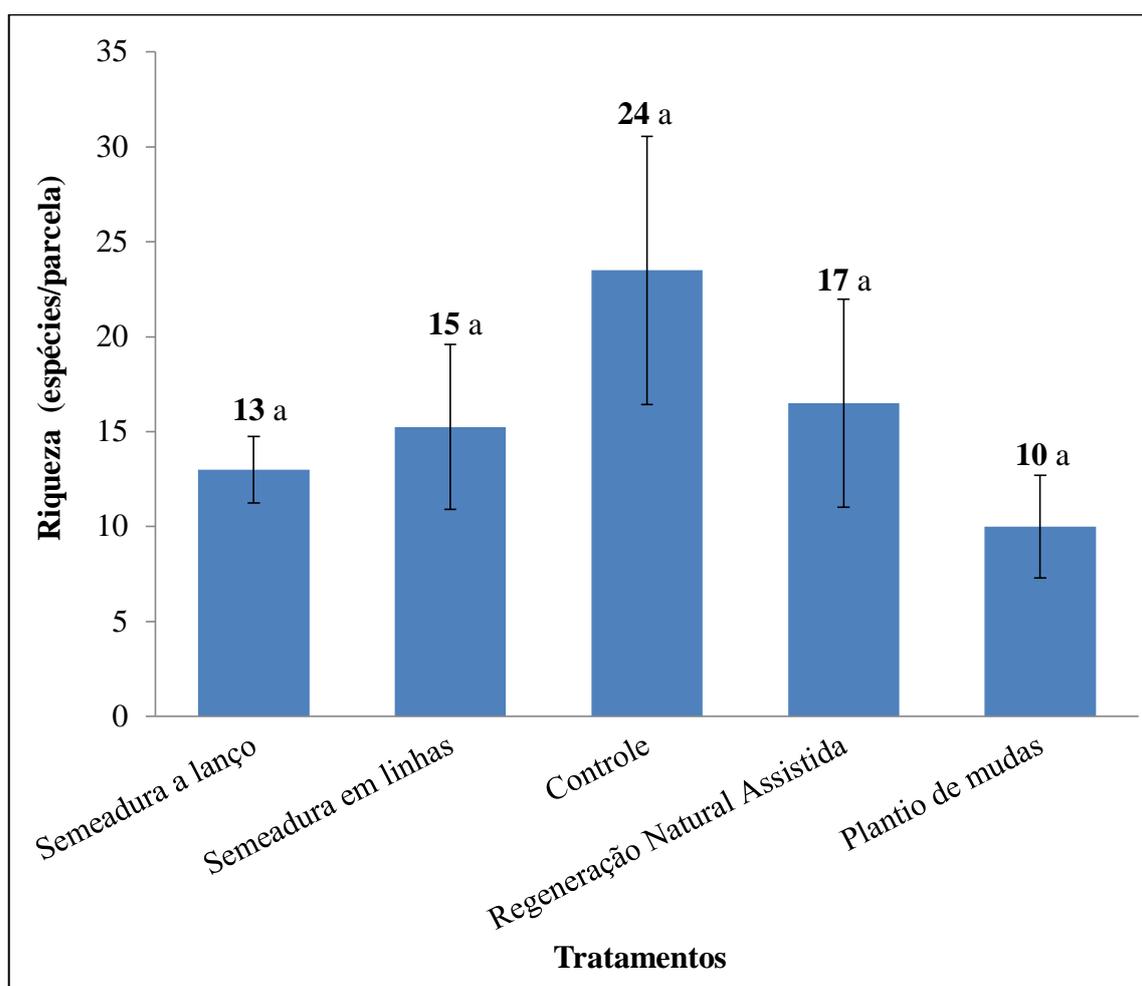


Figura 19: Médias da riqueza de espécies lenhosas por parcela nos diferentes tratamentos (técnicas de restauração). Médias seguidas de letras iguais não diferem entre si a 5% de significância pelo teste Tukey. As barras verticais ao alto de cada coluna representam o erro padrão da estimativa da análise de variância.

#### 4.5 Análise dos fatores que influenciam a densidade e a riqueza

Uma vez que a ANOVA apontou grande amplitude de variação entre parcelas de um mesmo tratamento, investigamos a influência de outros fatores sobre as variáveis densidade e riqueza de plantas por parcela. Os fatores analisados, além dos

tratamentos (técnicas de restauração) foram o histórico de uso da terra e as características edáficas de cada parcela na área de estudo (tipos de solo).

#### 4.5.1 Fatores que influenciam a densidade

Na análise GLM (Tabela 3) verificamos que a recuperação da densidade de indivíduos foi influenciada principalmente pelas técnicas de restauração e, adicionalmente, pelo histórico de uso da terra e pelo tipo de solo. Para ilustrar a influência dos fatores apontados por esta análise, apresentamos graficamente a densidade por categoria de histórico de uso da terra e tipo de solo para cada tratamento nas Figuras 22 e 23, respectivamente, e para área como um todo na Figura 24.

Tabela 3: Variáveis apontadas pelo GLM por terem sido as que exerceram maior influência sobre a densidade de indivíduos lenhosos a partir de 50 cm de altura em experimento de restauração do Cerrado (Canarana, MT).

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr (>Chi)	
NULL			19	254492		
<b>Histórico</b>	<b>1</b>	<b>38340</b>	<b>18</b>	<b>216152</b>	<b>&lt; 2.2e-16</b>	<b>***</b>
<b>Solo</b>	<b>1</b>	<b>22360</b>	<b>17</b>	<b>193792</b>	<b>&lt; 2.2e-16</b>	<b>***</b>
<b>Tratamento</b>	<b>4</b>	<b>163332</b>	<b>13</b>	<b>30460</b>	<b>&lt; 2.2e-16</b>	<b>***</b>
Signif. Codes:		0'***'	0.001'***'	0.01'*'	0.05'.'	0.1''

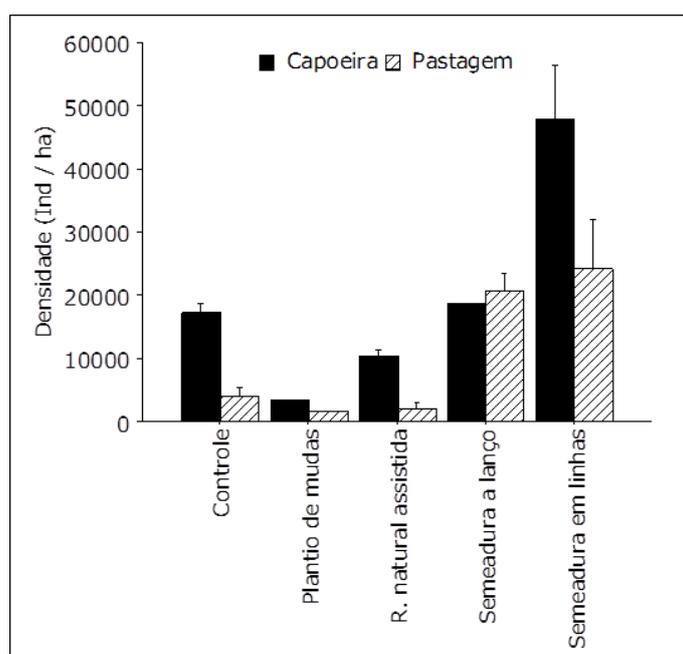


Figura 20: Média de densidade de indivíduos com altura a partir de 50 cm em cada tratamento, separando-se as parcelas nas diferentes categorias de uso anterior da terra.

