

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

**PLANTAS E FORMIGAS EM DIFERENTES USOS DA TERRA E
TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO NO CERRADO**

KEILA CAROLINE DALLE LASTE

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP - Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor em
Ciência Florestal.

BOTUCATU, SÃO PAULO

Setembro - 2015

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

**PLANTAS E FORMIGAS EM DIFERENTES USOS DA TERRA E
TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO NO CERRADO**

KEILA CAROLINE DALLE LASTE

Orientadora: Prof. Dra. Giselda Durigan

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agronômicas da UNESP - Câmpus de
Botucatu, para obtenção do título de Doutor em
Ciência Florestal.

BOTUCATU, SÃO PAULO

Setembro – 2015

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

L349p Laste, Keila Caroline Dalle, 1984-
Plantas e formigas em diferentes usos da terra e técnicas
de restauração no Cerrado / Keila Caroline Dalle Laste. -
Botucatu : [s.n.], 2015
xiii, 109 f. : fots. color.; grafs. color., ils. color.,
tabs.

Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Fa-
culdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 2015
Orientador: Giselda Durigan
Inclui bibliografia

1. Comunidades vegetais. 2. Sociedades de insetos. 3.
Formigas. 4. Ecologia do Cerrado. 5. Florestas - Conservação
e restauração. I. Durigan, Giselda. II. Universidade Esta-
dual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" (Câmpus de Botuca-
tu). Faculdade de Ciências Agrônômicas. III. Título.

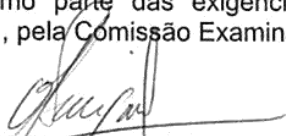
CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: "PLANTAS E FORMIGAS EM DIFERENTES USOS DA TERRA E TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO NO CERRADO"

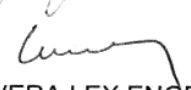
AUTORA: KEILA CAROLINE DALLE LASTE

ORIENTADORA: Profa. Dra. GISELDA DURIGAN

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de DOUTOR EM CIÊNCIA FLORESTAL, pela Comissão Examinadora:


Profa. Dra. GISELDA DURIGAN

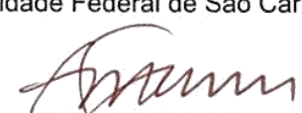
Floresta Estadual de Assis / Instituto Florestal de São Paulo


Profa. Dra. VERA LEX ENGEL

Dep de Ciencia Florestal / Faculdade de Ciencias Agronomicas de Botucatu

Prof. Dr. JOSÉ MARCELO DOMINGUES TOREZAN
Centro de Ciências Biológicas - UEL


Prof. Dr. ALEXANDER VICENTE CHRISTIANINI
Universidade Federal de São Carlos


Profa. Dra. ELZA MARIA GUIMARÃES SANTOS
Departamento de Botânica / Instituto de Biociências de Botucatu

Data da realização: 10 de setembro de 2015.

Para meu pai Eugênio e minha mãe Anadir♥,
que além de tudo me aparelharam para gostar de passarinhos,
minha eterna gratidão.

*“...Prezo insetos mais que aviões.
Prezo a velocidade
das tartarugas
mais que a dos mísseis.
Tenho em mim
esse atraso de nascença.
Eu fui aparelhado
para gostar de passarinhos.
Tenho abundância
de ser feliz por isso.
Meu quintal
É maior do que o mundo. ”*
Manoel de Barros

AGRADECIMENTOS

Não existem palavras que me permitam agradecer com o devido merecimento todas as pessoas que me ajudaram. Ainda assim, agradeço:

À minha orientadora, Dra. Giselda Durigan, pela confiança, pelas boas conversas e pelos ensinamentos científicos e da vida. *“Mas você - eu não posso e nem quero explicar - eu agradeço.”* Clarice Lispector

Ao Dr. Alan Andersen, pela oportunidade inesquecível do período sanduíche, pela paciência e grandiosas contribuições. *“Não é a altura, nem o peso, nem os músculos que tornam uma pessoa grande, é a sua sensibilidade sem tamanho.”* Martha Medeiros.

À professora Dra Vera Lex Engel, pelas inúmeras ajudas e por permitir que eu participasse das atividades desenvolvidas no Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal.

Agradeço à Giselda, ao Alan e à Vera, por me encantarem com o conhecimento.

À Dra. Maria Teresa Toniato, Dra. Regiane Bueno, Dr. Alexander Christianini, Dra. Elza Maria Guimarães Santos, Dr. José Marcelo Torezan e à Dra. Vera Lex Engel pelas valiosas contribuições e sugestões no exame de qualificação ou na defesa da tese.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pelo apoio financeiro dentro e fora do país.

À UNESP - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônômicas, pela estrutura e apoio sempre que foi necessário. Agradeço especialmente, a todos os professores e funcionários da FCA, que são exemplos de comprometimento e bem servir.

Ao ICMBio/ Sisbio pela licença para a coleta das formigas.

Aos funcionários do Instituto Florestal-SP, que foram sempre muito receptivos e prontos a ajudar no que eu precisasse. Ao Melo, pelos cafés e boas prosas. Agradeço especialmente aos funcionários Adriano Berto, Edson Damasceno, Nelson Keki e ainda aos colegas, Wander dos Santos e Deivid Machado, pela imensa ajuda nas coletas de campo.

Aos funcionários do CSIRO - Common wealth Scientific and Industrial Research Organisation, pela receptividade e empatia.

À Eliane Akiko Honda, Vera Lex Engel, Carmen Marcatti, Renata Fonseca e Heraldo Vasconcelos por permitirem o acesso aos laboratórios e uso de equipamentos.

Ao Fernando Meloni, e especialmente à Renata Pacheco, pela ajuda na identificação das formigas.

Ao Augusto Hashimoto de Mendonça, pela imensa ajuda nas análises estatísticas do exame de qualificação e inúmeros anônimos pelas dicas e auxílio nas demais análises.

Às florzinhas do Cerrado, Natashi e Geissyany, pela troca de material e pelas bons momentos.

Aos colegas da pós-graduação, Gisele, Rita, Leonardo, Diego, Luciane, Dimitrio, Mateus, Diana, Mário e Itaynara, pela convivência, pelas discussões e informações compartilhadas.

Agradeço especialmente ao colega e querido amigo Deivid Machado, por dividir sonhos, frustrações e ansiedades.

Ao Wardsson Borges, pelo amor, apoio e por me incentivar, sempre.

À minha família, por respeitar minhas escolhas e nunca cobrar nada de mim. Eu amo vocês.

Muito obrigada

SUMÁRIO

1. RESUMO	1
2. SUMMARY	3
3. INTRODUÇÃO GERAL	5
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	12
4.1. Caracterização geral das áreas de estudo e desenho amostral	12
4.1.1. Caracterização da região de estudo	12
4.1.2. Tratamentos (tipos de cobertura vegetal)	13
4.1.3. Desenho amostral	19
5. REFERÊNCIAS	20
CAPÍTULO I.....	27
MUDANÇAS DE USO DA TERRA E TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO: IMPACTO E RECUPERAÇÃO DA DIVERSIDADE DE PLANTAS NO CERRADO BRASILEIRO	27
1. INTRODUÇÃO.....	28
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	30
2.1. Caracterização da vegetação	30
2.2. Análise dos dados.....	30
3. RESULTADOS	32
4. DISCUSSÃO	52
5. REFERÊNCIAS	58
CAPÍTULO II.....	63
RESPOSTAS DA BIODIVERSIDADE A USOS DA TERRA E TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO: COMUNIDADES DE FORMIGAS NO CERRADO BRASILEIRO	63
1. INTRODUÇÃO.....	64
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	66
2.1. Locais de estudo	66
2.2. Amostragem das formigas.....	66
2.3. Atributos da vegetação	66
2.4. Análise dos dados.....	67
3. RESULTADOS	69
4. DISCUSSÃO	78
5. REFERÊNCIAS	85
IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DO CERRADO	90

REFERÊNCIAS	93
-------------------	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Melhores modelos de relações entre as variáveis ambientais e número de indivíduos (N), riqueza observada (S_{obs}), a riqueza estimada (S_{est}) e a abundância percentual de cada grupo funcional baseado na Regressão Linear Múltipla (AIC). Em cada caso é indicado se a relação é positiva (+) ou negativa (-).....	72
--	----

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Diferentes usos da terra, compreendendo agricultura de cana de açúcar, pastagem e silvicultura (plantios jovens de eucalipto e pinus e plantios antigos de pinus). (Floresta Estadual e Estação Ecológica de Assis-SP). 16
- Figura 2.** Ecossistemas em restauração. Restauração passiva (agricultura abandonada e pastagem abandonada), e restauração ativa (plantios puros e heterogêneos com espécies arbóreas nativas). (Floresta Estadual e Estação Ecológica de Assis-SP). 17
- Figura 3.** Fitofisionomias do Cerrado (Cerrado *sensu stricto* e Cerradão) avaliadas como ecossistemas de referência. (Floresta Estadual e Estação Ecológica de Assis-SP). 18
- Figura 4.** Distribuição das réplicas de cada tratamento nas áreas estudadas, em Assis, SP. 19
- Figura 5.** Densidade 1 ($DAP < 1\text{ cm}$) da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 34
- Figura 6.** Densidade 2 ($1 < DAP \leq 5\text{ cm}$) da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 35
- Figura 7.** Densidade 3 ($DAP > 5\text{ cm}$) da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 36
- Figura 8.** Densidade total da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 37
- Figura 9.** Área basal (m^2/ha) da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 38
- Figura 10.** Altura do dossel (m) da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 39

Figura 11. Cobertura de copas da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 40

Figura 12. Riqueza da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP). Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 41

Figura 13. Histograma de distribuição dos indivíduos amostrados a partir de 50 cm de altura nos diferentes usos do solo e ecossistemas em restauração em Assis-SP. A) Cana de Açúcar; B) Pastagem com gado; C) Eucalipto; D) Pinus; E) Pinus antigo; F) Cerrado *sensu stricto*; N) Cerradão. 43

Figura 14. Histograma de distribuição dos indivíduos amostrados a partir de 50 cm de altura em cada um dos diferentes ecossistemas em restauração e ecossistemas de referência em Assis-SP. A) Agricultura abandonada B) Pastagem abandonada C) Restauração 2; D); Restauração 10; E) Angico; F) Ingá G) Cerrado *sensu stricto*; H) Cerradão. 44

Figura 15. Dendrograma de similaridade florística pelo índice de Jaccard entre as 65 parcelas amostradas nos 13 tratamentos em região de cerrado, Assis, SP. Cada parcela está identificada no eixo x pela denominação do tratamento (tipo de ambiente), seguido do número da réplica. 46

Figura 16. Número de espécies comuns entre os tratamentos. As cores verde e vermelho indicam, respectivamente, mais ou menos espécies em comum. Números na diagonal principal representam o total de espécies em cada tratamento. 47

Figura 17. Número total de espécies em cada um dos diferentes ambientes estudados em região de Cerrado: vegetação nativa, formas de cultivo e técnicas de restauração, classificadas por hábito, em Assis-SP. 49

Figura 18. Número de espécies exclusivas de cada um dos diferentes tipos de ambientes estudados em região de Cerrado (vegetação nativa, formas de cultivo e técnicas de restauração), classificadas por hábito, em Assis-SP. 49

Figura 19. Número total de espécies em cada um dos diferentes tipos de ambientes estudados em região de Cerrado, em Assis-SP (vegetação nativa, formas de cultivo e técnicas de restauração), classificadas pela região de ocorrência natural. 50

Figura 20. Número de espécies exclusivas de cada um dos diferentes tipos de ambientes estudados em região de Cerrado, em Assis-SP (vegetação nativa, formas de cultivo e técnicas de restauração), classificadas pela região de ocorrência natural. 50

Figura 21. Relação entre a riqueza de espécies de Cerrado (endêmicas e generalistas) em relação a cobertura de copas (A) e área basal (B). 51

Figura 22. Média ($\pm$ SE) do número de indivíduos encontrados em cada uso da terra, tratamento de restauração e ecossistemas de referência. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 70

Figura 23. Média ($\pm$ SE) (barras) e total (círculo) da riqueza observada (branco) e estimada (cinza) encontrada em cada uso da terra, tratamento de restauração e ecossistemas de referência. Barras da mesma coloração seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). 71

Figura 24. Análise de ordenação multidimensional não-métrica (NMDS) das parcelas baseada na composição de espécies (A) e de grupos funcionais (B). 73

Figura 25. Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) com base na similaridade de Bray-Curtis para a composição de espécies (A e B). As variáveis ambientais (A), espécies (B) foram sobrepostas como vetores usando a correlação de Spearman, com o comprimento do vetor proporcional ao grau de correlação. Para as espécies, apenas correlações $> 0,4$ foram consideradas. Acant.1 = *Acanthoponera* sp. 1; Atta.1 = *Atta* sp. 1; Brach.2 = *Brachymyrmex* sp. 2; Brach.3 = *Brachymyrmex* sp. 3; Brach.4 = *Brachymyrmex* sp. 4; C. lesp. = *Camponotus lespei*; Crem.1 = *Crematogaster* sp. 1; Cyph.3 = *Cyphomyrmex* sp. 3; Dori.2 = *Dorimyrmex* sp. 2; E.opa. = *Ectatomma opaciventre*; E.perm. = *Ectatomma permagnum*; E.suz. = *Ectatomma suzanae*; Lin.01 = *Linepithema* sp. 1; O.chel. = *Odontomachus chelifer*; P.striata = *Pachycondyla striata*; Sol.4 = *Solenopsis* sp. 4; Trachy.11 = *Trachymyrmex* sp. 11. 75

Figura 26. Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) com base na similaridade de Bray-Curtis para a composição de grupos funcionais (A e B). As variáveis ambientais (A) e grupos funcionais (D) foram sobrepostas como vetores usando a correlação de Spearman, com o comprimento do vetor proporcional ao grau de correlação. DD - Dolichoderinae Dominantes; SC - Subordinadas Camponotini; TCS - Especialistas de Clima Tropical; CS - Espécies Crípticas; OPP - Oportunistas; GM - Myrmicinae Generalistas e SP - Predadoras Especialistas. 76

Figura 27. Gráfico de bolhas dos grupos funcionais sobrepostos em cada ponto resultante da CAP. O tamanho do círculo representa a abundância percentual de cada grupo funcional em cada parcela. 77

Figura 28. Número de espécies exclusivas e comuns entre todos os tratamentos de uso da terra com os ecossistemas de referência e destes com os ecossistemas em restauração para plantas (A) e formigas (B). 90

Figura 29. Número de espécies de formigas exclusivas em cada um dos tratamentos de uso da terra, ecossistemas em restauração e ecossistemas de referência. 91

LISTA DE APÊNDICES

- Apêndice 1.** Análise de componentes principais para as variáveis de solo (areia fina; fina grossa; areia total; silte; argila; pH; H +Al; CTC = capacidade de troca de cátions; SB = soma de bases; V% = saturação por bases; M.O.= matéria orgânica; P = fósforo; K = potássio; Ca = cálcio; Mg = magnésio) das 65 parcelas pertencentes aos 13 tratamentos: cana= cana-de-açúcar; past.gado = pastagem com gado; pinus; eucalipto; pinus.ant = pinus antigo; agri.aban = agricultura abandonada; past aban = pastagem abandonada; rest.2 = restauração 2 anos; rest.10 = restauração 10 anos; angico; ingá; cerrado ss= cerrado *sensu stricto* ; cerradão, em Assis, SP. 94
- Apêndice 2.** Espécies vegetais encontradas nos 13 tratamentos categorizadas pela origem fitogeográfica em cerrado (endêmicas) (C), generalista (ocorrem também em florestas) (G) e ruderal (R), e, pelo hábito em graminóide (G), trepadeira (T), palmeira (P), erva (E), arbusto (A) e árvore (AV). 95
- Apêndice 3.** Espécies de formigas amostradas e classificadas de acordo com grupos funcionais (GF): DD – Dolichoderinae dominantes; SC – Subordinadas Camponotini; TCS – Especialistas de Clima Tropical; HCS – Especialistas de Clima Quente; CS – Espécies Crípticas; OPP - Oportunistas; GM - Myrmicinae Generalistas e SP – Predadoras Especialistas. Os dados representam as abundâncias totais em cada tratamento. 102
- Apêndice 4.** Resultados dos testes de Permanova pair-wise (obtida por 9999 permutações) entre os tratamentos com base na composição de espécies de formigas. Os dados representam os p-valores (diagonal abaixo) e pseudo-t (diagonal acima). Valores significativos estão em negrito ($P > 0.05$)..... 108
- Apêndice 5.** Resultados dos testes da Permanova *pair-wise* (obtida por 9999 permutações) entre tratamentos com base na composição funcional das formigas. Os dados representam os p-valores (diagonal abaixo) e pseudo-t (diagonal acima). Valores significativos estão em negrito ($P > 0.05$)..... 109

PLANTAS E FORMIGAS EM DIFERENTES USOS DA TERRA E TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO NO CERRADO. Botucatu, 2015, 109p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Câmpus de Botucatu.