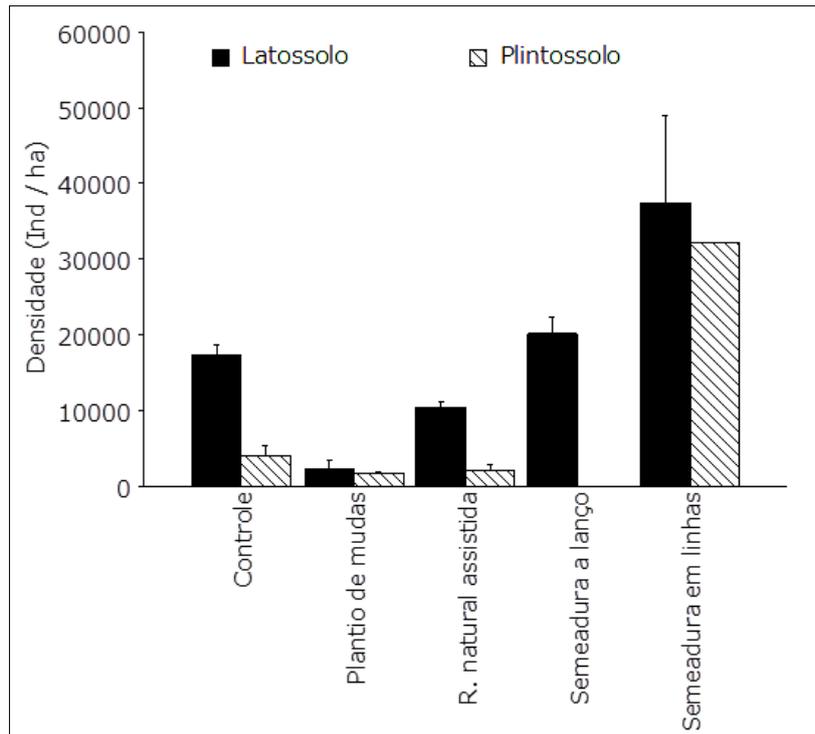


Figura 21: Média de densidade de indivíduos com altura a partir de 50 cm em cada tratamento, separando-se as parcelas nas diferentes categorias de tipo de solo.

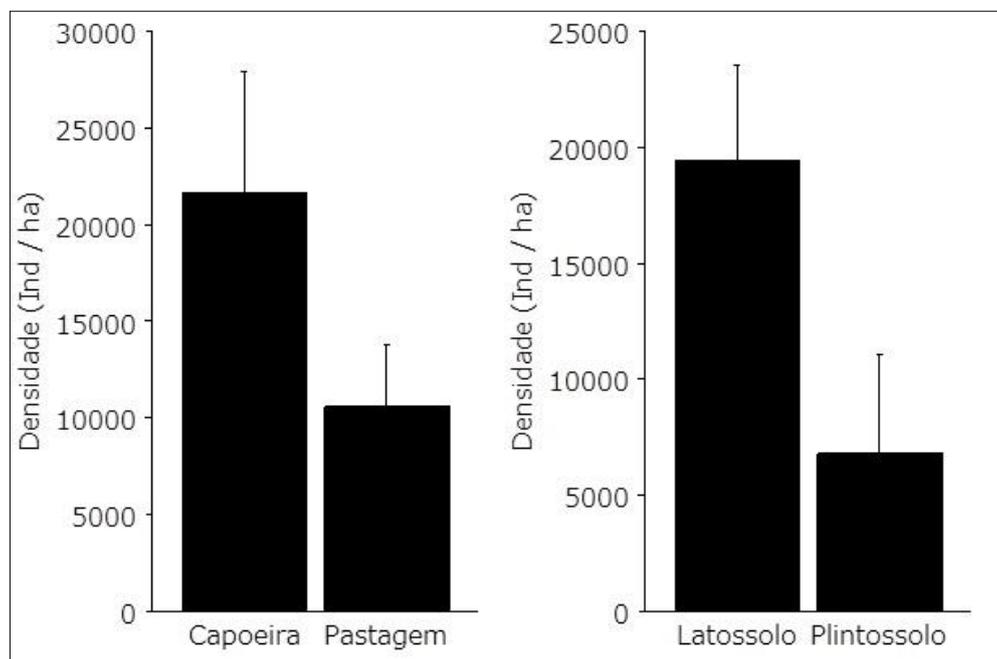


Figura 22: Densidade de indivíduos lenhosos com altura a partir de 50 cm por categoria de uso anterior da terra (esquerda) e tipo de solo (direita), agrupando-se todos os tratamentos.

#### 4.5.2 Fatores que influenciam a riqueza

O histórico de uso da terra foi o fator que influenciou mais fortemente a recuperação da riqueza da comunidade lenhosa, independentemente da técnica de restauração utilizada (Tabela 4). As áreas ocupadas por capoeira em 2007 apresentaram elevado potencial de regeneração natural em relação às áreas ocupadas anteriormente por pastagem. Assim como para densidade, ilustramos graficamente a influência do histórico de uso da terra em relação à riqueza, para cada tratamento (Figura 25) e para a área como um todo (Figura 26).

Tabela 4: Variáveis apontadas pelo GLM por terem sido as que exerceram maior influência sobre a riqueza de indivíduos lenhosos a partir de 50 cm de altura em experimento de restauração do Cerrado (Canarana, MT).

	Df	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr (>Chi)	
NULL			19	124.416		
<b>Histórico</b>	<b>1</b>	<b>89.075</b>	<b>18</b>	<b>35.341</b>	<b>&lt; 2.2e-16</b>	<b>***</b>
Solo	1	0.702	17	34.639	0.402090	
<b>Tratamento</b>	<b>4</b>	<b>13.871</b>	<b>13</b>	<b>20.768</b>	<b>0.007719</b>	<b>**</b>
Signif. Codes:		0'***'	0.001'***'	0.01'*	0.05'.'	0.1''