Autor: KEILA CAROLINE DALLE LASTE

Orientador: GISELDA DURIGAN

1. RESUMO

Entre todas as savanas do mundo, o Cerrado tem a maior biodiversidade e tem sido a mais ameaçada pela conversão de terras. Os impactos resultantes de mudanças de uso da terra sobre a biodiversidade não foram avaliados e a restauração do Cerrado é um desafio ainda a ser superado. Nós investigamos ambos - as perdas de diversidade de plantas e formigas devido à conversão da terra que compreende sistemas de produção (cana-de-açúcar, pastagem, silvicultura de ciclo curto e ciclo longo) e o sucesso de diferentes técnicas de restauração (passiva ou ativa, esta envolvendo o plantio de mudas em povoamentos puros e mistos), utilizando como referência dois ecossistemas (cerrado *sensu stricto*, que é a savana típica brasileira, e o “cerradão”, que é a formação florestal resultante da supressão de fogo). Em parcelas de 5 x 20 m (100 m²), com cinco repetições para cada tratamento, avaliamos densidade de plantas, área basal, altura e cobertura do dossel, riqueza e composição da comunidade vegetal e também a diversidade taxonômica e funcional das comunidades de formigas. Registramos, no total, 247 espécies de plantas, com enorme variação dos parâmetros de estrutura e riqueza entre os tipos de vegetação estudados. Plantios de árvores podem atingir a riqueza de plantas e a estrutura do “Cerradão”, se este for considerado o ecossistema alvo da restauração. Riqueza deste tipo de vegetação, no entanto, está muito abaixo das encontradas no cerrado *sensu stricto*. Perdas de espécies de plantas típicas de savana, seja devido à conversão da terra ou pelo adensamento da vegetação são irreversíveis e não podem ser recuperadas por ações de restauração convencionais. Para as formigas, registramos 131 espécies, com valores de riqueza maiores nas áreas em restauração e nas referências, mas altos valores de riqueza também foram encontrados nos diferentes usos da terra. A composição de espécies de formigas e a composição funcional apresentaram diferenças entre os tratamentos, variando gradualmente seguindo a

complexidade da vegetação. Nenhuma das ações de restauração resultou em composição de formigas semelhantes as referências. Por outro lado, áreas de Pastagem com gado mantêm espécies e grupos de formigas do cerrado *sensu stricto* e os talhões antigos de pinus contêm comunidade de formigas que não difere de nenhum dos dois ecossistemas de referência, mostrando que usos da terra podem contribuir para a conservação da biodiversidade. As áreas de referência contêm comunidades de plantas e formigas distintas, e, assim, a preservação do mosaico de fisionomias na paisagem pode maximizar a conservação da biodiversidade em grande escala.

Palavras-chave: Comunidade de plantas; comunidade de formigas; grupos funcionais

PLANTS AND ANTS IN DIFFERENT LAND USES AND RESTORATION TECHNIQUES IN BRAZILIAN SAVANNA. Botucatu, 2015, 109p. Tese (Doutorado em Ciência Florestal) - Faculdade de Ciências Agronômicas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Câmpus de Botucatu.

Author: KEILA CAROLINE DALLE LASTE

Adviser: GISELDA DURIGAN

2. SUMMARY

Among all savannas in the world, the Cerrado (Brazilian savanna) has the largest biodiversity and has been the most threatened by land conversion. The impacts resulting from land use changes on biodiversity have not been assessed and Cerrado restoration is a challenge still to be overcome. We investigated both – plant and ant diversity losses due to land conversion comprising production systems (sugar cane, pasture, short and long cycle forestry) and the success of different restoration techniques (passive or active, the last by planting nursery-raised seedlings of tree species in pure or mixed stands) and two reference ecosystems (cerrado *sensu stricto*, which is the typical Brazilian savanna, and the “Cerradão”, which is the forest type savanna resulting from vegetation encroachment after fire suppression). In plots of 5 x 20 m (100 m²), with five replicates per treatment, we evaluated plant density, basal area, height and canopy cover, richness and composition of the plant community, and the taxonomic and functional diversity of ant communities. A total of 247 species were recorded, with huge variation in structural and richness parameters among the vegetation types studied. Planting trees can reach the plant richness and structure of “Cerradão”, if this is considered the target ecosystem restoration. Richness of this vegetation type, however, are far below that existing in cerrado *sensu stricto*. Species losses in the typical Brazilian savanna, either due to land conversion or vegetation encroachment are irreversible and cannot be recovered by conventional restoration actions. In total 131 ant species were recorded, with greater richness values in the restoration and reference areas, but a high richness values were also found in different land uses. The ant species composition and the ant functional composition showed differences among treatments, following the complexity of vegetation. None of restoration actions resulted in composition similar ants references. On the other hand, pasture with cattle maintain species and groups of ant of the cerrado *sensu stricto* and old pine stands contain ant community that is no different from any

of the two reference ecosystems, showing that land use can contribute to biodiversity conservation. The reference areas contain different plant and ant communities, and the preservation of the mosaic of physiognomies in the landscape can maximize the conservation of biodiversity in a large scale.

Keywords: plants community; ants community, functional groups

3. INTRODUÇÃO GERAL

A perda de biodiversidade tem sido relatada como um dos principais problemas atuais e, muito embora a extinção de espécies seja um evento natural, ela tem sido acelerada pela ação humana, tornando-se 100 a 1000 vezes mais rápida do que no período pré-humano (Pimm et al., 1995). Alterações e perdas de biodiversidade são preocupantes pelos serviços culturais, espirituais e de lazer que fornecem para a humanidade. Além disso, impactos na biodiversidade alteram o funcionamento do ecossistema comprometendo o fornecimento de alguns bens e serviços essenciais para a saúde humana, como o fornecimento de água, produção de alimentos e regulação do clima (MEA, 2005). Por isso, é crescente a preocupação global com questões ambientais na formulação de políticas públicas. Garantir a sustentabilidade, por exemplo, está entre as Metas do Milênio das Nações Unidas (ONU, 2000), que reafirmam os princípios da Convenção da Diversidade Biológica, que estabeleceu como objetivos a conservação da diversidade biológica, a utilização sustentável de seus componentes e a repartição justa e equitativa dos benefícios provenientes da utilização dos seus recursos genéticos (Brasil, 2000).

As principais causas que levam ao declínio da biodiversidade são a exploração dos recursos naturais em taxas insustentáveis, a introdução de espécies exóticas invasoras e a degradação e a transformação de habitats, sendo esta última- principalmente voltada para a produção agrícola- apontada como a principal ameaça à conservação (Vitousek et al., 1997; Haddad et al., 2015). Mudanças no uso da terra para fins agrícolas geralmente resultam em simplificação da estrutura do habitat, mudanças drásticas na composição florística, além do uso de pesticidas e mecanização (Perfecto et al., 1997; Tschamntke et al., 2005; Henle et al., 2008). Porém, ainda que tais atividades resultem em perdas de biodiversidade, elas são necessárias para atender às demandas humanas por bens e recursos. Nesse cenário, o grande desafio atual é atender às necessidades humanas sem comprometer a biodiversidade e a prestação de serviços do ecossistema (DeFries et al., 2004; Foley et al., 2005; Liu et al., 2007; Harvey et al., 2008).

Habitats naturais serão sempre prioritários para conservação porque contêm maior diversidade biológica do que ambientes modificados (Gibson et al., 2011), além de serem fontes de propágulos para a regeneração das áreas modificadas ou degradadas (Dobson et al., 1997). No entanto, há uma série de estudos que demonstram que alguns usos

da terra podem conter alto nível de diversidade, como observado para borboletas e outros táxons em sistemas agroflorestais (Schulze et al., 2004; Bhagwat et al., 2008), em plantações de árvores exóticas para plantas (Brockhoff et al., 2008), moscas, pequenos mamíferos, gafanhotos e mariposas (Barlow et al., 2007) e, em áreas de corte seletivo, para as formigas, pássaros e lepidópteros (Dunn, 2004). Tais sistemas de uso da terra podem contribuir para a conservação porque, além de habitats complementares, fornecem recursos e conectividade na paisagem (Lindenmayer et al., 2006; Perfecto e Wandermeer, 2008; Harvy et al., 2008) e ainda conservam os habitats naturais uma vez que a qualidade da matriz influencia na manutenção das populações locais (Philpott et al., 2010). Considerando que cerca da metade do planeta já foi transformada pela ação humana (Vitousek et al., 1997), há interesse global na adoção de práticas de uso da terra que mantenham altos níveis de biodiversidade. A adoção dessas práticas é especialmente importante para os *hotspots* (Myers et al., 2000), como o Cerrado, que abriga a maior diversidade entre as savanas do planeta e, ao mesmo tempo, é uma das regiões de maior produção agrícola do mundo.

O Cerrado ocupa a região central do Brasil, cobrindo originalmente 23% do território, uma área em torno de 2.000.000 de km². Formado por um mosaico de fisionomias, o Cerrado contempla uma variedade de ambientes que vão desde fisionomias campestres até a formação florestal, conhecida como cerradão. Inclui ainda matas de galeria, campos rupestres e campos úmidos, entre outros tipos fisionômicos (Coutinho, 1978; Eiten, 1972). A ampla variedade de fisionomias é condicionada por fatores ambientais naturais, como as características do solo e a disponibilidade hídrica, ou por distúrbios, naturais ou antrópicos, como a herbivoria, o pastoreio e a incidência de fogo (Coutinho, 1990; Eiten, 1994). A variedade de ambientes do Cerrado sustenta ampla diversidade biológica (Silva e Bates, 2002; Klink e Machado, 2005) e amplia a necessidade de conservação de grandes áreas heterogêneas para a sua efetiva proteção. Somente de plantas vasculares existem cerca de 12.000 espécies (Mendonça et al., 2008), das quais 44% são endêmicas (Klink e Machado, 2005). Tão grande é a riqueza e a especificidade de habitats que Ratter et al. (2003), em inventário florístico de 315 sítios, registraram 914 espécies de árvores e arbustos, das quais 614 espécies são de ocorrência rara e mais de 50% delas foram encontradas em apenas uma localidade. De modo semelhante, Durigan et al. (2003a) verificaram que apenas 10% de 544 espécies lenhosas no estado de São Paulo foram registradas em pelo menos 50% dos 86 fragmentos de Cerrado estudados.

Apesar do insubstituível valor para a biodiversidade, o Cerrado teve mais de 50% de sua área substituída principalmente por pastagens, agricultura e silvicultura (Klink e Machado, 2005; Beuchle et al., 2015). Com o avanço da tecnologia impulsionado por ações e políticas de governo, as áreas que eram até então consideradas improdutivas passaram em quatro décadas a ser de alta relevância para o agronegócio brasileiro (Marris, 2005). Ainda que nos últimos anos tenha se fortalecido a consciência sobre a importância ecológica (Ratter et al., 1997), apenas 8,2% da área está protegida em forma de Unidades de Conservação (MMA, 2015) e o avanço sobre o Cerrado continua, com raros estudos mostrando as consequências dessas mudanças para a biodiversidade (por exemplo, Almeida et al., 2011; Pacheco e Vasconcelos, 2013; Frizzo e Vasconcelos, 2013).

Se considerarmos as altas taxas de endemismo, a extensão da perda de habitats e a baixa cobertura das áreas protegidas, verificamos que possivelmente grande parte da biodiversidade do Cerrado tenha sido perdida sem que ao menos tivéssemos conhecimento de sua existência.

Em todo o mundo, campos e savanas têm recebido pouca atenção e seu valor ecológico não é reconhecido em relação às florestas, nem pelos cientistas, ou por formuladores de políticas e tomadores de decisões, gestores de terras e o público em geral (Veldman et al., 2015). Isso porque, até recentemente, esses ecossistemas eram vistos como pobres ou degradados, resultantes de desmatamento ou considerados estágios sucessionais das florestas (Bond e Parr, 2010) o que possibilitou destruição e degradação em taxas alarmantes. Apenas recentemente, com maior entendimento da ecologia e desenvolvimento de conceitos (Parr et al., 2014; Veldman et al., 2015) têm sido compreendidas as histórias evolutivas desses ecossistemas que são, na verdade, estágios estáveis alternativos em suas regiões limítrofes (Staver et al., 2011). O reconhecimento da importância desses ecossistemas é fundamental para a adoção de políticas de conservação e manejo.

Há uma série de estudos que mostram que os campos e as formações savânicas, na ausência de fator limitante ou de distúrbios, vêm sendo substituídos gradualmente por fisionomias fechadas (Eiten, 1972; Pinheiro e Durigan, 2006; Andersen et al., 2006; Durigan e Ratter, 2006; Miranda, 2009; Pinheiro e Durigan, 2009; Cardoso et al., 2009; Pinheiro et al., 2010). Como consequência, há alteração na biodiversidade e nas funções do ecossistema, na produtividade e nos tipos funcionais dos animais (Parr et al., 2014). No Cerrado, embora seja clara a mudança de fisionomias, ainda não há estudos que demonstrem as consequências do adensamento. Há evidências de que o adensamento da

vegetação impede a regeneração de espécies endêmicas de cerrado típico, que precisam de luz solar direta e a comunidade passa a ser dominada por espécies generalistas, tolerantes à sombra, que ocorrem também em florestas (Coutinho, 1990; Durigan e Ratter, 2006; Oliveira et al., 2014). Nesses locais, onde nutrientes no solo e precipitação são suficientes para permitir o desenvolvimento florestal, queimadas ou herbivoria são necessárias para manter e restaurar a biodiversidade (Veldman et al., 2015). Em contraste ao que ocorre em outras savanas tropicais, no Brasil, o fogo é raramente usado como instrumento de manejo na conservação (Ramos Neto e Pivello, 2000; Pivello, 2011) e a falta de fogo é apontada, juntamente com a mudança do uso da terra, entre os fatores que oferecem maior ameaça a biodiversidade do Cerrado (Durigan e Ratter, 2006; Parr et al., 2014).

Diante do atual cenário e dos conhecimentos existentes sobre sua biodiversidade e funcionamento, depreende-se que a conservação do Cerrado depende da superação de uma série de desafios, que envolvem desde conter as taxas de conversão de habitats naturais (Lapola et al., 2013), aumentar e tornar mais eficazes as áreas protegidas (Hoekstra et al., 2005), identificar e adotar usos da terra que mantenham pelo menos parte da biodiversidade (Frizzo e Vasconcelos, 2013), utilizar ferramentas de manejo para a manutenção de todo o mosaico de fisionomias (Parr e Brockett, 1999), e, ainda, restaurar a vegetação nativa em áreas que foram degradadas, danificadas ou destruídas (Durigan, 2008).

O conhecimento sobre a restauração ecológica é recente no Brasil e foi desenvolvido principalmente para ecossistemas florestais, que, devido às diferenças ecológicas existentes, não é aplicável na maioria das fisionomias do Cerrado (Durigan 2008; Durigan e Engel, 2012). Os ecossistemas do Cerrado possuem uma série de peculiaridades que devem ser consideradas nas intervenções de restauração, como, por exemplo a limitação de regenerantes pelo banco e chuva de sementes e o fato de que muitas espécies de plantas são adaptadas a solos ácidos e de baixa fertilidade, são na maioria heliófilas, xeromórficas, apresentam estruturas resistentes à passagem de fogo e grande capacidade de rebrota após distúrbios, o que confere alta resiliência ao ecossistema (Durigan, 2005). Por isso, muitas vezes, não é necessária a restauração ativa e a recuperação ocorre com o mínimo de interferência humana. Por outro lado, intervenções são necessárias quando há perda da resiliência, como em áreas de mineração ou de agricultura intensiva (Holl e Aide, 2011). Nessas situações, é preciso, na fase de planejamento, definir qual das formações do Cerrado se objetiva restaurar. Para fisionomias savânicas e campestres, por exemplo, que abrigam comunidades predominantemente herbáceas compostas por plantas exigentes em luz, os

plantios de mudas de árvores em alta densidade, a supressão do fogo e do pastoreio são incompatíveis, tanto no que se refere à biodiversidade, como na recuperação das funções do ecossistema. Em vez disso, a restauração muitas vezes envolve a remoção das árvores, a prescrição de fogo e o plantio de gramíneas e ervas nativas (Parr et al., 2014).