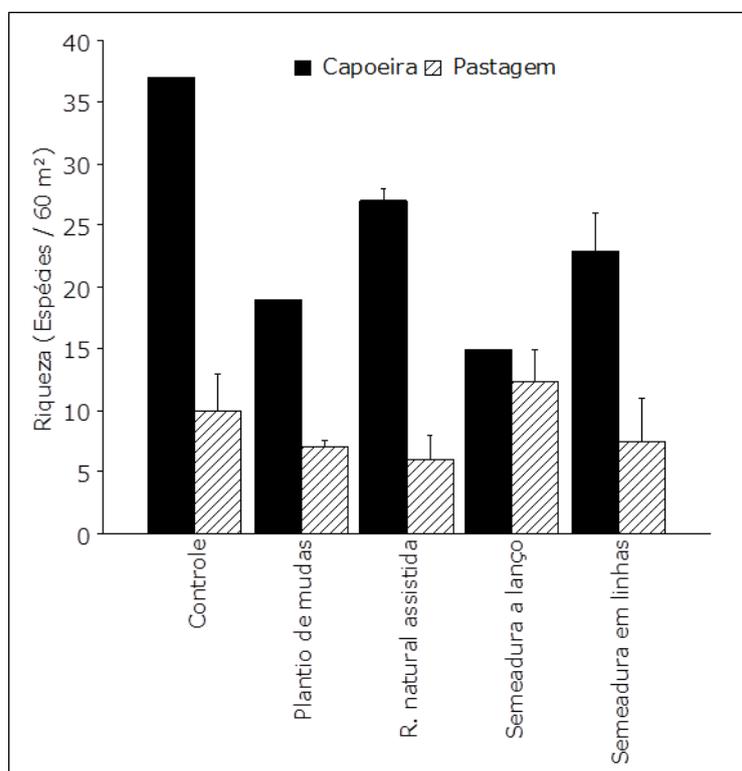


Figura 23: Média de riqueza de indivíduos com altura a partir de 50 cm em cada tratamento, separando-se as parcelas nas diferentes categorias de uso anterior da terra.

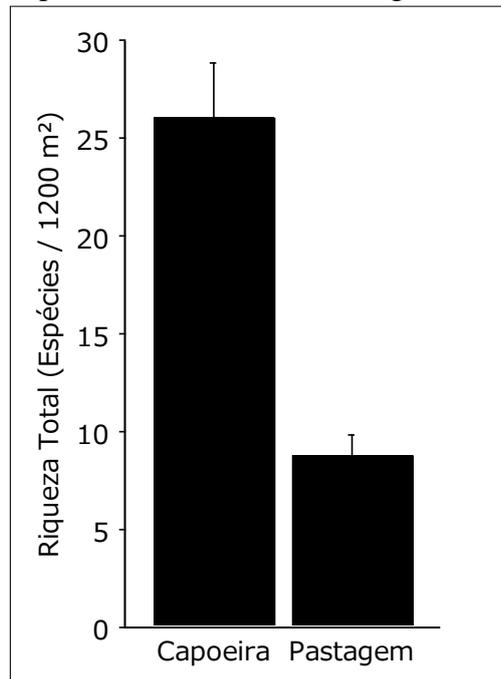


Figura 24: Média de riqueza de indivíduos com altura a partir de 50 cm em cada tratamento agrupando-se as parcelas dos diferentes tratamentos.

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Recuperação da diversidade e da semelhança florística com o ecossistema de referência pelas diferentes técnicas

A simples não intervenção na área (tratamento controle) resultou em comunidade com diversidade semelhante à diversidade das comunidades provenientes dos tratamentos de regeneração natural assistida e do plantio de mudas, pois parte da área em restauração apresentava elevada resiliência. A elevada capacidade de rebrota das espécies de cerrado (DURIGAN, 2003) e a limitação destas espécies em propagarem-se por sementes (DURIGAN et al., 1998) sugerem que a resiliência da área de estudo tenha sido representada principalmente pelo primeiro mecanismo citado. Salazar et al. (2012) verificaram que a chuva de sementes anual no cerrado é significativamente mais baixa do que a chuva de sementes em florestas tropicais. Estes cientistas constataram ainda a elevada predação ou remoção de sementes no cerrado, sugerindo que estes eventos pós-dispersão limitam o estabelecimento de indivíduos a partir de sementes. Além disso, as espécies de cerrado perdem sua viabilidade em um curto espaço de tempo (SALAZAR et al., 2012) não formando banco de sementes persistente no solo (SALAZAR et al., 2011).

A aplicação de herbicida sobre a comunidade lenhosa regenerante nas parcelas do tratamento de regeneração natural assistida não proporcionou aumento da diversidade da comunidade em comparação à diversidade das comunidades formadas pela simples não intervenção na área e pelo plantio de mudas. A aplicação de glifosato nestas parcelas foi efetuada com a finalidade de reduzir a competição entre as gramíneas exóticas invasoras *Urochloa humidicola* e *Andropogon gayanus* presentes na área e as espécies

lenhosas nativas em regeneração, para beneficiar o desenvolvimento das últimas. As gramíneas invasoras são reconhecidas como um dos principais filtros bióticos à restauração do cerrado (DURIGAN et al., 1998; DURIGAN et al., 2013). Neste estudo, porém, as gramíneas não representaram um filtro à recuperação da diversidade de espécies, de modo que a aplicação de herbicida seria desnecessária, pois acarreta custos à restauração, sem demonstrar benefícios.

O fato do plantio de mudas ter resultado em comunidade com diversidade semelhante ao tratamento controle comprova que esta técnica deve ser aplicada para restauração do cerrado somente em áreas com baixa resiliência (DURIGAN, 2003), tornando-se dispensável em situações onde o ecossistema apresenta capacidade de auto regeneração, como neste caso.

As comunidades procedentes dos tratamentos de semeadura direta em linhas e a lanço apresentaram baixa diversidade quando comparadas com as comunidades oriundas dos tratamentos controle, regeneração natural assistida e plantio de mudas. A baixa diversidade foi reflexo do desproporcional sucesso no estabelecimento entre as espécies. Dentre as 17 espécies lenhosas introduzidas pela semeadura direta, apenas *Mabea fistulifera* estabeleceu-se em alta densidade, representando 85,6% da densidade total da comunidade resultante da semeadura em linhas e 81,6% da densidade total da comunidade resultante da semeadura a lanço. O não estabelecimento ou o estabelecimento em baixa densidade das demais espécies semeadas pode ter sido ocasionado por múltiplos fatores, incluindo a baixa qualidade das sementes (ENGEL, PARROTA, 2001), predação e remoção das sementes (OVERDYCK et al., 2013), dessecação das sementes, baixa germinação e/ou emergência e alta suscetibilidade das plântulas e indivíduos jovens oriundos das sementes à estação seca severa e prolongada (CAMPOS-FILHO et al., 2013). Alguns autores também sugerem que os indivíduos introduzidos por semeadura direta são mais suscetíveis à competição com gramíneas africanas do que indivíduos introduzidos por mudas (ENGEL, PARROTA, 2001). Por isso, a técnica de semeadura direta mecanizada, que vem sendo utilizada para restauração no Alto Xingu (DURIGAN et al., 2013; CAMPOS-FILHO et al., 2013), implica a utilização de espécies de adubos verdes, em especial da espécie *Cajanus cajan*, para a supressão das gramíneas invasoras (BELTRAME; RODRIGUES, 2008; BALANDIER et al., 2009), visando reduzir ou anular este filtro ecológico. A utilização da espécie *C. cajan*, que cresce até 4 m de altura (BOEHRINGER; CALDWELL, 1989) quando plantada no

verão, realmente suprime ou reduz a incidência de gramíneas pelo sombreamento (observação em campo). Assim, acreditamos que a competição com gramíneas invasoras, neste caso, não tenha sido a causa do não estabelecimento ou do baixo estabelecimento das espécies lenhosas semeadas neste estudo, justamente pela baixa ocorrência destas gramíneas.

Contudo, as comunidades provenientes das técnicas de semeadura direta favoreceram a regeneração natural de um número maior de espécies do que a técnica de plantio de mudas. Na área submetida à semeadura em linhas, 28 espécies regeneraram-se naturalmente, enquanto na área onde ocorreu a semeadura a lanço 18 espécies se regeneraram. Por outro lado, nas parcelas de plantio de mudas apenas 12 espécies regeneraram-se espontaneamente. O manejo intensivo sobre as gramíneas invasoras (roçagem e aplicação de herbicida) adotado no tratamento envolvendo o plantio de mudas parece ter prejudicado a regeneração natural de indivíduos lenhosos nas entrelinhas de plantio. Por outro lado, era de se esperar que o número de espécies em regeneração natural nas áreas submetidas à semeadura direta também fosse baixo, uma vez que estas áreas foram submetidas ao preparo convencional do solo, prática que pode ser nociva à restauração, por danificar as estruturas subterrâneas de espécies que poderiam vir a regenerar-se por rebrota (DURIGAN et al., 1998). Todavia, as espécies em regeneração natural neste tratamento contribuíram de forma relevante para a riqueza, ainda que a diversidade, pela dominância de *M. fistulifera*, tenha sido inferior à da comunidade resultante do plantio de mudas.

Dentre todos os tratamentos, o controle (não intervenção) resultou em comunidade lenhosa com maior similaridade florística em relação ao ecossistema de referência. Como a área experimental como um todo apresentava elevada resiliência, as intervenções representadas pelas técnicas de restauração ativa reduziram a regeneração natural, ao invés de estimulá-la. Esta redução também foi verificada por Sampaio et al. (2007), ao testarem diferentes técnicas para restauração de floresta estacional decidual em área de pastagem. Uma vez que este tipo de ecossistema florestal apresenta, assim como o cerrado, espécies lenhosas com elevada capacidade de rebrota após distúrbios (VIEIRA; SCARIOT, 2006), e assim sendo, o revolvimento do solo e outros tipos de intervenção reduziram a regeneração de espécies por este importante mecanismo. Esta redução, no caso do nosso estudo, não causou a diminuição da diversidade de espécies das comunidades resultantes das técnicas de regeneração natural assistida e do plantio de mudas em

comparação ao tratamento controle, como já foi dito. Em contrapartida, essa redução da regeneração resultou na diminuição da similaridade florística entre o ecossistema de referência e as comunidades resultantes destas técnicas, o que é indesejável, considerando que a similaridade entre as espécies da área em recuperação e o ecossistema de referência é considerado como um importante atributo de ecossistemas restaurados (SER, 2004).

As comunidades originadas pelas técnicas de semeadura direta apresentaram menor diversidade em relação às comunidades resultantes dos outros tratamentos. E era de se esperar, portanto, que a similaridade florística entre as comunidades restauradas pela semeadura e o ecossistema de referência fossem igualmente menores, quando comparadas às similaridades entre as comunidades resultantes das outras estratégias de restauração e o ecossistema de referência.

## **5.2 O efeito das técnicas de restauração sobre a densidade**

As duas técnicas de semeadura não diferiram do ecossistema de referência quanto à densidade de plantas na comunidade. Os outros três tratamentos apresentaram densidade inferior à referência.

O sucesso das técnicas de semeadura direta em recuperar a densidade de plantas lenhosas indica que a chuva de sementes, representada pela semeadura direta, apoiada pelo revolvimento do solo facilitando a germinação e pela aplicação de herbicida e uso de adubos verdes para eliminar a competição com as gramíneas invasoras, foram bem sucedidas quanto a este indicador (densidade de plantas, representando a estrutura da comunidade). Entre os tratamentos que, aos 22 meses, ainda eram inferiores ao ecossistema natural em densidade, tudo indica que precisarão de tempo mais longo para a recuperação da estrutura da comunidade, em comparação com as técnicas de semeadura.

Quando se comparam os tratamentos entre si, apenas a semeadura em linhas apresentou densidade diferenciada, sendo em média o triplo da restauração passiva, cinco vezes a regeneração natural assistida e 17 vezes superior ao plantio de mudas. Não houve diferença significativa na densidade de plantas entre as técnicas de semeadura.

As diferentes técnicas de restauração testadas modificaram as condições ambientais de maneiras distintas. Enquanto nas duas técnicas baseadas no potencial de regeneração natural (regeneração natural assistida e área sem intervenção

(controle)) o solo não foi modificado, nas parcelas de plantio de mudas o sulcamento criou um ambiente diferenciado pelo menos na linha de plantio. A modificação no solo foi mais radical nos dois tratamentos de semeadura. Em ambos, o revolvimento mecânico do solo em uma profundidade de cerca de 30 cm pode ter beneficiado processos de infiltração da água e disponibilização de nutrientes, mas pode ter tido um efeito negativo, diminuindo sensivelmente o potencial de rebrota a partir de estruturas subterrâneas das plantas pré-existentes (DURIGAN et al., 1998). Sampaio et al. (2007), ao compararem os efeitos de diferentes técnicas de restauração na regeneração de espécies arbóreas de floresta estacional decidual em pastagens no Brasil Central, verificaram que o revolvimento do solo reduziu consideravelmente a densidade de indivíduos regenerantes. Mediante tal resultado, esses autores ressaltaram que as técnicas de restauração devem ser selecionadas com cuidado, de modo que facilitem a regeneração natural de indivíduos, ao invés de impedi-la. As peculiaridades das técnicas em relação à frequência e modo de aplicação de herbicidas, por sua vez, podem ter beneficiado os indivíduos lenhosos plantados e semeados, quando foram bem sucedidas em reduzir a ocupação por gramíneas invasoras. Harjuniemi (2014), ao avaliar o efeito de tratamentos silviculturais intensivos para restauração florestal por plantio de mudas, em área de floresta perenifolia no estado da Bahia, verificou que práticas de manejo intensivo aumentaram o sucesso inicial da restauração, aumentando a biodiversidade pelo aumento da sobrevivência e crescimento de espécies não pioneiras, acelerando também o fechamento do dossel. No entanto, por outro lado, a frequência e o modo de aplicação de herbicidas em cada uma das técnicas pode ter prejudicado diretamente as espécies lenhosas regenerantes pela ação do produto.

### **5.3 O efeito das técnicas de restauração sobre a riqueza**

Nenhuma das técnicas se destacou em relação às demais pela recuperação da riqueza de espécies da comunidade em restauração. Isso frustra as expectativas de que nas técnicas nas quais, além da resiliência intrínseca do ecossistema, foram introduzidas novas espécies pelo plantio de mudas ou pela semeadura, a riqueza obtida fosse superior. O resultado é ainda mais frustrante se considerarmos que nas técnicas de semeadura foram observados os maiores valores de densidade, uma vez que normalmente o número de espécies deve aumentar com o número de indivíduos amostrados. A verdade é que, embora as intervenções de restauração (revolvimento do solo, aplicação de herbicida, plantio de adubos verdes) possam ter favorecido a germinação

e estabelecimento de algumas espécies na semeadura direta, essas práticas certamente resultaram na eliminação de espécies que poderiam se regenerar a partir do banco de sementes ou de estruturas subterrâneas do solo (DURIGAN et al., 1998; SAMPAIO et al., 2007). O revolvimento do solo eliminaria espécies pelo dano direto às estruturas subterrâneas e os herbicidas pelo dano a algumas das espécies que tenham germinado ou rebrotado.