As tentativas de restauração do Cerrado foram poucas e, conseqüentemente, são pouco documentadas (Durigan, 2013). Algumas iniciativas testaram a semeadura direta (Pereira et al., 2013; Silva et al., 2015) e a transposição de *topsoil* (Ferreira et al., 2015), técnicas que, embora promissoras, têm apresentado limitações e dificuldades a serem superadas, especialmente a necessidade de controle de gramíneas invasoras, que competem agressivamente com as plantas nativas e se beneficiam da adubação. O fato das espécies lenhosas de Cerrado terem crescimento lento também dificulta o estabelecimento (Pilon e Durigan, 2013). A transposição de *topsoil* mostrou-se alternativa interessante quando se objetiva recuperar as árvores, ervas, arbustos e gramíneas nativas, e ainda confirmou o alto papel da rebrota na regeneração, uma vez que, aos 5 e 15 meses, 91 e 83%, respectivamente, dos indivíduos de espécies lenhosas foram derivados de rebrota (Ferreira et al., 2015). Pereira et al. (2013), verificaram que na restauração de pastagens a superação das barreiras impostas pelas gramíneas pode ser feita por meio de semeadura, mas o sucesso está relacionado ao peso da semente, já que apenas sementes mais pesadas conseguem se estabelecer.

Outros estudos foram voltados para a germinação de sementes e produção de mudas (Salomão et al., 2003; Zaidan e Carreira, 2008; Lacerda et al., 2011; Martinotto et al., 2012), que é uma das grandes dificuldades na restauração do Cerrado (Brando e Durigan, 2001). Há, ainda, estudos que avaliaram as taxas de sobrevivência e desenvolvimento das mudas em campo (Melo et al., 2004a e 2004b; Silva e Correa, 2008) e a indicação das espécies que possuem maior conjunto de atributos funcionais favoráveis para o plantio de restauração (Pilon e Durigan, 2013). Durigan et al. (2011) recomendam, entre outras ações, que no momento do plantio seja respeitada a densidade de plantas da fisionomia que se pretende restaurar; que não se plantem árvores onde elas não existiam previamente; que seja reintroduzido o maior número de espécie possível, considerando a baixa participação da chuva e do banco de sementes, e ainda reiteram a necessidade de controle das gramíneas invasoras, que é um dos maiores filtros encontrados na restauração do Cerrado.

A extensão da transformação do uso da terra ocorrida no Cerrado e as demandas recentes de restauração impostas pela legislação ambiental (Durigan e Melo, 2011) resultaram em uma corrida em busca de técnicas eficazes de restauração dos diferentes tipos de vegetação natural existentes no Cerrado. No entanto, a exemplo do que ocorre globalmente, há diversos desafios a serem superados (Hobbs e Harris, 2009). Uma das maiores falhas atuais é que grande parte dos resultados dos esforços da restauração não estão acessíveis, uma vez que boa parte dos projetos não são monitorados (Palmer et al., 2006; Suding, 2011). Lacunas do conhecimento na restauração no Cerrado envolvem o desenvolvimento de novas técnicas, principalmente para formações campestres e savânicas, manejo adaptativo com o uso do fogo e a seleção de indicadores que possibilitem a avaliação do sucesso da restauração nesses casos, que diferem radicalmente do que se utiliza para avaliar o sucesso da restauração florestal (Durigan e Engel, 2012).

A estrutura do hábitat, alguns processos do ecossistema e critérios socioeconômicos têm sido utilizados para avaliar o sucesso da restauração e, muito embora alguns autores defendam que é preciso mensurar outros componentes da biodiversidade (Ruiz-Jean e Aide, 2005a; Andersen e Majer, 2004), na maioria dos projetos, a avaliação tem se concentrado em variáveis da vegetação. A vegetação é mais utilizada porque, além de ser de fácil mensuração, tem sido observada alta correlação entre as características da vegetação e os outros componentes da biodiversidade (Ruiz-Jaen e Aide, 2005b). Além disso, à vegetação é atribuído o papel de desencadear a maioria dos processos do ecossistema (Young, 2000) e, portanto, de restabelecer os serviços ecossistêmicos.

Apesar da contribuição dos invertebrados terrestres para biodiversidade, o uso de formigas representa um dos poucos exemplos em que os invertebrados têm sido utilizados na avaliação da saúde dos ecossistemas (Andersen e Majer, 2004). As formigas são bons indicadores ecológicos porque atendem a uma série de critérios como capturar a complexidade do ecossistema, ser sensível as mudanças ambientais e responder ao estresse de maneira previsível (Dale e Beyeler, 2001). Esses insetos têm sido utilizados para avaliar o impacto de causas potenciais de perturbação ambiental, como corte seletivo (Vasconcelos, 2000), pastoreio (Hoffmann, 2000; Hoffmann, 2010), agricultura intensiva (Pacheco et al. 2013; Frizzo e Vasconcelos, 2013; Kone, 2014) e para verificar se a restauração foi bem sucedida (Majer, 1983; Andersen e Sparling, 1997; Fagan et al., 2010).

Atributos da vegetação e formigas são, portanto, potenciais ferramentas na avaliação dos efeitos das transformações ocorridas no Cerrado mediante

diferentes usos da terra e ações de restauração. A falta de dados precisos sobre efeitos das mudanças do uso da terra e seus impactos na biodiversidade é um dos principais entraves para a adoção de medidas que visem à conservação. Da mesma forma, a escassez de conhecimentos sobre como restaurar a biodiversidade do Cerrado nas suas diferentes fisionomias também dificulta as ações.

O presente estudo, realizado em região de Cerrado, teve como objetivos: 1) verificar como a biodiversidade responde aos diferentes usos da terra (cana, pastagem, silvicultura de pinus e eucalipto) utilizando como indicadores as comunidades de plantas e de formigas e 2) avaliar a eficácia de diferentes técnicas na restauração (restauração passiva, plantios puros e mistos) dessas mesmas comunidades em tornar os ecossistemas o mais semelhante possível aos ecossistemas de referência. Para este estudo adotamos a restauração em sentido amplo, que contempla qualquer intervenção (ou simplesmente a não-intervenção) visando modificar a estrutura e a biodiversidade do ecossistema para torná-lo o mais semelhante possível ao ecossistema de referência.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Caracterização geral das áreas de estudo e desenho amostral

A seguir são apresentadas as características das áreas e o desenho amostral que são comuns aos dois capítulos subsequentes. Os objetivos específicos e as questões que norteiam cada item da pesquisa – comunidade vegetal e comunidade de formigas – encontram-se dentro dos respectivos capítulos.

4.1.1. Caracterização da região de estudo

A área de estudo está localizada no estado de São Paulo, que tem história mais longa de conversão de Cerrado para pastagens ou agricultura no Brasil (Klink e Moreira, 2002). Em apenas 30 anos, o Cerrado em São Paulo foi reduzido para menos de 7% de sua cobertura original (Durigan et al., 2003b; Kronka et al., 2005) e apenas 0,5% está legalmente protegido (Durigan et al., 2006). Destacando-se que este era o cenário há mais de dez anos e que não há razões para se supor que os processos de degradação foram contidos desde então.

As áreas amostradas estão situadas dentro dos limites da Floresta Estadual e Estação Ecológica de Assis – unidades de conservação do Instituto Florestal – e suas zonas de amortecimento, que envolvem propriedades privadas com diferentes usos da terra, formando um polígono amostral com área aproximada de 50 km². Essas áreas estão localizadas na região sudoeste do estado de São Paulo, entre as coordenadas 22°33'36" e 22°37'09" S e 50°25'46" a 50°21'56" W, com altitude média de 550 m acima do nível do mar. Encontram-se na zona de transição entre os tipos climáticos Cwa e Cfa, que são climas subtropicais úmidos, segundo a classificação de Köppen, que diferem entre si pela duração do período de estiagem. A precipitação média anual na região é de cerca de 1400 mm, concentrada no verão e geadas severas ocorrem esporadicamente (Brando e Durigan, 2004).

A vegetação nativa na região é o Cerrado, dentro da extensão meridional de ocorrência. Localmente, há um gradiente de vegetação nativa a partir do cerrado *sensu stricto* (fisionomia savânica) para o “cerradão” (fisionomia florestal do cerrado) e vegetação ecotonal Cerrado/Mata Atlântica (Pinheiro e Durigan, 2009). Estudos recentes têm mostrado uma rápida sucessão no cerrado local após algumas décadas de supressão de incêndios, onde a maioria das áreas antigamente cobertas por cerrado aberto se tornaram cerradão (Durigan e Ratter, 2006; Pinheiro e Durigan, 2009).

Levantamentos de solos em remanescentes de cerrado na região de estudo mostraram uma topossequência de quatro tipos de solos de alta para baixa altitude: Latossolo Vermelho distrófico, Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; Latossolo Amarelo distrófico; e Gleissolo Háptico (Juhász et al., 2006). Em geral, semelhante à maioria dos solos de cerrado em outras regiões (Haridasan, 1993, 2004), os solos são profundos e bem drenados, com baixa fertilidade, alto teor de alumínio e baixa capacidade de água disponível (Juhász, 2006; Assis et al., 2011). Para este estudo, optamos por excluir a possibilidade de influência da zona ripária, de modo que todas as parcelas estão localizadas sobre Latossolo Vermelho, em áreas de interflúvio.

4.1.2. Tratamentos (tipos de cobertura vegetal)

Foram amostradas as comunidades de plantas e formigas em 65 parcelas (Figura 4), que correspondem a cinco repetições de cada um dos 13 de tratamentos, que representam os mais comuns usos da terra (Figura 1A, B, C, D, E) e práticas de restauração (Figura 2A, B, C, D, E, F) no estado de São Paulo e ainda duas fitofisionomias do cerrado nativo bem preservado como ecossistemas de referência (Figura 3A, B). Os 13 ambientes distintos estudados (tratamentos) são descritos a seguir:

Cana-de-açúcar (*Saccharum officinarum*): cultura dominante no estado de São Paulo, cultivada nas áreas de estudo há pelo menos dez anos, em terras anteriormente usadas como pastagem.

Pastagem com gado: após duas décadas de silvicultura e três incêndios, a área foi abandonada e teve início a regeneração natural do cerrado. Ocorreu invasão pela braquiária – *Urochloa decumbens* e uso como pastagem por alguns anos, mantendo-se o gado em baixa densidade, visando ao controle da braquiária para redução do risco de incêndios. O gado foi introduzido na área experimental em torno do ano 2000, na densidade aproximada de 1,5 a 2,0 cabeças de gado por hectare e, a partir de 2008, a densidade de gado foi reduzida para 0,5 a 1,0 cabeça/ hectare.

Plantio de eucalipto: *Eucalyptus urograndis* (6 anos), plantado em espaçamento 3 x 3 m, sem desbaste, em área anteriormente ocupada por silvicultura de *Pinus* spp. por algumas décadas.

Plantio jovem de *Pinus*: *Pinus caribaea hondurensis* (5 anos), plantado em espaçamento 3 x 3 m, sem ter passado por desbaste, em área anteriormente ocupada por silvicultura de *Pinus* spp. por algumas décadas.

Plantio antigo de *Pinus* spp.: talhões antigos de diferentes espécies do gênero *Pinus*, (com idade entre 25 e 48 anos), com densidade atual baixa (cerca de 200 árvores por hectare) após vários desbastes e densa regeneração de espécies nativas no sub-bosque (restauração passiva). Esses talhões sofreram roçada do sub-bosque para extração de resina ou para colheita de sementes por vários anos, mas estas práticas foram abandonadas por pelo menos uma década antes da amostragem. Esses talhões (após a amostragem deste estudo) estão sendo revertidos para vegetação de cerrado pela simples retirada das espécies exóticas, já que existe regeneração natural abundante e diversificada.

Agricultura abandonada: área utilizada como agricultura intensiva (cinco anos de cana-de-açúcar e 10 anos de cultivo de grãos, incluindo soja transgênica) durante 15 anos e abandonada por dois anos (restauração passiva);

Pastagem abandonada: mesmo histórico do tratamento 2, com a diferença que sete anos antes da amostragem deste estudo essas áreas foram cercadas para exclusão do gado (restauração passiva);

Restauração 2: plantio misto de espécies nativas (02 anos) realizado para restauração de área cultivada por mais de quatro décadas com *Pinus* spp. O plantio por mudas foi efetuado em espaçamento 3 x 2 m, sem revolvimento do solo, com cerca de 30 espécies nativas da região. As práticas de manejo incluíram aplicação de herbicidas e formicidas por ocasião da amostragem;

Restauração 10: plantios mistos de espécies nativas (10 anos), realizados em áreas cultivadas por mais de quatro décadas com *Pinus* spp. O plantio por mudas foi efetuado em espaçamento 3 x 2 m, sem revolvimento do solo, com cerca de 30 espécies nativas da região. As práticas de manejo incluíram aplicação de herbicidas nas entrelinhas e coroamento nas linhas por dois anos após o plantio.

Restauração com espécie nativa *Anadenanthera falcata* (18 anos): plantio experimental, efetuado por plantio de mudas de diversas espécies em parcelas puras, em espaçamento 3 x 3 m, em área anteriormente utilizada como pastagem por algumas décadas.

Restauração com espécie nativa *Inga laurina* (14 a 16 anos): três réplicas estão em parcelas de um plantio experimental, efetuado por plantio de mudas de diversas espécies em parcelas puras, em espaçamento 3 x 3 m, em área anteriormente utilizada como pastagem por algumas décadas. As outras duas réplicas estão em plantio de restauração em área anteriormente ocupada por vegetação do Cerrado que passou por preparo de solo para silvicultura, mas foi abandonada por alguns anos e então reflorestada com espécies nativas.

Cerrado *sensu stricto* (ecossistema de referência 1): fisionomia savânica, com área basal média de 7,8 m² ha⁻¹, cobertura de copas de 47,9%, altura média das árvores mais altas de 6,6 m e 897 árvores por hectare com diâmetro à altura do peito – DAP $\geq$ 5 cm (Pinheiro e Durigan, 2012). Esta vegetação encontra-se livre de perturbações por pelo menos quatro décadas.

Cerradão (ecossistema de referência 2): caracterizado pela fisionomia florestal em que a vegetação arbórea forma um estrato contínuo e não há presença de gramíneas. Essa vegetação apresenta área basal média de 21,4 m² ha⁻¹, cobertura de copas de 86,5%, dossel com altura ao redor de 16 m, 1779 árvores por hectare com diâmetro à altura do peito – DAP $\geq$ 5 cm (Pinheiro e Durigan, 2012). Esta vegetação encontra-se livre de perturbações por pelo menos quatro décadas.

A utilização de dois ecossistemas de referência foi decidida com base no estudo de Pinheiro e Durigan (2009). Esse estudo demonstrou que a maior parte das áreas da Estação Ecológica de Assis que eram ocupadas por fisionomias abertas de cerrado em 1962, com a supressão do fogo desde então, passaram a ser Cerradão e há indícios de que esta transformação teve consequências negativas para a biodiversidade. As parcelas de cerrado *sensu stricto* avaliadas neste estudo estão localizadas em solos de textura mais arenosa do que as demais (Apêndice 1), o que explica o não adensamento da vegetação nessas parcelas.

Cana-de-açúcar



Pastagem com gado



Eucalipto



Pinus



Pinus antigo



Figura 1. Diferentes usos da terra, compreendendo agricultura de cana-de-açúcar, pastagem e silvicultura (plantios jovens de eucalipto e pinus e plantios antigos de pinus). (Floresta Estadual e Estação Ecológica de Assis-SP).

Agricultura abandonada



Pastagem abandonada



Restauração 2



Restauração 10



Restauração angico



Restauração ingá



Figura 2. Ecossistemas em restauração. Restauração passiva (agricultura abandonada e pastagem abandonada), e restauração ativa (plantios puros e heterogêneos com espécies arbóreas nativas). (Floresta Estadual e Estação Ecológica de Assis-SP).

Cerrado *sensu stricto*



Cerradão



Figura 3. Fitofisionomias do Cerrado (Cerrado *sensu stricto* e Cerradão) avaliadas como ecossistemas de referência. (Floresta Estadual e Estação Ecológica de Assis-SP).

4.1.3. Desenho amostral

Para cada tratamento, cinco parcelas (repetições) de 5 x 20 m (100 m²) foram demarcadas. As repetições de cada tratamento foram distribuídas, sempre que possível, aleatoriamente nas áreas de estudo, mas para alguns tratamentos foi inevitável o agrupamento, devido à disponibilidade limitada de áreas dispersas com cada tipo de cobertura (Figura 4). As fisionomias de cerrado *sensu stricto* e cerradão foram escolhidas como ecossistemas de referência para comparação com os diferentes sistemas estudados.

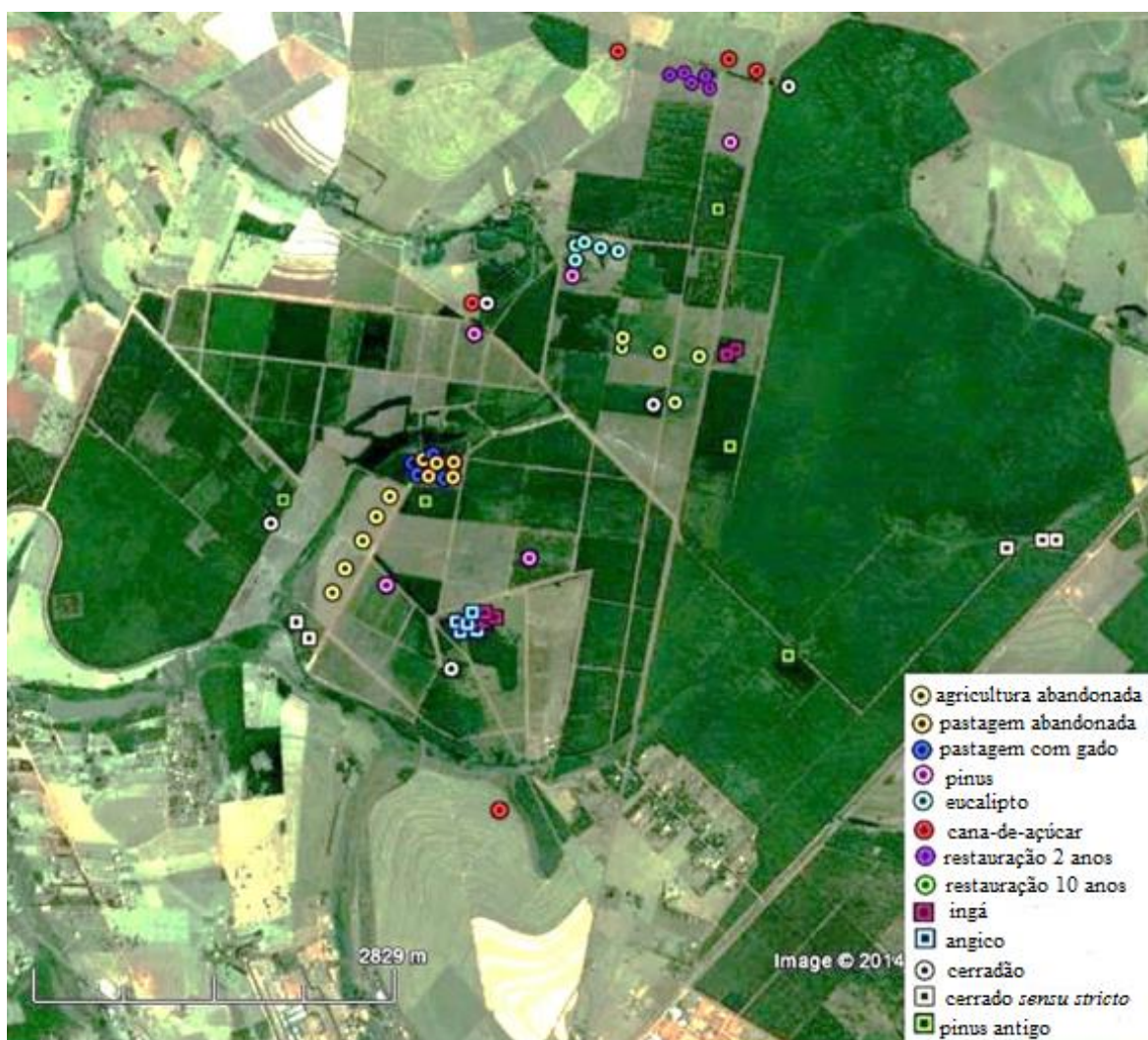


Figura 4. Distribuição das réplicas de cada tratamento nas áreas estudadas, em Assis, SP.

O detalhamento da amostragem das comunidades vegetais e da comunidade de formigas é apresentado nos capítulos que se seguem, conforme o objetivo de cada um.

5. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, S. et al. Subtle land-use change and tropical biodiversity: dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. **Biotropica**, v. 43, p. 704-710, 2011.
- ANDERSEN, A. N.; SPARLING, G. P. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics **Restoration Ecology**, v. 5, p. 109-114, 1997.
- ANDERSEN, A. N.; MAJER J. D. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, p. 291-298, 2004.
- ANDERSEN, A. N.; HERTOOG, T.; WOINARSKI, J. C. Z. Long-term fire exclusion and ant community structure in an Australian tropical savanna: congruence with vegetation succession. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 823-832, 2006.
- ASSIS, A. C. C. et al. Water availability determines physiognomic gradient in an area of low- fertility soil under Cerrado vegetation. **Plant Ecology**, v. 212, p. 1135-1147, 2011.
- BARLOW, J. et al. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, p. 1001-1012, 2007.
- BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116-127, 2015.
- BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, p. 261-267, 2008.
- BOND W. J.; PARR C. L. Beyond the forest edge: Ecology, diversity and conservation of the grassy biomes. **Biological Conservation**, v. 143, p. 2395-2404, 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, Brasília, v. 8, p. 78-90, 2001.
- BRANDO, P. M.; DURIGAN, G. Changes in cerrado vegetation after disturbance by frost (São Paulo State, Brazil). **Plant Ecology**, v. 175, p. 205-215, 2005.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Convenção sobre Diversidade Biológica – CDB**, Brasília, n. 1, 2000.
- BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v.17, p. 925-951, 2008.
- CARDOSO, E. et al. Mudanças fitofisionômicas no cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia – MG. **Caminhos da Geografia**, v.10, p. 254-268, 2009.

COUTINHO, L. M.. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v.1, p.17-24, 1978.

COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. In: Goldammer, J. G. (eds.) **Fire in the tropical biota**. Springer Verlag, Berlin. 1990. p. 82-105.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological indicators**, v. 1, n. 1, p. 3-10, 2001.

DEFRIES, R. S.; FOLEY, J. A.; ASNER, G. P. Land-use choices: balancing human needs and ecosystem function. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, p. 249-257, 2004.

DOBSON, Andy P.; BRADSHAW, A. D.; BAKER, AJ áM. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, v. 277, p. 515-522, 1997.

DUNN, R. R. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and lepidoptera. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 215-224, 2004.

DURIGAN, G. et al. Padrões fitogeográficos do cerrado paulista sob uma perspectiva regional. **Hoehnea**, v. 30, p. 39-51, 2003a.

DURIGAN, G. et al. The vegetation of priority areas for cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, p. 217-241, 2003b.

DURIGAN, G. Restauração da Cobertura Vegetal em Região de Domínio do Cerrado. **Restauração Florestal: Fundamentos e Estudos de Caso**. 1ª ed. Colombo: Embrapa Florestas, 2005, p. 103-118.

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

DURIGAN, G. et al. Seleção de fragmentos prioritários para a criação de unidades de conservação do Cerrado no estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v.18, p. 23-37, 2006.

DURIGAN, G. Bases e Diretrizes para a restauração da vegetação de cerrado. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL V.L.; GANDARRA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**, 2008, p. 186-204.

DURIGAN, G. et al. **Manual para recuperação da vegetação de cerrado** - 3ª ed. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, (Manual Técnico), 2011.

DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. Panorama das políticas públicas e pesquisas em restauração ecológica no estado de São Paulo, Brazil. **Conservación de labiodiversidadenlas**

américas: lecciones y recomendaciones de política. Universidad de Chile, Santiago, 2011, p. 355-387.

DURIGAN, G. ; ENGEL, V. L. . Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? **Restauração ecológica de ecossistemas degradados.** 1^a ed. Viçosa: Editora UFV, v. 1, 2012, p. 41-68.

DURIGAN, G. Reflexões sobre a restauração ecológica em regiões de Cerrado. **Políticas Públicas para a Restauração Ecológica e Conservação da Biodiversidade.** São Paulo: Instituto de Botânica, 2013. v. 1. p. 33-37.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, v. 38, p.201-341, 1972.

EITEN, George. Vegetação do cerrado. **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**, v. 2, 1994, p. 17-73.

FAGAN, K. C. et al. Are ants useful indicators of restoration success in temperate grasslands? **Restoration Ecology**, v. 18, p. 373-379, 2010.

FERREIRA, M. C.; WALTER, B. M. T.; VIEIRA, D. L. M. Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees. **Restoration Ecology**, v. early, p. n/a-n/a, 2015.

FOLEY, J.A. et al.. Global Consequences of Land Use. **Science**, v. 309, p. 570-574, 2005.

FRIZZO, T. L. M.; VASCONCELOS, H. L. The potential role of scattered trees for ant conservation in an agriculturally dominated neotropical landscape. **Biotropica**, v. 45, p. 644-651, 2013.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, v. 478, p. 378-381, 2011.

HARVEY, C. A. et al. Integrating agricultural lands capes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. **Conservation biology**, v. 22, p. 8-15, 2008.

HENLE, K. et al. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe – a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 124, p. 60-71, 2008.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v.1, 2015.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, v. 9, p. 239-246, 2001.

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

HARIDASAN, M. Solos do Distrito Federal. In: Pinto, M. N. organizer. **Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas**. 2ª ed. Brasília: Editora Universidade de Brasília. 1993, p. 321-344.

HARIDASAN, M. Competição por nutrientes em espécies arbóreas do Cerrado. In: SCARIOT, A., FELFILI, J.M., SOUZA-SILVA, J.C, organizers. **Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação**. 1ª ed. Brasília: Ministério de Meio Ambiente. 2004, p.169-178.

HOFFMANN, B. D. Changes in ant species composition and community organisation along grazing gradients in semi-arid rangelands of the Northern Territory. **Rangeland Journal**, v. 22, p. 171-189, 2000.

HOFFMANN, B. D. Using ants for rangeland monitoring: global patterns in the responses of ant communities to grazing. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 105-111, 2010.

HOEKSTRA, J. M. et al. Confronting a biomecrisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecology letters**, v. 8, p. 23-29, 2005.

JUHÁSZ, C. E. P. et al. Dinâmica físico-hídrica de uma topossequência de solos sob Savana Florestada (Cerradão) em Assis, SP. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, p. 401, 2006.

KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation, and land use. **The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna**, p. 69-88, 2002.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of de Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v.19, p. 707-713, 2005.

KONE, M. et al. Changes in ant communities along an age gradient of cocoa cultivation in the Oumé region, central Côte d'Ivoire. **Entomological science**, v.15, p. 324-339, 2012.

KRONKA, F. J. N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 2005. 200p.

LACERDA, K. A. P. et al. Fungos micorrízicos arbusculares e adubação fosfatada no crescimento inicial de seis espécies arbóreas do cerrado. **Cerne**, v.17, p. 377-386, 2011.

LAPOLA, D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature climate change**, v. 4, p. 27-35, 2014.

LINDENMAYER, D. B.; FRANKLIN, J. F.; FISCHER, J. General management principles and a check list of strategies to guide forest biodiversity conservation. **Biological conservation**, v. 131, p. 433-445, 2006.

LIU, J. et al. Complexity of coupled human and natural systems. **Science**, v. 317, p. 1513-1516, 2007.

MAJER, J. D. Ants: bio-indicators of mine site rehabilitation, land-use, and land conservation. **Environmental Management**, v.7, p. 375-383, 1983.

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

MARTINOTTO, F. et al. Sobrevivência e crescimento inicial de espécies arbóreas nativas do cerrado em consórcio com mandioca. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 47, p. 22-29, 2012.

MEA-MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: Biodiversity synthesis**. Washington (D.C.): World Resources Institute, 2005, 86p.

MELO, A. C. G.; BÔAS, O. V.; NAKATA, H. Teste de Espécies Arbóreas para Plantio em Área de Cerrado. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Instituto Florestal, 2004a. p. 305-314.

MELO, A. C. G., DURIGAN, G.; KAWABATA, M. Crescimento e Sobrevivência de Espécies Arbóreas Plantadas em Área de Cerrado, Assis SP. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no oeste paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. São Paulo: Instituto Florestal, 2004b, p. 315-324.

MENDONÇA, R. C. et al. Flora Vascular do Cerrado. In: S. M. Sano; S. P. Almeida (eds). **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, EMBRAPA-CPAC, 2008, p. 289-556.

MMA- Ministério do Meio Ambiente. Disponível em : <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>. Acessado em julho de 2014.

MIRANDA, H. S. et al. Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. In: **Tropical Fire Ecology** (2009, p. 427-450). Springer Berlin Heidelberg. MMA - Ministério do meio ambiente. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>. Acessado em fevereiro de 2015.

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

ONU-United Nations Millennium Declaration. New York: United Nations, 2000. (United Nations General Assembly Resolution 55/2. Disponível em: www.un.org/milleennium/declaration/ares552e.pdf. Acessado em julho de 2014.

PIMM, S. L. et al. The future of biodiversity. **Science**, v. 269, p. 347-349, 1995.

OLIVEIRA, A. P. et al. Mortality, recruitment and growth of the tree communities in three forest formations at the Panga Ecological Station over ten years (1997-2007). **Acta Botanica Brasilica**, v.28, p. 234-248, 2014.

PACHECO, R. et al. The importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. **Biodiversity and conservation**, v. 22, p. 983-997, 2013.

PALMER, M. A.; FALK, D. A.; ZEDLER, J. B. Ecological theory and restoration ecology. **Foundations of restoration ecology**, v. 1, 2006. p. 1-10.

PARR, C. L.; BROCKETT, B. H. Patch-mosaic burning: a new paradigm for savanna fire management in protected areas? **Koedoe**, v. 42, p.117-130, 1999.

PARR, C. L. et al. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. **Trends in ecology & evolution**, v. 29, p. 205-213, 2014.

PHILPOTT, S. M. et al. Ant diversity and function in disturbed and changing habitats. **Ant Ecology**. Oxford University Press, New York, p. 137-157, 2010.

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, p. 67-74, 2013.

PERFECTO, I. et al. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agroecosystem. **Biodiversity & Conservation**, v.6, p. 935-945, 1997.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 173-200, 2008.

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

PIMM, S. L. et al. The future of biodiversity. **Science**, v. 269, p. 347-349, 1995.

PINHEIRO, E. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em Unidade de Conservação do Cerrado no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, p. 441-454, 2009.

PINHEIRO, M. H. O., AZEVEDO, T. S., MONTEIRO, R. Spatial-temporal distribution of fire-protected savanna physiognomies in Southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v.82, p. 379-395, 2010.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the Cerrado and Amazonian Rainforests of Brazil: past and present. **Fire Ecology**, v. 72, p. 4-39, 2011.

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

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: Comparison of the woody vegetation of 376 areas. **Edinburgh Journal Botany**, v. 60, p.57-109, 2003.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, v.26, 675-684, 2000.

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

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v. 218, p. 159–173, 2005b.

SALOMÃO N. A. et al. **Germinação de sementes e produção de mudas de plantas do Cerrado**. Rede de Sementes do Cerrado, Brasília, 2003.

SCHULZE, C. H. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. **Ecological Applications**, v.14, p.1321-1333, 2004.

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna hotspot. **BioScience**, v. 52, p. 225-233, 2002.

SILVA, L. D. C. R.; CORREA, R. S. Sobrevivência e crescimento de seis espécies arbóreas submetidas a quatro tratamentos em área minerada no cerrado. **Revista Árvore**, v. 32, p. 731-740, 2008.

SILVA, R. R. P. et al. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 393-401, 2015.

STAVER, A. C.; ARCHIBALD, S.; LEVIN, S. A. The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. **Science**, v. 334, p. 230-232, 2011.

SUDING, K. N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures and opportunities ahead. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 42, p. 465-487, 2011.

TSCHARNTKE, T. et al. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity–ecosystem service management. **Ecology letters**, v.8, p. 857-874, 2005.

VASCONCELOS, H. L. et al. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 37, p. 508-514, 2000.

VELDMAN, J. W. et al. Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 13, p. 154-162, 2015.

VITOUSEK, P.M. et al. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v.277, p. 494-499, 1997.

YOUNG, T. P. Restoration ecology and conservation biology. **Biological Conservation**, v. 92, p. 73-83, 2000

ZAIDAN, L. B. P; CARREIRA, R. C. Seed germination in Cerrado species. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 20, p. 167-181, 2008.

CAPÍTULO I

MUDANÇAS DE USO DA TERRA E TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO: IMPACTO E RECUPERAÇÃO DA DIVERSIDADE DE PLANTAS NO CERRADO BRASILEIRO

1. INTRODUÇÃO

A perda e degradação de hábitat decorrentes do uso da terra são a principal ameaça à biodiversidade, mas os efeitos variam de acordo com as intensidades de manejo, categoria taxonômica e tipos de vegetação (Decocq et al., 2004; Schulze et al., 2004; Batary et al., 2012). Para as plantas, por exemplo, uma meta-análise com 375 estudos distribuídos globalmente mostrou associações negativas entre intensidade do uso da terra e riqueza de espécies, mas também efeitos positivos em alguns usos, tais como silvicultura e ainda em áreas com manejo do fogo (Gerster et al., 2014). Alguns usos da terra podem exercer papel importante na conservação, como hábitats, trampolins, corredores e ainda podem formar matriz de alta permeabilidade, permitindo a conectividade da paisagem (Cullen Jr et al., 2004; Harvey et al., 2004; Bhagwat et al., 2008; Perfecto e Vandermeer, 2008). A identificação de usos da terra menos impactantes, e a compreensão de quantas e quais espécies podem persistir mediante diferentes usos, é de grande importância para o manejo e a conservação da biodiversidade, especialmente em paisagens que foram altamente modificadas pela ação humana (Dunn, 2004).