Apesar de que as análises estatísticas apresentaram muito poucas diferenças significativas entre tratamentos, a análise gráfica, com grandes diferenças nos valores médios obtidos, reflete uma enorme amplitude de variação entre parcelas de um mesmo tratamento. Essa variação significa que há certamente outros fatores influenciando a recuperação de riqueza de plantas dentro de cada parcela além das técnicas de restauração utilizadas.

#### **5.4 Fatores ecológicos que influenciam a densidade**

As análises que incluíram outros fatores além das técnicas de restauração mostraram que o histórico de uso da terra e o tipo de solo também influenciaram a recuperação da densidade de indivíduos da comunidade lenhosa de cerrado, ainda que com força menor que as técnicas de restauração.

As práticas de manejo, como o revolvimento do solo, roçagem e aplicação de herbicida, associadas a cada uma das técnicas de restauração, proporcionaram efeitos negativos sobre o estabelecimento das plantas. No entanto, as parcelas demarcadas sobre as áreas categorizadas quanto ao histórico de uso da terra como capoeira, em todos os tratamentos, apresentaram maior densidade do que as parcelas delimitadas nas áreas categorizadas como pastagem. Este resultado demonstra a influência do histórico de uso da terra sobre a recuperação da densidade de plantas lenhosas na comunidade em restauração, confirmando a observação de Durigan (2005), de que em áreas ocupadas com pastagem por períodos longos o potencial de regeneração natural do cerrado é reduzido.

As parcelas demarcadas sobre LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico apresentaram maior densidade de indivíduos lenhosos do que as parcelas estabelecidas sobre PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico. As diferenças físicas ou estruturais entre estes dois tipos de solo influenciam diretamente suas capacidades de drenagem e de disponibilização de água para as plantas, com reflexos sobre o desenvolvimento das comunidades em restauração.

Os Plintossolos são solos que tendem a apresentar restrição à percolação de água. Por isso estão sujeitos ao efeito temporário de excesso de umidade, sendo, de maneira geral, imperfeitamente ou mal drenados (EMBRAPA, 1999). Desta forma, as espécies lenhosas, regenerantes ou plantadas, apresentam limitação ao seu desenvolvimento devido ao excesso de água no solo em determinadas épocas do ano.

### **5.5 Fatores que influenciam a riqueza**

As comparações entre tratamentos mostraram que diferentes técnicas de restauração resultam em comunidades diferentes em relação à diversidade (riqueza rarefeita), similaridade florística com o ecossistema de referência (KUNZ et al., 2009) e à densidade de indivíduos. Mas não são apenas as técnicas de restauração que ocasionam essas diferenças. Na área de estudo, o histórico de uso da terra foi o fator que mais influenciou a recuperação da riqueza da comunidade lenhosa, que foi maior nas parcelas cujo uso anterior da terra foi categorizado como capoeira em relação às parcelas categorizadas como pastagem, independentemente da técnica de restauração.

A vegetação de cerrado é muito resiliente quando comparada a outros tipos de vegetação (DURIGAN, 2005). As espécies de cerrado, assim como de outras savanas tropicais, evoluíram na presença do fogo e de grandes herbívoros (AGUIAR et al., 2004; MIRANDA et al., 2004). Além disso, as savanas ocorrem em regiões com forte alternância de estações secas e úmidas (SCHOLES; ARCHER, 1997). Sob estas condições ecológicas severas, as espécies de cerrado, ao longo da sua evolução, desenvolveram estratégias de estabelecimento e sobrevivência, como sistema radicular tuberoso, capaz de estocar água e nutrientes (RIZZINI; HERINGER, 1962), assim como alta capacidade de rebrota, regenerando-se inúmeras vezes sob pressão da herbivoria e do fogo constantes (FROST; ROBERTSON, 1987; MEDEIROS; MIRANDA, 2008). A elevada resiliência faz com que a vegetação de cerrado, mesmo submetida a distúrbios de diversas naturezas, regenere-se de forma exuberante em muitas situações (DURIGAN et al., 2011), sendo, em alguns casos, dispensada qualquer medida direcionada à restauração ecológica deste ecossistema (HOLL; AIDE, 2011). Alguns autores têm sugerido, inclusive, que estratégias de restauração utilizadas em ecossistemas florestais, além de não serem eficientes para a restauração da vegetação de cerrado (AQUINO et al., 2009; PILON; DURIGAN, 2013), são nocivas à regeneração natural desta savana, podendo esgotar sua resiliência. Em áreas de cerrado convertidas em áreas agrícolas e pastagem de alta

tecnologia, submetidas à correção de acidez e preparo convencional do solo, a resiliência do ecossistema é drasticamente reduzida, pois essas práticas destroem as estruturas subterrâneas das espécies vegetais que poderiam rebrotar (DURIGAN et al., 1998).

O ritmo e a evolução da regeneração natural da vegetação de cerrado, assim como a recuperação da sua estrutura e diversidade, são determinados pela intensidade e duração do impacto o qual o ecossistema foi submetido (DURIGAN, 2005). A vegetação de cerradão, abandonada após o desmatamento, leva cerca de 30 anos para atingir naturalmente a biomassa original (GOODLAND; FERRI, 1979, DURIGAN et al., 1993). As áreas deste experimento, que em 2007 apresentavam vegetação lenhosa em estágio inicial de sucessão secundária e sofreram corte raso em 2011, pouco antes da aplicação dos tratamentos, regeneraram-se principalmente por rebrota, resultando em comunidade lenhosa com elevada riqueza de espécies em apenas dois anos de observações. Já as áreas identificadas como pastagem em 2007 apresentaram baixíssima resiliência, de modo que precisariam de tempo mais longo para que ocorresse a recuperação da riqueza pela regeneração natural, de forma semelhante às comunidades que se desenvolveram nas áreas ocupadas anteriormente por capoeira.

## 6 CONCLUSÃO

O sucesso das intervenções visando à restauração do cerrado depende, em parte, da escolha da técnica e das metas estabelecidas para a restauração. Se a meta é a rápida recuperação da estrutura da comunidade lenhosa, dentre as técnicas analisadas nas condições ambientais deste estudo, a semeadura direta em linhas proporciona o melhor resultado. Entretanto, se a principal meta da restauração é a recuperação da biodiversidade, a escolha da técnica apresenta importância relativa, sendo que o histórico do uso da terra é o fator que mais influencia a recuperação, já que define o potencial de contribuição dos processos naturais de regeneração da cobertura vegetal.

Outros fatores, além das técnicas, exercem forte influência sobre a recuperação dos atributos do ecossistema e esta constatação precisa ser levada em conta quando do planejamento da restauração, já que conduzirá à recomendação de técnicas distintas para situações distintas. A tomada de decisão deve partir, antes de mais nada, de um diagnóstico da resiliência do ecossistema, uma vez que o abandono pode ser mais eficaz do que qualquer técnica de restauração ativa em muitas circunstâncias.