O Cerrado ocupa a região central do Brasil, é formado por um mosaico de fisionomias campestres, savânicas e florestais. O gradiente fisionômico de vegetação apresenta um *trade-off* entre o componente lenhoso e o componente herbáceo, este último dominado por gramíneas (Goodland, 1971). Essa variação fisionômica-estrutural sustenta uma ampla diversidade biológica, rica em espécies endêmicas (Silva e Bates, 2002; Klink e Machado, 2005). Apesar do imenso valor para a biodiversidade, cerca da metade do domínio do Cerrado já foi convertido principalmente para fins de produção, por meio do melhoramento genético das culturas, sistemas modernos de irrigação e uso frequente de fertilizantes e pesticidas (Klink e Machado, 2005; Beuchle et al., 2015). Diante desse cenário, o Cerrado é um dos biomas prioritários para a conservação da biodiversidade em escala global e, portanto, prioritário dentro do Brasil para a adoção de práticas sustentáveis (Myers, 2000).

No mundo todo, a restauração ecológica está sendo amplamente incorporada nas estratégias de conservação (Rey-Benayas et al., 2009) e há uma série de estudos que mostram o sucesso das iniciativas (Wortley et al., 2013). No Cerrado, embora exista alta demanda devido às altas taxas de conversão, a restauração ainda é um desafio a ser vencido (Durigan, 2008). Dentre as dificuldades encontradas está a limitação de técnicas

que sejam eficazes para restaurar a ampla variedade de fisionomias existentes no Cerrado, como os campos e as savanas e as formas de vida a elas associadas (Overbeck et al., 2013). Ervas e arbustos, por exemplo, apesar de serem componentes dominantes em algumas fisionomias, são frequentemente negligenciados porque as ações de restauração têm se baseado nas técnicas desenvolvidas para ecossistemas florestais, a maioria das iniciativas envolvendo plantio de mudas (Durigan, 2003; Durigan e Engel, 2012). Mais recentemente, outras técnicas vêm sendo testadas, como a semeadura direta (Pereira et al., 2013; Silva et al., 2015), transposição de *topsoil* (Ferreira et al., 2015), transferência de feno (Le Stradic et al., 2014a) e transplante de espécies lenhosas (Le Stradic et al., 2014b). Apesar de alguns resultados promissores, foram encontradas dificuldades comuns entre os estudos, como a baixa taxa de germinação das sementes e a competição com gramíneas exóticas invasoras.

Diante da importância da região do Cerrado para a economia nacional, sua conservação depende de estratégias que conciliem biodiversidade e áreas de produção (Marris, 2005). Nas próximas décadas, é esperado aumento na adoção de tais estratégias para atender às metas acordadas na Convenção da Diversidade Biológica (para o Brasil acesse: <https://www.cbd.int/countries/?country=br>). A restauração ecológica também está entre as estratégias, mas para que possa ser amplamente utilizada, é preciso que haja uma série de opções de técnicas de restauração disponíveis (Hobbs e Harris, 2009). Nesse contexto, os objetivos deste estudo foi verificar quais são os efeitos da mudança do uso da terra na biodiversidade de plantas e verificar o quanto efetivas são as técnicas de restauração em restabelecer essa diversidade. Nós também investigamos quais atributos da vegetação explicam a riqueza das espécies de Cerrado nos diferentes ambientes estudados.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da vegetação

A comunidade vegetal de cada um dos tratamentos – usos da terra, técnicas de restauração e ecossistemas de referência – foi objeto de estudo neste capítulo. Caracterizamos a vegetação em cada unidade amostral pela sua estrutura e composição, tanto no componente lenhoso como no herbáceo. Foram amostradas, no total, 65 parcelas, sendo cinco de cada tratamento, totalizando 6500 m². Em cada parcela (5 x 20 m), todas as plantas com altura a partir de 50 cm, inclusive as espécies plantadas, foram identificadas e contabilizadas para estimar a densidade em três classes de tamanho: densidade 1: DAP < 1 cm, densidade 2: $1 \leq \text{DAP} < 5$ cm e densidade 3: $\text{DAP} \geq 5$ cm. Espécies com indivíduos com altura inferior a 50 cm foram apenas registradas para a estimativa de riqueza, sem quantificação. A área basal de cada parcela foi calculada medindo-se todos os indivíduos a partir de 5 cm de DAP.

As espécies vegetais foram identificadas em campo sempre que possível, ou foi coletado material botânico para identificação posterior com base na literatura ou por comparação em herbários. Adotamos a nomenclatura das espécies segundo o banco de dados do Missouri Botanical Garden, disponível em www.tropicos.org.

A cobertura da vegetação de cada parcela foi avaliada pelo método de interseção de linhas (Canfield, 1941). Esse método considera o somatório de interseções das projeções de copas sobre uma linha, dividido pelo comprimento total dessa linha, expresso em porcentagem (Melo et al., 2007). Além da cobertura, foi registrada a altura da vegetação em cada parcela, com base nos indivíduos mais altos, ainda que não formando dossel.

2.2. Análise dos dados

Estrutura da comunidade vegetal

A partir dos indivíduos amostrados, calculamos a área basal e a densidade de indivíduos por hectare para todas as classes de tamanho, assim como a área basal em cada parcela. Os dados de cobertura de copas, expressos em porcentagem, foram transformados em arco seno da raiz quadrada. Comparamos os tratamentos por meio de ANOVA seguida do teste de Tukey ($p < 0,05$), utilizando o programa estatístico Xlstat

(Addinsoft, 2010). Densidade nas classes de tamanho 1, 2 e 3 e densidade total foram transformadas ($\log x + 1$) para obter a normalidade dos resíduos.

A análise da distribuição diamétrica dos indivíduos lenhosos entre classes de tamanho foi feita por meio de histogramas. As classes de diâmetro foram estabelecidas em 5 cm de amplitude a partir da primeira classe ($DAP < 1$ cm).

Riqueza e similaridade florística

Obtivemos, a partir dos dados coletados, a riqueza de espécies vegetais em cada parcela e a riqueza total por tratamento (reunindo-se as espécies amostradas nas cinco parcelas de cada tratamento). Com base na literatura (Durigan et al., 2004; Mendonça et al., 2008), as espécies foram categorizadas pelo hábito em graminóide, trepadeira, palmeira, erva, arbusto e árvore, e, de acordo com a origem fitogeográfica, nas categorias: cerrado (endêmicas), generalista (ocorrem também em florestas) e ruderal (espécies cosmopolitas, que ocorrem em áreas degradadas). Com base na frequência de ocorrência desses atributos, analisamos graficamente a composição de espécies, destacando aquelas que foram exclusivas para cada um dos tratamentos. Para o cálculo da similaridade florística, entre tratamentos e entre parcelas do mesmo tratamento, utilizamos matrizes de presença/ausência. Para a construção do dendrograma utilizamos o índice de similaridade de Jaccard e o método UPGMA (Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean), usando o programa estatístico XLstat (Addinsoft, 2010). Calculamos ainda, o número de indivíduos comuns entre todos os pares de tratamentos para contabilizar quantas espécies são perdidas, mantidas e o quanto é possível restaurar.

Influência da estrutura da vegetação na manutenção ou recuperação da riqueza

Para investigar as relações entre a estrutura da vegetação em cada tratamento e a riqueza das comunidades usamos regressão não-linear, utilizando, como variável resposta, o número de espécies típicas de Cerrado (endêmicas) e, como variáveis preditoras, duas variáveis da estrutura - a cobertura de copas e a área basal. Para estas análises utilizamos o Programa XLstat (Addinsoft, 2010).

3. RESULTADOS

Considerando as 65 parcelas estudadas, distribuídas nos 13 tratamentos, foram amostrados 3.278 indivíduos a partir de 50 cm de altura e foram registradas, no total, 247 espécies (Apêndice 2), incluindo plantas menores que 50 cm. Verificamos ampla variação estrutural para os parâmetros de densidade, área basal, altura do dossel e cobertura de copas e também de riqueza entre os ambientes, com diferenças significativas entre os tratamentos para todas as variáveis analisadas ($p < 0,001$) (Figuras 5 a 12).

Os maiores valores de *Densidade 1* ($DAP < 1$ cm) foram encontrados nos ecossistemas de referência e na agricultura abandonada, uma vez que neste tratamento a maioria das espécies são herbáceas ruderais, que caracteristicamente enquadram-se nesta categoria de tamanho (Figura 5). Considerando os indivíduos com diâmetros entre 1 e 5 cm (*Densidade 2*), a maior densidade foi registrada nos ecossistemas de referência (cerrado *sensu stricto* e cerradão) e nos plantios antigos de pinus (25 a 48 anos). Por outro lado, agricultura abandonada e o plantio puro de ingá foram os ambientes com o menor número de indivíduos nessa classe de tamanho, ambos não diferindo entre si (Figura 6). Na terceira classe de diâmetro ($DAP \geq 5$ cm, *Densidade 3*), os tratamentos de silvicultura de espécies exóticas ou restauração ativa com espécies nativas, com exceção da restauração aos dois anos, não diferiram dos ecossistemas de referência (cerrado *sensu stricto* ou cerradão) em densidade (Figura 7). Considerando-se a soma de todos os indivíduos em todas as classes de diâmetro (*Densidade Total*), os ecossistemas de referência foram superiores à maioria dos tratamentos, não diferindo apenas da agricultura abandonada e do pinus antigo (Figura 8).

Os maiores valores de área basal foram encontrados nos plantios de pinus, não diferindo dos plantios puros de ingá e angico. A restauração 10 aproximou-se dos valores de área basal do cerradão. As pastagens (com ou sem gado) tiveram os valores mais próximos ao encontrado para o cerrado *sensu stricto* (Figura 9).

Em relação à altura do dossel, o pinus antigo, com a maior altura, destacou-se em comparação com todos os outros tratamentos (Figura 10). Na cobertura de copas, os tratamentos de silvicultura, assim como os de restauração (exceto a restauração com 2 anos), não diferiram do cerradão, apresentando os maiores valores. As pastagens, bem como a restauração nova, por sua vez, não diferiram do cerrado *sensu stricto* (Figura 11).

A maior riqueza observada foi registrada no cerrado *sensu stricto*, enquanto a riqueza do cerradão não diferiu do pinus antigo e da restauração 10. Todos os outros tratamentos, com exceção da cana, não diferiram entre si em relação ao número médio de espécies amostradas em uma parcela de 100 m² (Figura 12).

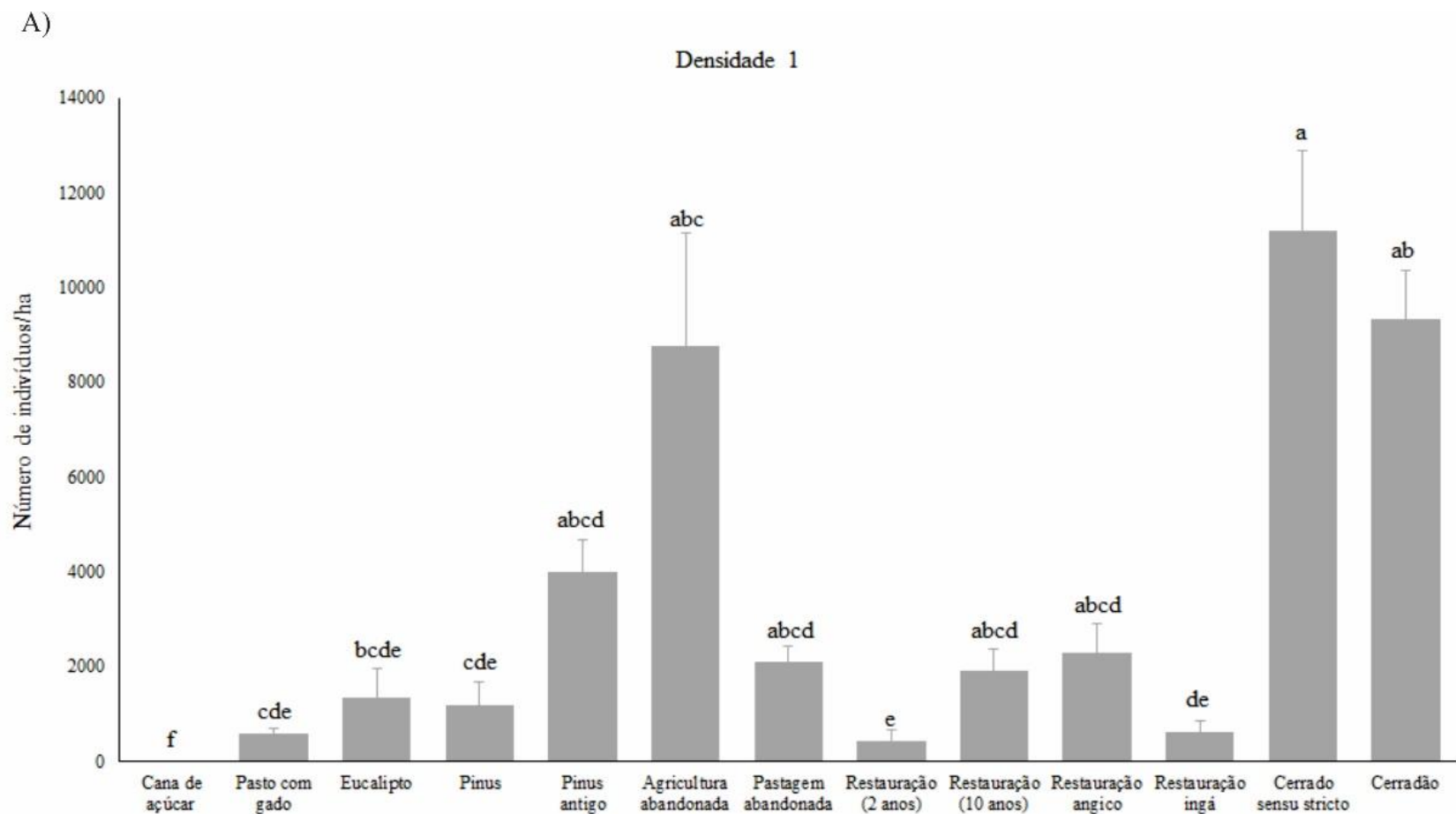


Figura 5. Densidade 1 (DAP < 1 cm) da comunidade vegetal (média e erro padrão da média) nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Dados transformados ($\log(x + 1)$).

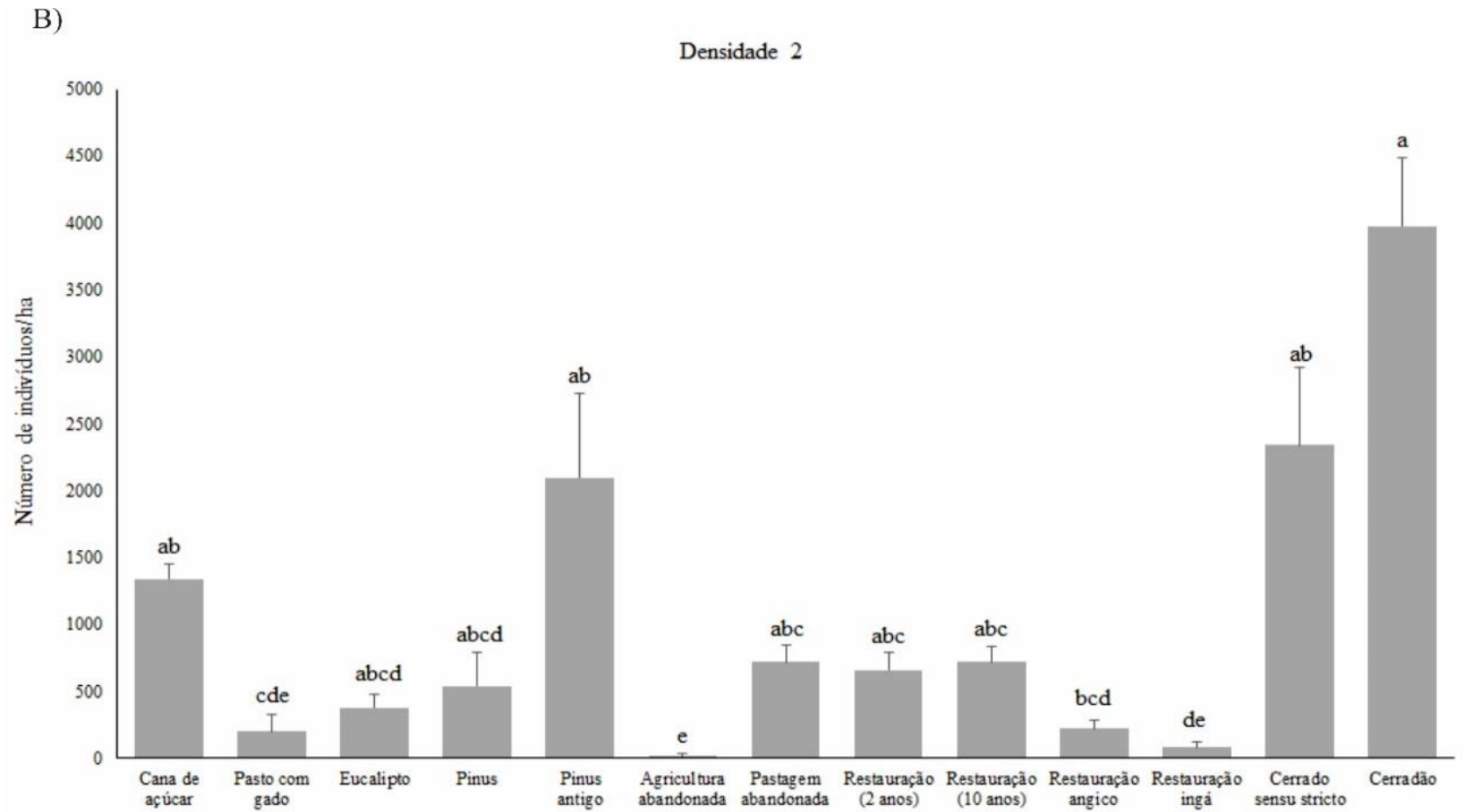


Figura 6. Densidade 2 ($1 < \text{DAP} \leq 5$ cm) da comunidade vegetal (média e erro padrão da média) nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Dados transformados ($\log(x + 1)$).