## 7 REFERÊNCIAS

AERTS, R. et al. Restoring dry Afromontane forest using bird and nurse plant effects: Direct sowing of *Olea europaea* ssp. *cuspidata* seeds. **Forest Ecology and Management**, v. 230, n. 1-3, p. 23-31, 2006.

AGUIAR, L. M. S. et al. A diversidade biológica do Cerrado. In: AGUIAR, L. M. de S.; CAMARGO, A. J. A. **Cerrado: Ecologia e caracterização**, 1ª edição. Brasília: Embrapa, 2004. p. 17-40.

AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, v. 19, n. 6, p. 716-723, 1974.

ALMEIDA, N. O. **Implantação de matas ciliares por plantio direto utilizando-se sementes peletizadas**. 2004. 269 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

AQUINO, F. de G. **Módulos para recuperação de Cerrado com espécies nativas de uso múltiplo**. Embrapa Cerrados, 2009.

ARAKI, D. F. **Avaliação da semeadura a lanço de espécies florestais nativas para recuperação de áreas degradadas**. 2005. 172 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

ASSIS, A. C. C. et al. Water availability determines physiognomic gradient in an area of low-fertility soils under Cerrado vegetation. **Plant Ecology**, v. 212, n. 7, p. 1135–1147, 2011.

BALANDIER, P.; FROCHOT, H.; SOURISSEAU, A. Improvement of direct tree seeding with cover crops in afforestation: microclimate and resource availability induced by vegetation composition. **Forest ecology and management**, v. 257, n. 8, p. 1716-1724, 2009.

BARBOSA, A. C. C. **Recuperação de área degradada por mineração através da utilização de sementes e mudas de três espécies arbóreas do Cerrado, no Distrito**

**Federal**. 2008. 88p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Departamento de Engenharia Florestal, Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

BASSO, F. A. **Hidrossemeadura com espécies arbustivo-arbóreas nativas para preenchimento de áreas degradadas na Serra do Mar**. 2008. 84p. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

BELTRAME, T. P.; RODRIGUES, E. 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 Forestalis**, v. 36, n. 80, p. 317-327, 2008.

BOEHRINGER, A.; CALDWELL, R. *Cajanus cajan* (L.) Millsp. as a potential agroforestry component in the Eastern Province of Zambia. **Agroforestry systems**, v. 9, n. 2, p. 127-140, 1989.

BOND, W. J.; VAN WILGEN B.W. **Fire and plants**. London: Springer, 1996. 263 p.

BONILLA-MOHENO, M.; HOLL, K. D. Direct Seeding to Restore Tropical Mature-Forest Species in Areas of Slash-and-Burn Agriculture. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 438-445, 2010.

BRANDO, P. M.; DURIGAN, G. Época de maturação dos frutos, beneficiamento e germinação de sementes de espécies lenhosas do Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 8, n. 1-3, p. 78-90, 2001.

BROOKS, K. J.; SETTERFIELD, S. A.; DOUGLAS, M. M. Exotic grass invasions: applying a conceptual framework to the dynamics of degradation and restoration in Australia's tropical savannas. **Restoration Ecology**, v. 18, n. 2, p. 188-197, 2010.

CABIN, R. J. et al. Effects of microsite, water, weeding, and direct seeding on the regeneration of native and alien species within a Hawaiian dry forest preserve. **Biological Conservation**, v. 104, n. 2, p. 181-190, 2002.

CAMARGO, J. L. C.; FERRAZ, I. D. K.; IMAKAWA, A. M. Rehabilitation of degraded areas of central Amazonia using direct sowing of forest tree seeds. **Restoration ecology**, v. 10, n. 4, p. 636-644, 2002.

CAMPOS-FILHO, E. M. et al. Mechanized Direct-Seeding of Native Forests in Xingu, Central Brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, v. 32, n. 7, p. 702-727, 2013.

CARRIJO, C. et al. Estabelecimento de *Eriotheca pubescens* (Bombacaceae) por meio de semeadura direta e de mudas em cascalheira. **Cerne**, v. 15, n. 3, p. 366-371, 2009.

CAVALCANTI, R. B.; JOLY, C. A. Biodiversity and Conservation Priorities in the Cerrado Region. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. New York: Columbia University Press J. **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of neotropical savanna**. University Press, 2002. p. 351-369.

COLE, R. J. et al. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1590-1597, 2011.

DAMASCO, G.; CORRÊA, R. S. Germinação e desenvolvimento de duas espécies de cerrado semeadas em consórcio com *Solanum lycocarpum* A. St. - HIL. em uma cascalheira no Distrito Federal. **Estudos de Biologia**, v. 32 n. 76/81, p. 67-72, 2011.

DOUST, S. J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. 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**, v. 234, n. 1, p. 333-343, 2006.

DOUST, S. J.; ERSKINE, P. D.; LAMB, D. 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**, v. 256, n. 5, p. 1178-1188, 2008.

DURIGAN G.; RATTER J. A. Successional changes in cerrado and cerrado/forest ecotonal vegetation in western São Paulo State, Brazil, 1962–2000. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 63, n. 1, p. 119–130, 2006.

DURIGAN, G. Bases e Diretrizes para a restauração da vegetação de Cerrado. In: KAGEYAMA, P. Y.; LIVEIRA, R. E.; MORAES L. F. D.; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Org.). **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 187-201.

DURIGAN, G. Estrutura e Diversidade de Comunidades Florestais. In: MARTINS, S. V. (Org.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. 1. ed. Viçosa: Editora UFV, 2009. p. 294-325

DURIGAN, G. et al. Indução do processo de regeneração da vegetação de cerrado em área de pastagem, Assis, SP. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 12, n. 3, p. 421-429, 1998.

DURIGAN, G. **Manual para recuperação da vegetação de cerrado**. 3. ed. São Paulo: SMA, 2011, 19 p.

DURIGAN, G. Reflexões sobre a restauração ecológica em regiões de cerrado. In: Simpósio de Restauração Ecológica, V, 2013, São Paulo. **Políticas Públicas para a Restauração Ecológica e Conservação da Biodiversidade...** São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2013. 33-37.

DURIGAN, G. Restauração da Cobertura Vegetal em Região de Domínio do Cerrado. In: GALVÃO, A.P.M.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Org.). **Restauração Florestal: Fundamentos e Estudos de Caso**. Colombo: Embrapa Florestas, 2005. p. 103-118.

DURIGAN, G.; GUERIN, N.; DA COSTA, J. N. M. N. Ecological restoration of Xingu Basin headwaters: motivations, engagement, challenges and perspectives. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1619, p. 2012-0165, 2013.

DURIGAN, G.; GURGEL-GARRIDO, L. M. A.; GARRIDO, M. A. O. Manejo silvicultural do cerrado em Assis, SP. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, I, 1993, Curitiba. **Anais do I Congresso Florestal Brasileiro...** São Paulo: SBS, v. 1. p. 374-377, 1993.

EHRENFELD, J. G. Defining the limits of restoration: the need for realistic goals. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 1, p. 2-9, 2000.

EMBRAPA SOLOS. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa, 1999.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. An evaluation of direct seeding for reforestation of degraded lands in central São Paulo state, Brazil. **Forest Ecology and Management**, v. 152, n. 1, p. 169-181, 2001.

FERREIRA, R. A. et al. Semeadura direta com espécies arbóreas para recuperação de ecossistemas florestais. **Cerne**, v. 13, n. 3, p. 271-279, 2007.

FERREIRA, R. A. et al. Semeadura direta com espécies florestais na implantação de mata ciliar no Baixo São Francisco em Sergipe. **Scientia Forestalis**, v. 37, n. 81, p. 37-46, 2009.

FLORES-AYLAS, W. W. et al. Efeito de *Glomus etunicatum* e fósforo no crescimento inicial de espécies arbóreas em semeadura direta. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 2, p. 257-266, 2003.

FROST, P. G. H.; ROBERTSON, F. The ecological effects of fire in savannas. In: WALKER, B. H. (ed.) **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford: IRL Press, 1987. p. 93-140

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

GRACE, J. et al. Productivity and carbon fluxes of tropical savannas. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 387-400, 2006.

HARJUNEMI, A. **Effects of Intensive management in the Restoration of Northeastern Atlantic Forest in Brazil; Survival, Growth and Carbon Sequestered 8 Years after Planting**. 2014. 95p. Dissertação (Mestrado em Science Forestry and Environmental Resources), North Carolina State University, Raleigh, 2014.

HOBBS, R. J. Ecological filters, thresholds and gradients in resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V. M.; HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALLE S. **Assembly rules and restoration ecology**—bridging the gap between theory and practice. Washington D.C.: Island Press, 2004. p. 72-95.

HOBBS, R. J. Setting effective and realistic restoration goals: key directions for research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 354-357, 2007.

HOLL, K. D. et al. Planting Seedlings in Tree Islands Versus Plantations as a Large-Scale Tropical Forest Restoration Strategy. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 4, p. 470-479, 2010.

HOLL, K. D. Old field vegetation succession in the neotropics. **Old fields: Dynamics and restoration of abandoned farmland**. Washington D.C.: Island Press, 2007. p. 93-118.

HOLL, K. D.; AIDE, T. M. When and where to actively restore ecosystems? **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1558-1563, 2011.

ISERNHAGEN, I. **Uso de semeadura direta de espécies arbóreas nativas para restauração florestal de áreas agrícolas, sudeste do Brasil**. 2010. 105p. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

JACKSON, S. T.; HOBBS R. J. Ecological restoration in the light of ecological history. **Science**, v. 325, n. 5940, p. 567, 2009.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

KUNZ, S. H.; IVANAUSKAS, N. M.; MARTINS, S. V. Estrutura fitossociológica de uma área de cerradão em Canarana, Estado do Mato Grosso, Brasil. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, v. 31, n. 3, p. 255-261, 2009.

LEDRU, M. P. Late quaternary history and evolution of the Cerrados as revealed by palynological records. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. **The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press, 2002. p. 33–50.

LEHMANN, C. E. R. et al. Savanna Vegetation-Fire-Climate Relationships Differ Among Continents. **Science**, v. 343, n. 6170, p. 548-552, 2014.

LEHMANN, C. E. Savannas need protection. **Science**, v. 327, n. 5966, p. 642-643, 2010.

LOCKWOOD, J. L. An Alternative to Succession Assembly Rules Offer Guide to Restoration Efforts. **Ecological Restoration**, v. 15, n. 1, p. 45-50, 1997.

LOCKWOOD, J. L.; PIMM, S. L. When does restoration succeed? In: WEIHER, E; KEDDY, P. **Ecological Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats**. Cambridge: Cambridge University Press, 1999. p. 363-392.

MALAVASI, U. C.; GASPARINO, D.; MALAVASI, M. M. Semeadura direta na recomposição vegetal de áreas ciliares: efeitos da sazonalidade, uso do solo, exclusão da predação, e profundidade na sobrevivência inicial. **Semina**, v. 26, n. 4, p. 449-454, 2005.

MARRIS, E. Conservation in Brazil: The forgotten ecosystem. **Nature**, v. 437, n. 7061, p. 944-945, 2005.

MATTEI, V.L.; ROSENTHAL, M.D. Semeadura direta de canafístula (*Peltophorum dubium* (Spreng.) Taub.) no enriquecimento de capoeiras. **Revista Árvore**, v. 26, n. 6, p. 649-654, 2002.

MEDEIROS, de M. B.; MIRANDA, H. S. Post-fire resprouting and mortality in cerrado woody plant species over a three-year period. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 65, n. 01, p. 53-68, 2008.

MENNINGER, H. L.; PALMER, M. A. Restoring ecological communities: from theory to practice. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. **Foundations of restoration ecology**. Washington, D. C.: Island Press, 2006. 88-112.

MENZ, M. H. M.; DIXON, K. W.; HOBBS, R. J. Hurdles and opportunities for landscape-scale restoration. **Science**, v. 339, n. 6119, p. 526-527, 2013.

MIRANDA, H. S. et al. Queimadas de Cerrado: caracterização e impactos. **Cerrado: Ecologia e Caracterização**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004, p. 69-123.

MIRANDA, H. S.; M., BUSTAMANTE; MIRANDA A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. **The Cerrados of Brazil: Ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University Press. 2002. 51–68.

MÜLLER-DOMBOIS, D.; ELLEMBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974.

MURPHY, B. P.; BOWMAN, D. M. J. S. What controls the distribution of tropical forest and savanna? **Ecology Letters**, v. 15, n. 7, p. 748-758, 2012.

MYERS, N. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado biome. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**. New York: Columbia University. 2002. p.91-120

OVERDYCK, E. et al. Testing broadcast seeding methods to restore urban forests in the presence of seed predators. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 6, p. 763-769, 2013.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. Ecological theory and community restoration ecology. **Restoration ecology**, v. 5, n. 4, p. 291-300, 1997.

PALMER, M. A.; FALK, D. A.; ZEDLER, J. B. Ecological theory and restoration ecology. In: FALK, D. A.; PALMER, M.; ZEDLER, J. **Foundations of Restoration Ecology**. Washington D. C.: Island Press, 2006. p. 1-10.

PEREIRA, S. R.; LAURA, V. A.; de S., TEIXEIRA A. L. Superação de dormência de sementes como estratégia para restauração florestal de pastagem tropical. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 2, p. 148-156, 2013.

PEREIRA, S. R.; LAURA, V. A.; SOUZA, A. L.T. Establishment of Fabaceae tree species in a tropical pasture: influence of seed size and weeding methods. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 1, p. 67-74, 2013.

PILON, N. A. L.; DURIGAN, G. Critérios para indicação de espécies prioritárias para a restauração da vegetação de cerrado. **Scientia Florestalis**, v. 41, n. 99, p. 389-399, 2013.

PIVELLO, V. R. **An expert system for the use of prescribed fires in the management of Brazilian savannas**. 1992. 276 p. Tese (Doutorado em Environmental Technology) University of London, Londres, 1992.

PIVELLO, V. R.; COUTINHO, L. M. A. qualitative successional model to assist in the management of Brazilian cerrados. **Forest Ecology and Management**, v. 87, n. 1, p. 127-138, 1996.