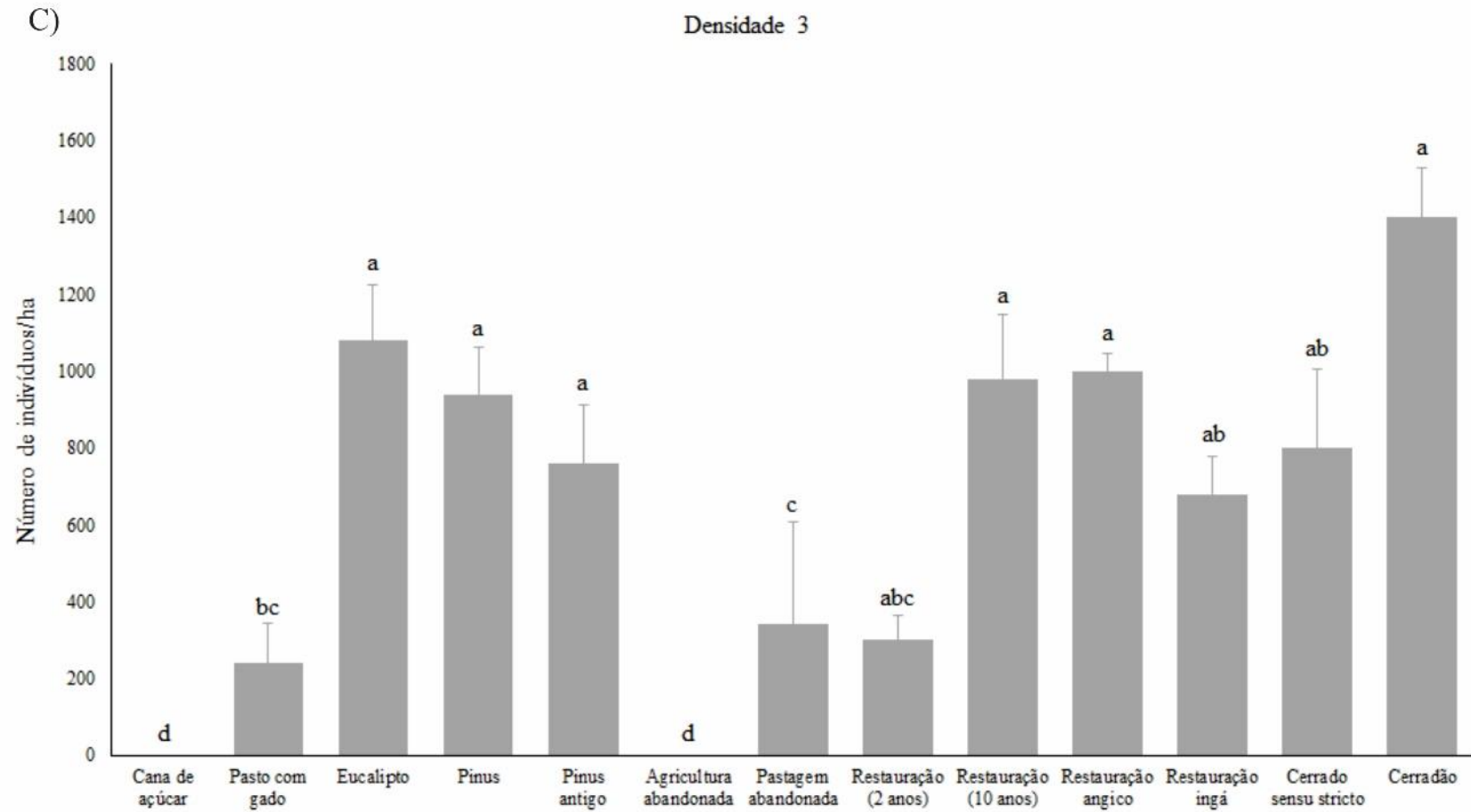


Figura 7. Densidade 3 ($DAP \geq 5cm$) da comunidade vegetal (média e erro padrão da média) nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Dados transformados ($\log(x + 1)$).

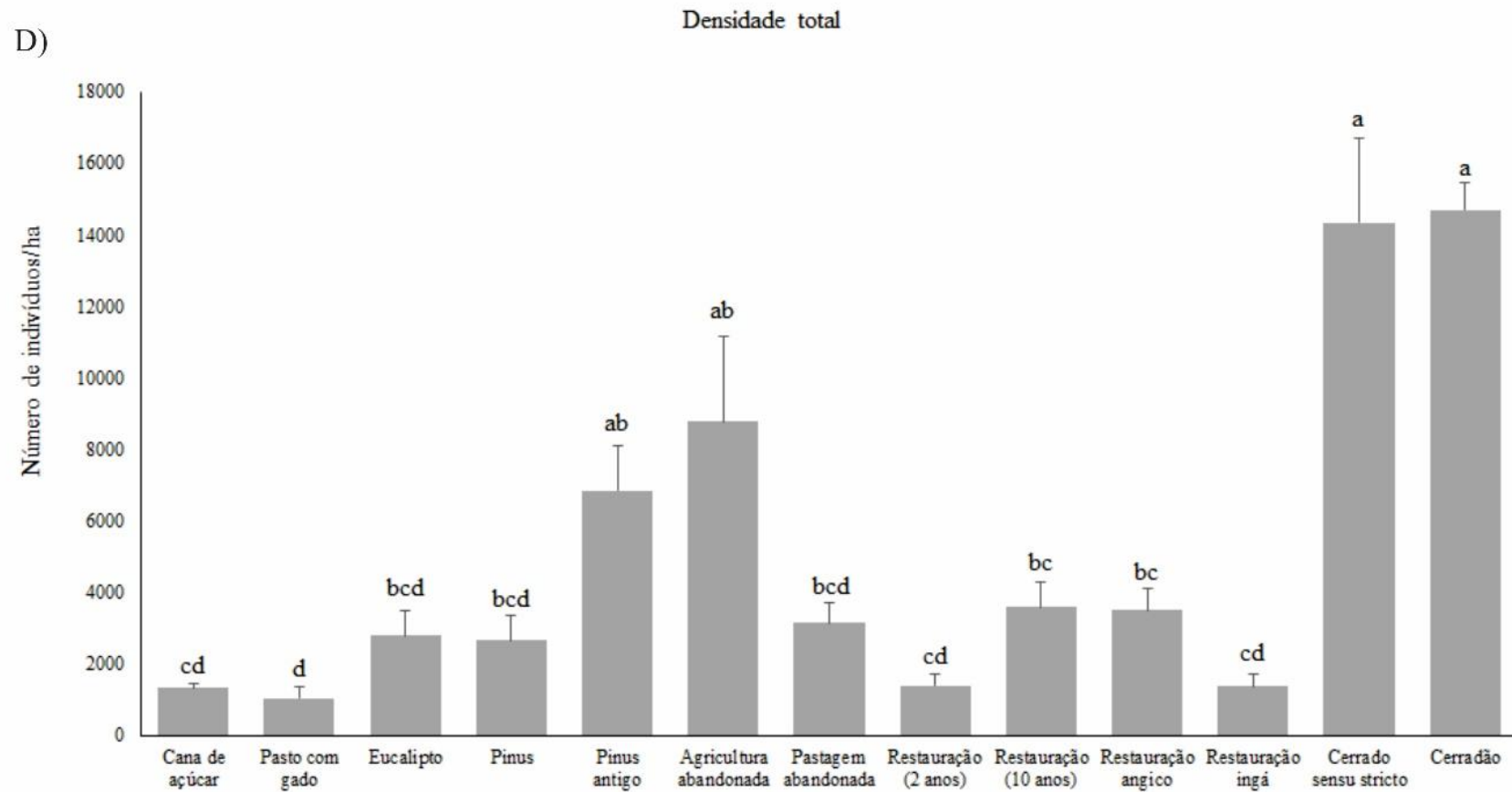


Figura 8. Densidade total da comunidade vegetal (média e erro padrão da média) nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Dados transformados ($\log(x + 1)$).

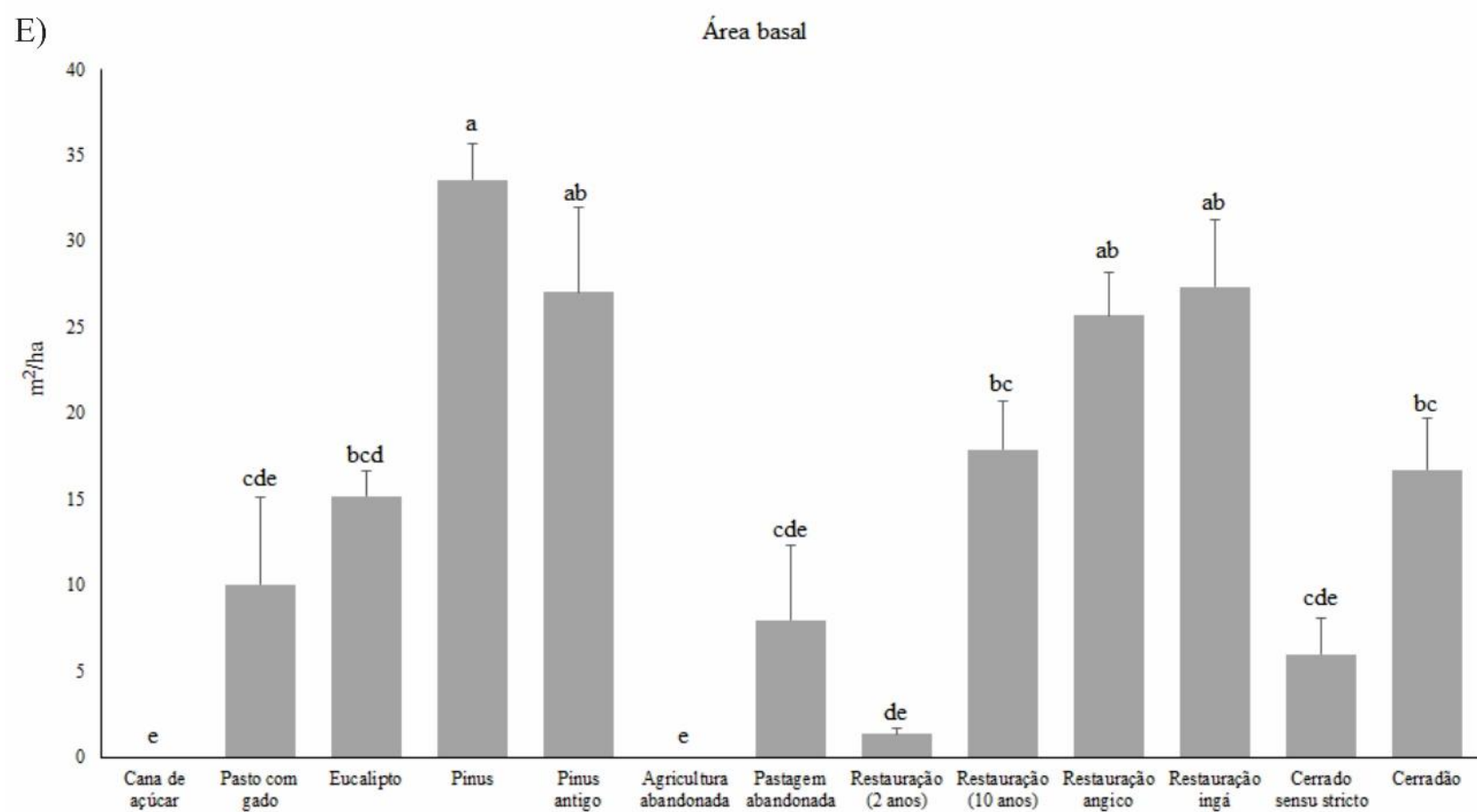


Figura 9. Área basal (m^2/ha) da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

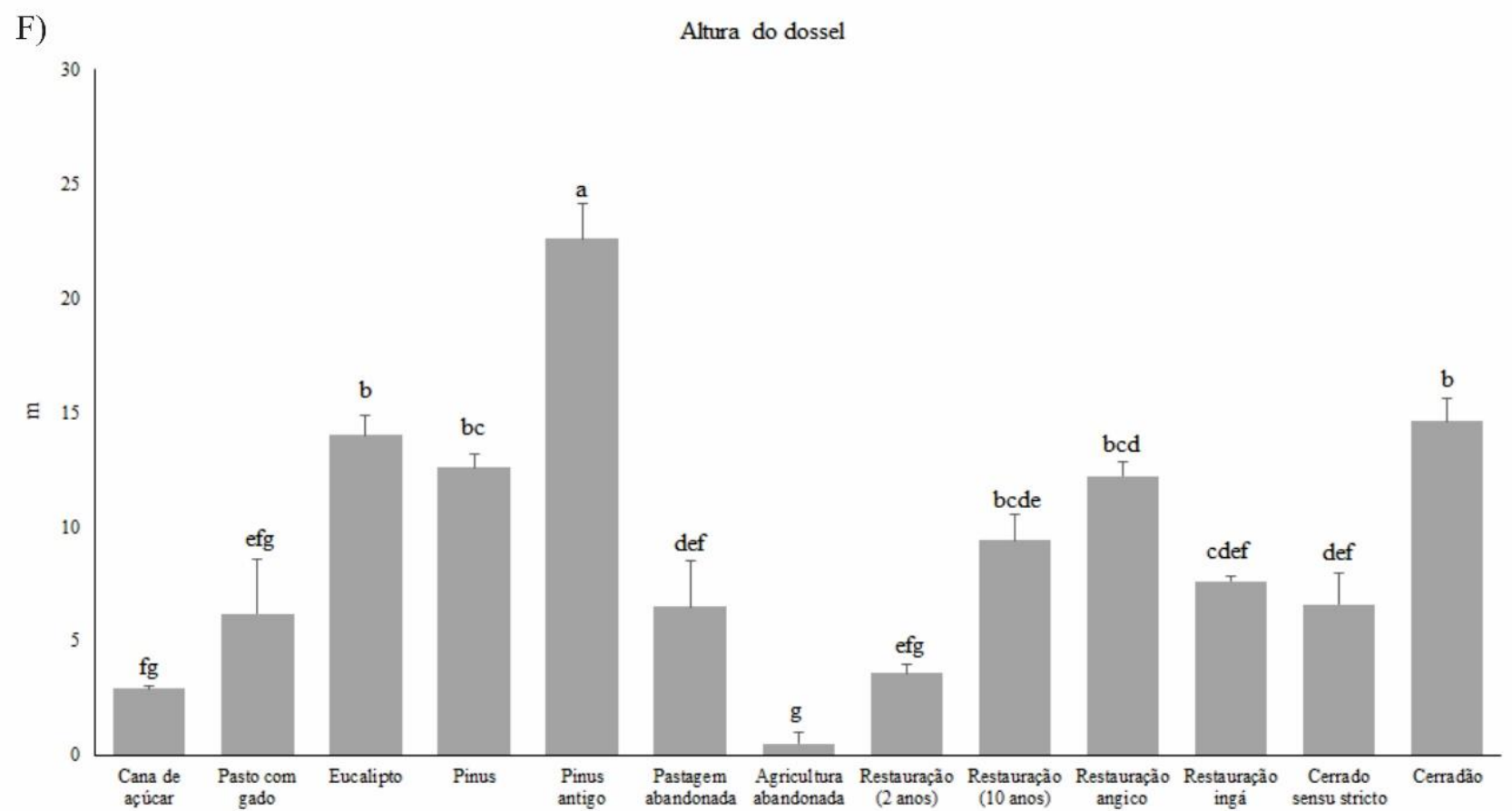


Figura 10. Altura do dossel (m) da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