POMPÉIA, S. Recuperação da vegetação da Serra do Mar em áreas afetadas pela poluição atmosférica de Cubatão: uma análise histórica. In: GALVÃO, A. P. M.; PORFÍRIO-DASILVA, V. (Ed.). **Restauração florestal: fundamentos e estudos de caso**. Colombo: EMBRAPA, CNPF, 2005. p. 119-143.

R Core Team (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, n. 3, p. 223-230, 1997.

RICKLEFS, R. E. A economia da natureza. In: **A economia da natureza**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010.

RIZZINI, C. T.; HERINGER, E. P. Studies on the underground organs of trees and shrubs from some southern Brazilian savannas. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 34, p. 235-247, 1962.

RODRIGUES, R. R. et al. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1242-1255, 2009.

RUIZ-JAEN, M. C.; MITCHELL AIDE, T. Restoration success: how is it being measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569-577, 2005.

SALAZAR, A. et al. Seed limitation of woody plants in Neotropical savannas. **Plant Ecology**, v. 213, n. 2, p. 273-287, 2012.

SALAZAR, A. et al. Timing of seed dispersal and dormancy, rather than persistent soil seed-banks, control seedling recruitment of woody plants in Neotropical savannas. **Seed Science Research**, v. 21, n. 2, p. 103-116, 2011.

SAMPAIO, A. B.; HOLL, K. D.; SCARIOT, A. Does restoration enhance regeneration of seasonal deciduous forests in pastures in central Brazil? **Restoration Ecology**, v. 15, n. 3, p. 462-471, 2007.

SANTOS Jr., N. A.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Estudo da germinação e sobrevivência de espécies arbóreas em sistema de semeadura direta, visando à recomposição de mata ciliar. **Cerne**, v. 10, n. 1, p. 103-117, 2004.

SANTOS, P. L. et al. Estabelecimento de espécies florestais nativas por meio de semeadura direta para recuperação de áreas degradadas. **Revista Árvore**, v. 36, n. 2, p. 237-245, 2012.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. R. Tree-grass interactions in savannas. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 1, p. 517-544, 1997.

SHACKELFORD, N. et al. Primed for change: developing ecological restoration for the 21st century. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 3, p. 297-304, 2013.

SOARES, P. G.; RODRIGUES, R. R. Semeadura direta de leguminosas florestais: efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. **Scientia Forestalis**, v. 36, n. 78, p. 115-121, 2008.

SOCIETY OF ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE AND POLICY WORKING GROUP. 2004. Princípios da *SER International* sobre a restauração ecológica. Society for Ecological Restoration International, Tucson, AZ.

SOUSA, W. P. The role of disturbance in natural communities. **Annual review of ecology and systematics**, v. 15 p. 353-391, 1984.

SOUZA, A. P. et al. Classificação climática e balanço hídrico climatológico no estado de Mato Grosso. **Nativa**, Sinop, v. 1, n. 1, p. 34-43, 2013

SUDING, K. N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, n. 1, p. 465, 2011.

SUDING, K. N.; GROSS, K. L.; HOUSEMAN, G. R. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 19, n. 1, p. 46-53, 2004.

SUDING, K. N.; HOBBS, R. J. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 5, p. 271-279, 2009.

SUN, D.; DICKSON, G. R. The competition effect of *Brachiaria decumbens* on the early growth of direct-seeded trees of *Alphitonia petriei* in tropical north Australia. **Biotropica**, p. 272-276, 1996.

TEMPERTON, V. M. et al. **Assembly rules and restoration ecology**: bridging the gap between theory and practice. Washington, D. C.: Island Press, 2004.

TUNJAI, P.; ELLIOTT, S. Effects of seed traits on the success of direct seeding for restoring southern Thailand's lowland evergreen forest ecosystem. **New Forests**, v. 43, n. 3, p. 319-333, 2012.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 11-20, 2006.

WALKER, B.H. **Determinants of Tropical Savannas**. Oxford: IRL, 1987.156 p.

WALKER, L. R. R; WALKER, J.; DEL MORAL, R. Forging a new alliance between succession and restoration. In: WALKER, L. R. R; WALKER, J.; DEL MORAL, R. **Linking restoration and ecological succession**. New York: Springer, 2007. p. 1-18.

WALKER, L. R.; del MORAL, R. Lessons from primary succession for Restoration of severely damage habitats. **Applied Vegetation Science**, v. 12, p. 55-67, 2008.

WOODS, K.; ELLIOTT, S. Direct seeding for forest restoration on abandoned agricultural land in northern Thailand. **Journal of Tropical Forest Science**, v. 16, n. 2, 2004.

WORTLEY, L.; HERO, J.; HOWES, M. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.

YOUNG, T. P.; CHASE, J. M.; HUDDLESTON, R. T. Community succession and assembly comparing, contrasting and combining paradigms in the context of ecological restoration. **Ecological Restoration**, v. 19, n. 1, p. 5-18, 2001.

## APÊNDICE - IMAGENS DAS COMUNIDADES RESULTANTES DAS DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO



Comunidade resultante da sementeira direta mecanizada em linhas (parcela 19) sobre PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico e em área categorizada como pastagem em relação ao histórico de uso da terra. Nesta imagem observa-se perfeitamente a linha de plantio da espécie de adubo verde *Cajanus cajan*.



Comunidade resultante da sementeira direta mecanizada em linhas (parcela oito) sobre LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico e em área categorizada como capoeira (vegetação em estágio inicial de sucessão secundária) em relação ao histórico de uso da terra. Observa-se nesta imagem a elevada densidade da espécie *Mabea fistulifera*.



Comunidade resultante da semeadura direta mecanizada a lanço (parcela 20) sobre LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico e em área categorizada como pastagem em relação ao histórico de uso da terra. Nesta figura observa-se o elevado sombreamento proporcionado pela espécie de adubo verde *Cajanus cajan* sobre a comunidade lenhosa.



A esquerda da estaca branca observa-se o tratamento de regeneração natural assistida (parcela seis) e a direita observa-se o tratamento controle (parcela cinco), ambos sobre LATOSSOLO VERMELHO Distrófico típico em área categorizada como capoeira (vegetação em estágio inicial de sucessão secundária), no que diz respeito ao histórico de uso pretérito da terra. É possível observar nesta figura o rebrote vigoroso da gramínea invasora *Andropogon gayanus* na parcela à direita da estaca branca e o não rebrote desta gramínea a esquerda da estaca branca, devido à aplicação de herbicida adotada na técnica de regeneração natural assistida.



Tratamento controle (parcela 14) sobre PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico em área categorizada como pastagem, no que diz respeito ao histórico de uso pretérito da terra.



Tratamento de regeneração natural assistida (parcela 13) sobre PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico em área categorizada como pastagem, no que diz respeito ao histórico de uso pretérito da terra.



Comunidade resultante do plantio de mudas (Parcela 15) sobre PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico em área categorizada como pastagem, no que diz respeito ao histórico de uso pretérito da terra.



Comunidade resultante do plantio de mudas (Parcela 18) sobre PLINTOSSOLO PLÍNTICO Concrecionário típico em área categorizada como pastagem, no que diz respeito ao histórico de uso pretérito da terra.