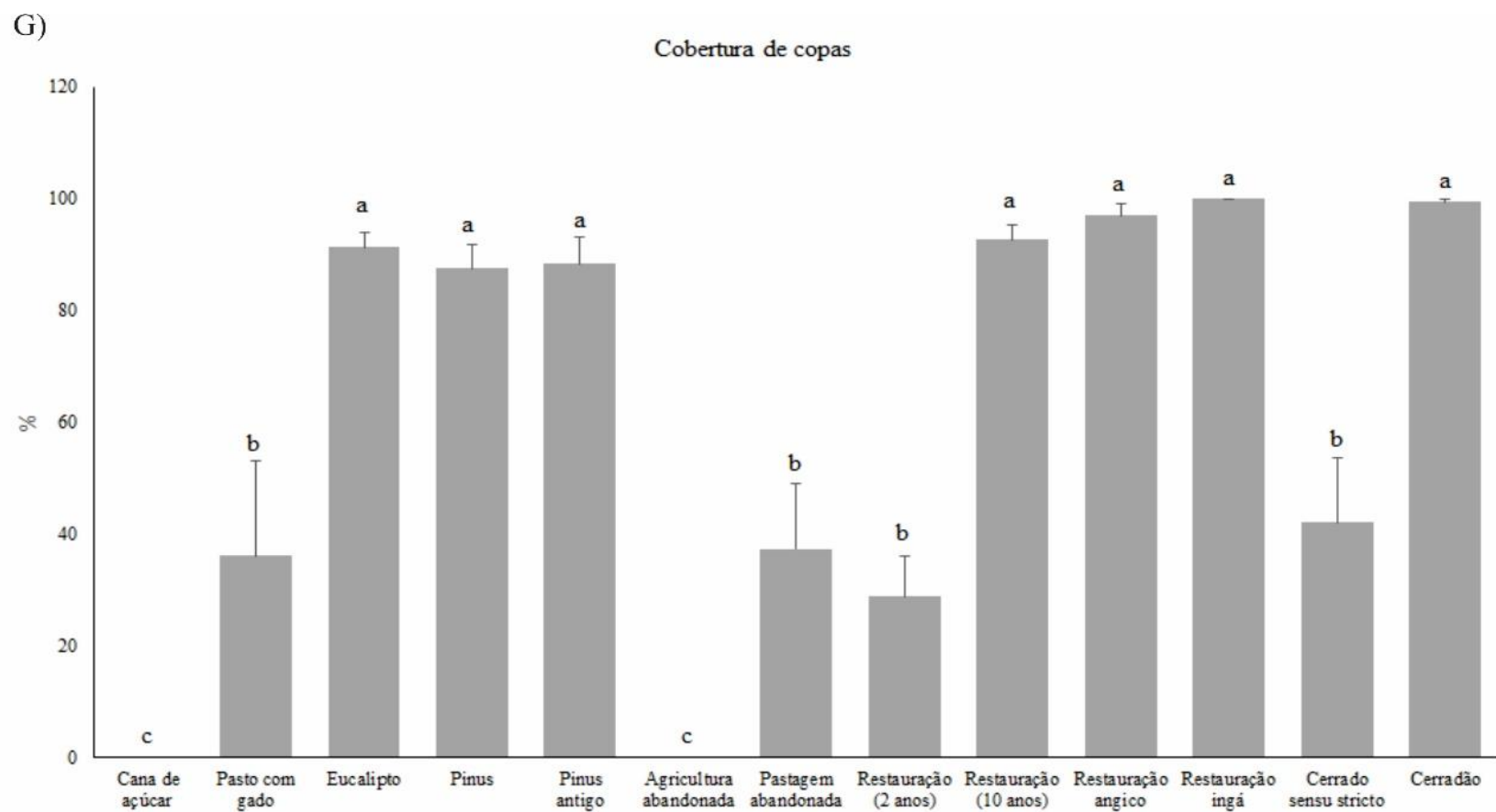


Figura 11. Cobertura de copas da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

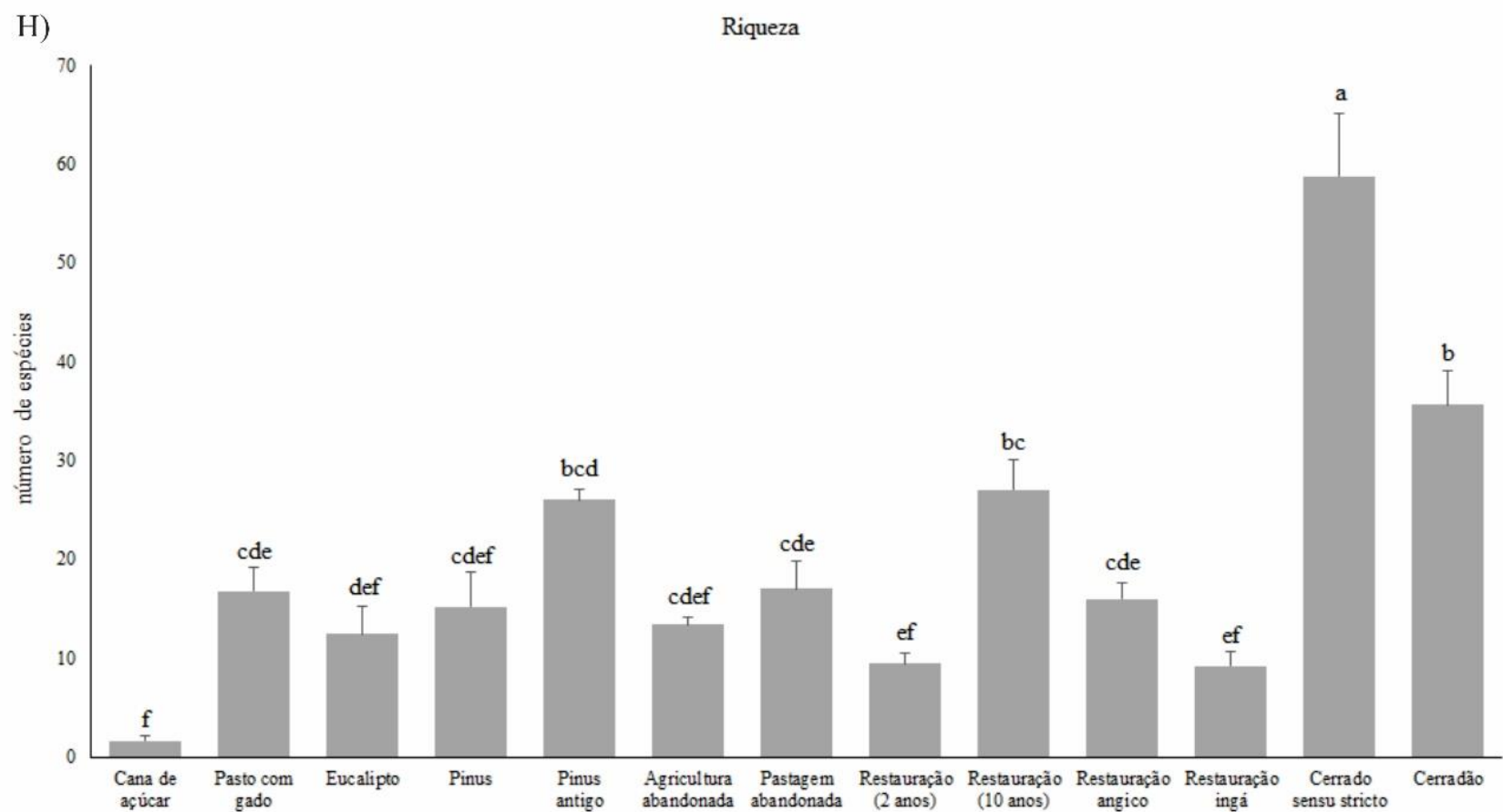


Figura 12. Riqueza de espécies da comunidade vegetal nos diferentes tratamentos em região de Cerrado-Assis, SP). Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

A distribuição do número de indivíduos entre classes diamétricas está representada nas Figuras 13 e 14. Verificamos que pinus antigo (13E), agricultura abandonada (14A), pastagem abandonada (14B) e restauração 10 (14D) apresentaram padrão de J invertido, assim como os dois ecossistemas de referência, indicando que existe um balanço entre mortalidade e recrutamento de indivíduos entre as classes. No entanto, nos demais tratamentos com plantio de árvores em que não houve manejo (eucalipto (13C), pinus (13D), angico (14E) e ingá (14J) ou na restauração aos dois anos (14C), em que ainda não há regeneração, a estrutura da comunidade aponta um número elevado de indivíduos grandes e baixa densidade de regenerantes.

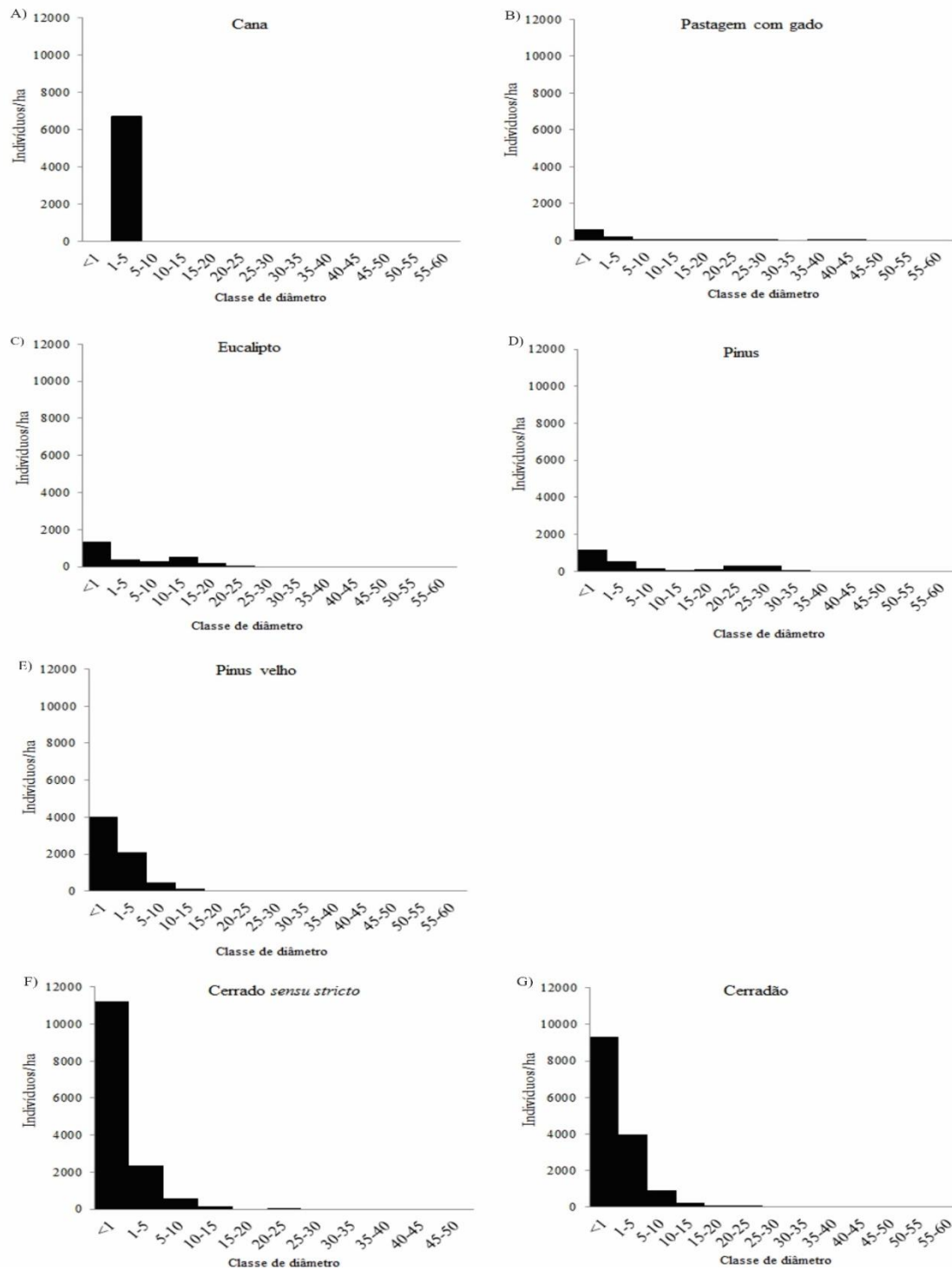


Figura 13. Distribuição diamétrica dos indivíduos amostrados a partir de 50 cm de altura nos diferentes usos do solo e ecossistemas de referência em Assis-SP. A) Cana-de-açúcar; B) Pastagem com gado; C) Eucalipto; D) Pinus; E) Pinus antigo; F) Cerrado *sensu stricto*; G) Cerradão.

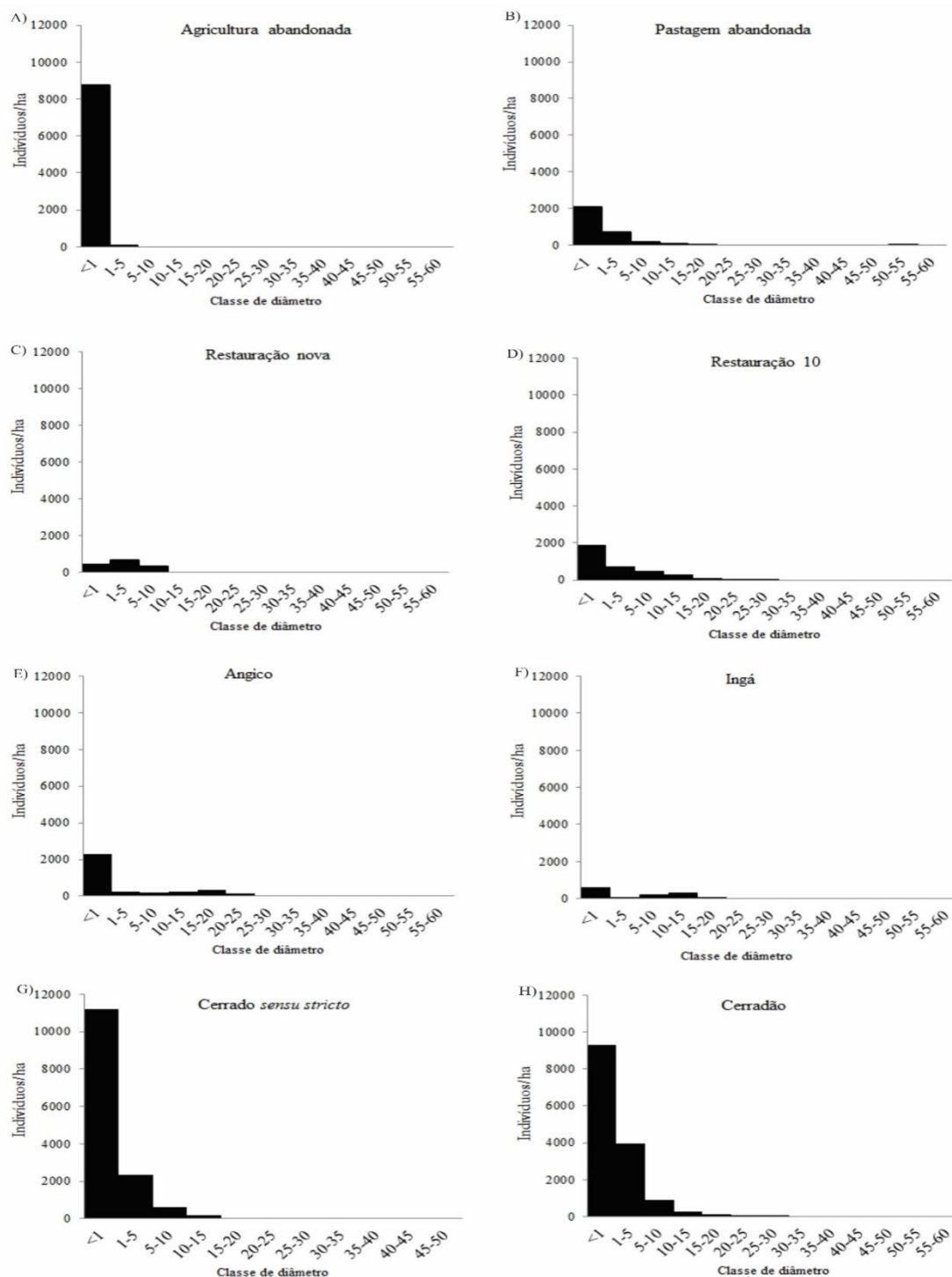


Figura 14. Distribuição diamétrica dos indivíduos amostrados a partir de 50 cm de altura em cada um dos diferentes ecossistemas em restauração e ecossistemas de referência em Assis-SP. A) Agricultura abandonada B) Pastagem abandonada C) Restauração 2; D); Restauração 10; E) Angico; F) Ingá G) Cerrado *sensu stricto*; H) Cerradão.

Com base no dendrograma de similaridade (Figura 15), verifica-se a formação de oito grandes grupos. Dentro dos grupos, as réplicas de cada tratamento ficaram agrupadas na maioria das vezes, refletindo a existência de padrões florísticos diferenciados para cada tipo de cobertura vegetal. Duas comunidades são consideradas similares em termos de composição florística quando apresentam pelo menos 25% de espécies comuns (Mueller-Dombois e Ellenberg, 1974). As maiores similaridades foram encontradas entre as cinco parcelas da agricultura abandonada, seguidas das cinco parcelas de cana-de-açúcar e das cinco parcelas de cerrado *sensu stricto*. Os tratamentos restauração 10 e pinus antigo novamente aparecem similares ao cerrado e, ainda, com menor similaridade, também se assemelham ao cerrado *sensu stricto*, que possui espécies em comum com esses tratamentos.

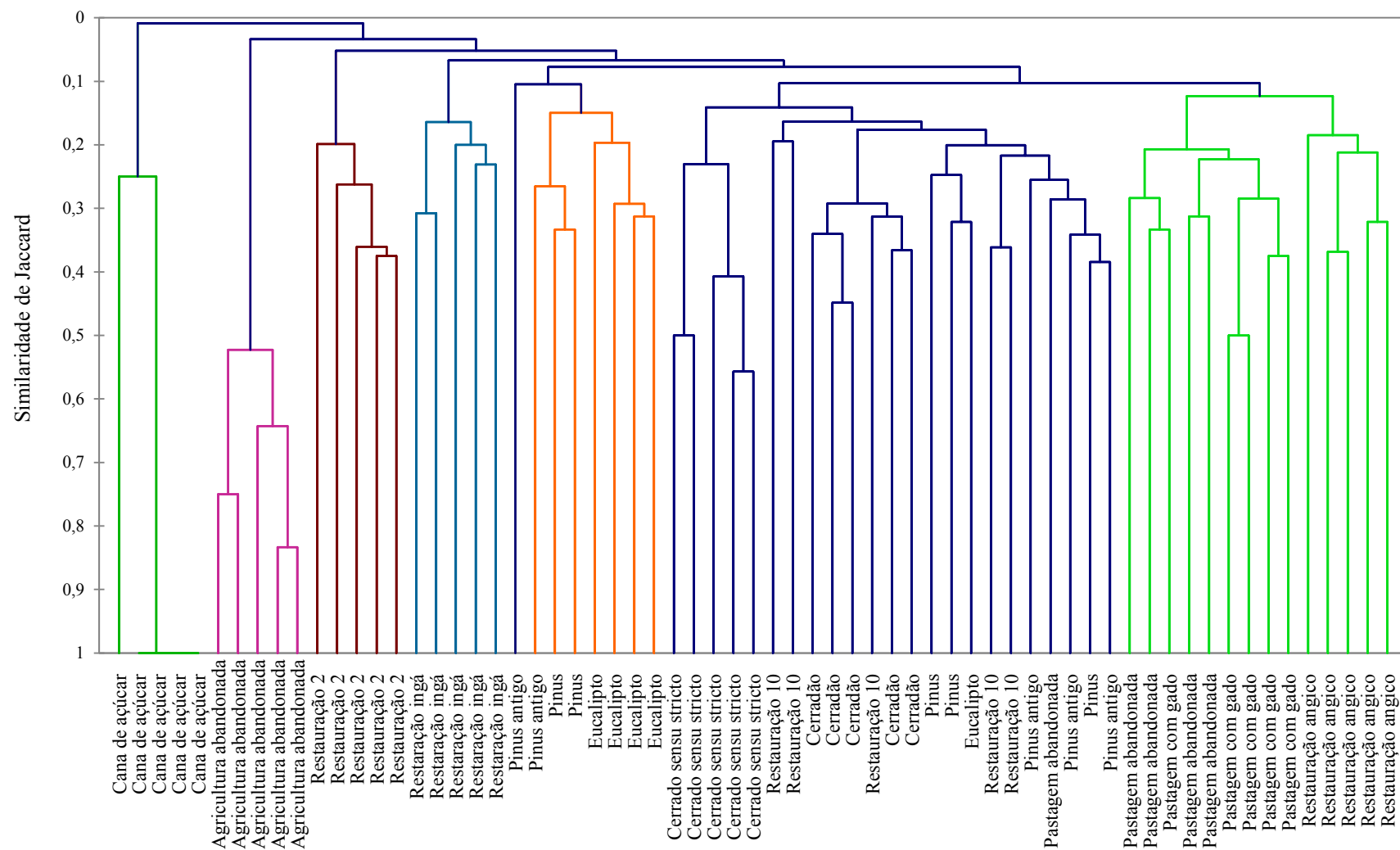


Figura 15. Dendrograma de similaridade florística pelo índice de Jaccard entre as 65 parcelas amostradas nos 13 tratamentos em região de cerrado, Assis, SP. Cada parcela está identificada no eixo x pela denominação do tratamento (tipo de ambiente), seguido do número da réplica.

Das 89 espécies registradas no Cerradão, 56 são comuns ao cerrado *sensu stricto*, tipo de vegetação que possui a maior riqueza registrada neste estudo, com 139 espécies. Quando avaliamos o número de espécies registradas em cada tratamento e que ocorrem também no cerradão ou no cerrado *sensu stricto*, verificamos que o pinus antigo, seguido da restauração 10, são os tratamentos com maior número de espécies comuns com os ecossistemas naturais. Em contraste, a agricultura e a cana-de-açúcar possuem o menor número de espécies em comum com as referências (Figura 16). Os outros tratamentos, com exceção da restauração 2, que apresentou baixa riqueza, apresentaram entre 20 e 30 % das espécies em comum com as referências.

	Cana de açúcar	Pastagem com gado	Eucalipto	Pinus	Pinus antigo	Agricultura abandonada	Pastagem sem gado	Restauração (2 anos)	Restauração (10 anos)	Restauração angico	Restauração ingá	Cerrado sensu stricto	Cerradão	
4	2	2	2	2	2	1	2	1	2	2	0	3	1	Cana de açúcar
2	42	13	21	23	3	27	8	29	15	8	29	18	Pastagem com gado	
2	13	38	19	21	3	19	9	24	11	8	24	21	Eucalipto	
2	21	19	44	30	4	24	11	34	13	10	28	25	Pinus	
2	23	21	30	73	4	33	10	40	19	17	47	45	Pinus antigo	
1	3	3	4	4	25	5	3	7	7	0	7	1	Agricultura abandonada	
2	27	19	24	33	5	49	9	35	18	11	38	26	Pastagem sem gado	
1	8	9	11	10	3	9	26	11	4	6	11	9	Restauração (2 anos)	
2	29	24	34	40	7	35	11	81	25	19	44	41	Restauração (10 anos)	
2	15	11	13	19	7	18	4	25	44	11	25	16	Restauração angico	
0	8	8	10	17	0	11	6	19	11	29	21	22	Restauração ingá	
3	29	24	28	47	7	38	11	44	25	21	139	56	Cerrado sensu stricto	
1	18	21	25	45	1	26	9	41	16	22	56	89	Cerradão	

Figura 16. Número de espécies comuns entre os tratamentos. As cores verde e vermelho indicam, respectivamente, mais ou menos espécies em comum. Números na diagonal principal representam o total de espécies em cada tratamento.

Quando classificamos todas as espécies pelo hábito, verificamos um padrão de proporções entre as diferentes formas vida que se repete em todos os tratamentos (Figura 17), com exceção da agricultura abandonada, que tem predomínio de ervas. O cerrado *sensu stricto*, por sua vez, possui proporção de arbustos muito maior do que qualquer dos outros tratamentos, sendo que 43% das espécies são exclusivas desse ambiente (Figura 18). Para todos os outros tratamentos foi registrado baixo número de espécies exclusivas, como os plantios de restauração 2, restauração 10, restauração angico e restauração ingá, que possuem menos de 11 espécies ocorrendo exclusivamente em cada um desses ambientes.

A classificação por origem fitogeográfica mostra que na maioria dos tratamentos as espécies endêmicas de Cerrado são dominantes (Figura 19). Na agricultura, há maior proporção de espécies ruderais e boa parte delas é exclusiva desse ambiente (Figura 20). O cerrado *sensu stricto* possui o maior número de espécies endêmicas do Cerrado e, também, o maior número de espécies exclusivas, ou seja, cuja ocorrência é restrita a este tratamento. Para todos os outros tratamentos, o número de espécies exclusivas é baixo.

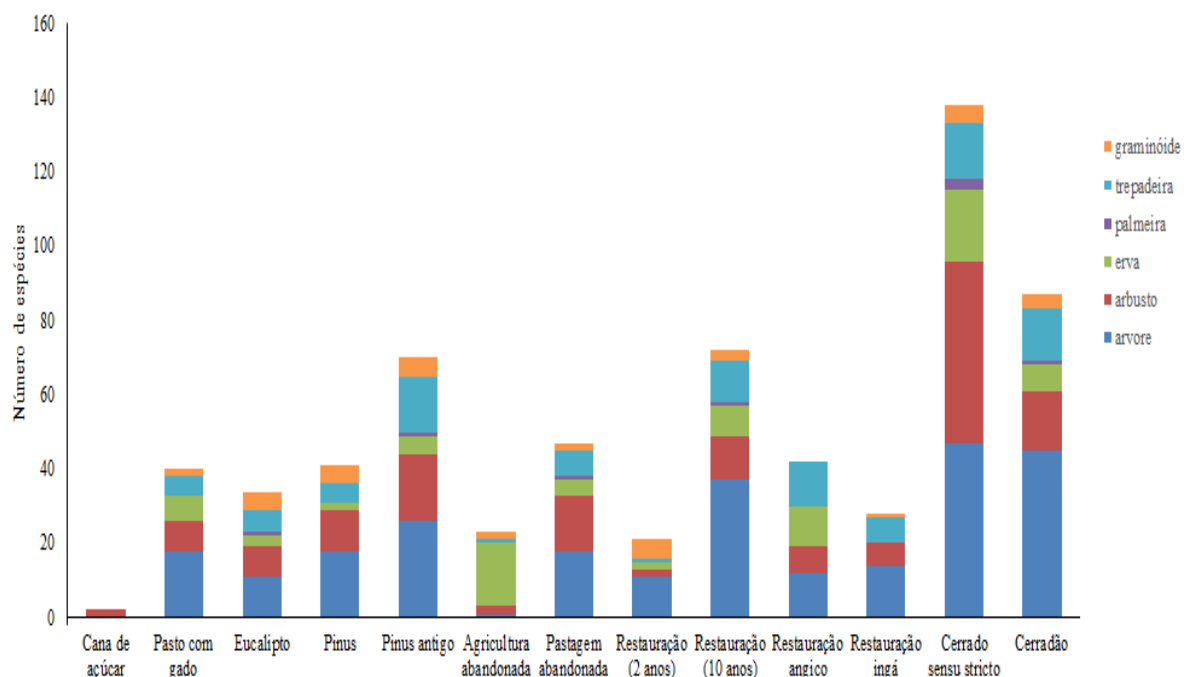


Figura 17. Número total de espécies, classificadas por hábito, em cada um dos diferentes ambientes estudados em região de Cerrado: usos da terra, técnicas de restauração e ecossistemas de referência, em Assis-SP.

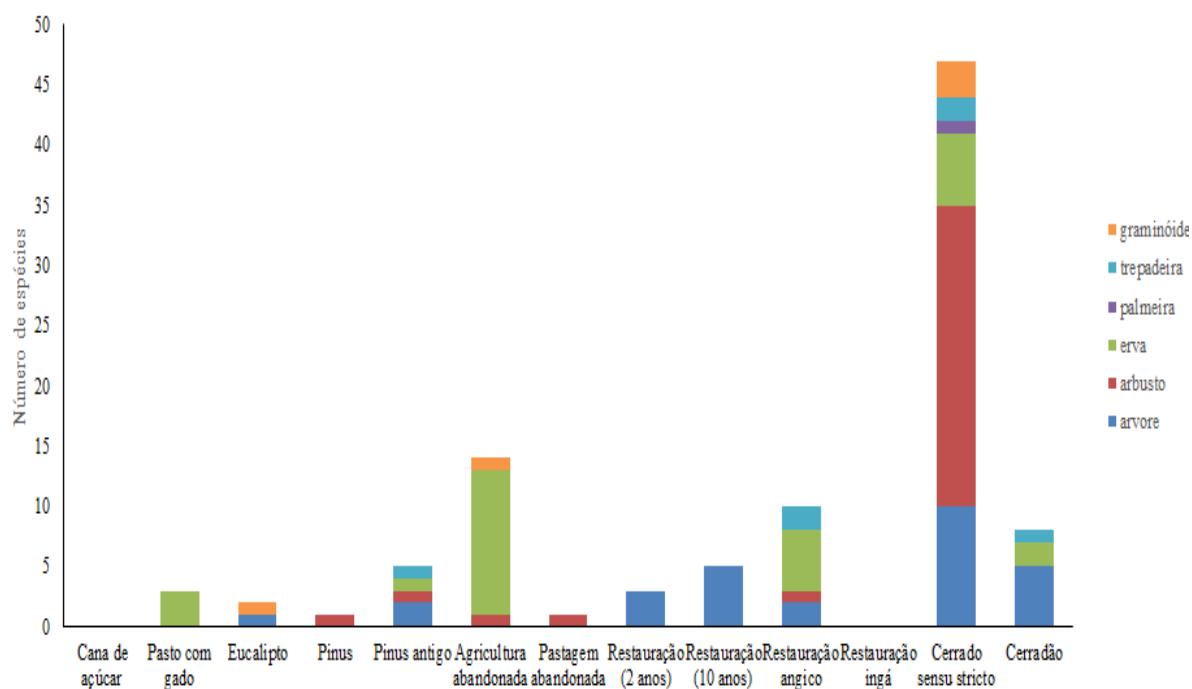


Figura 18. Número de espécies exclusivas, classificadas por hábito, de cada um dos diferentes tipos de ambientes estudados em região de Cerrado (usos da terra, técnicas de restauração e ecossistemas de referência), em Assis-SP

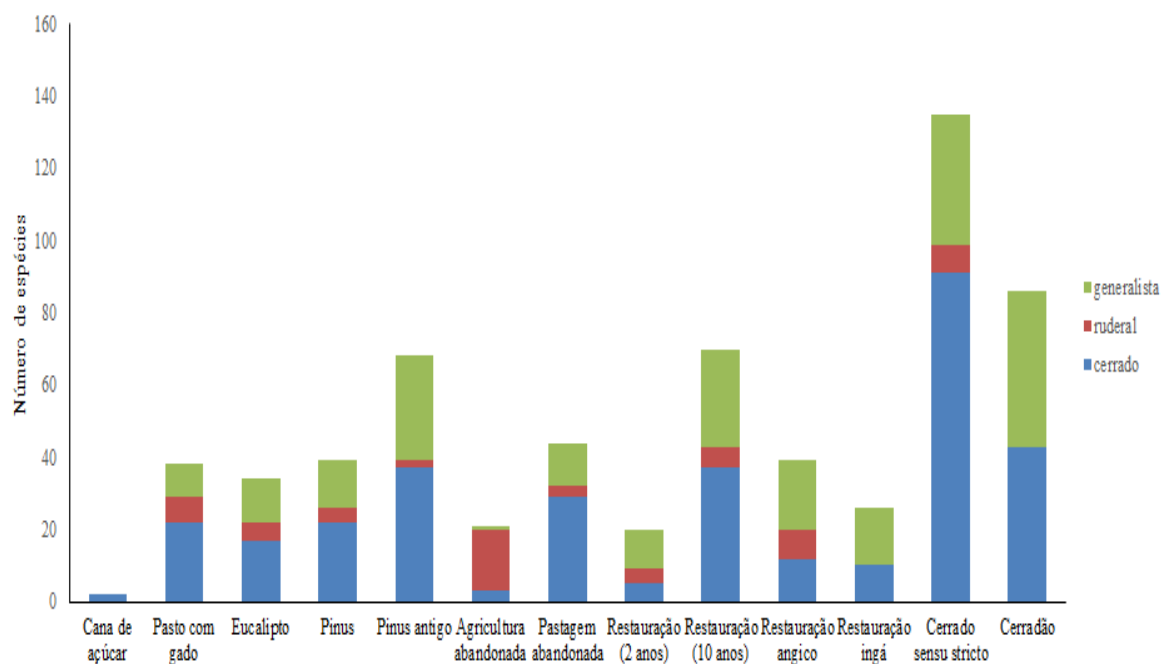


Figura 19. Número total de espécies, classificadas pela região de ocorrência natural, em cada um dos diferentes tipos de ambientes estudados em região de Cerrado, em Assis-SP (usos da terra, técnicas de restauração e ecossistemas de referência).

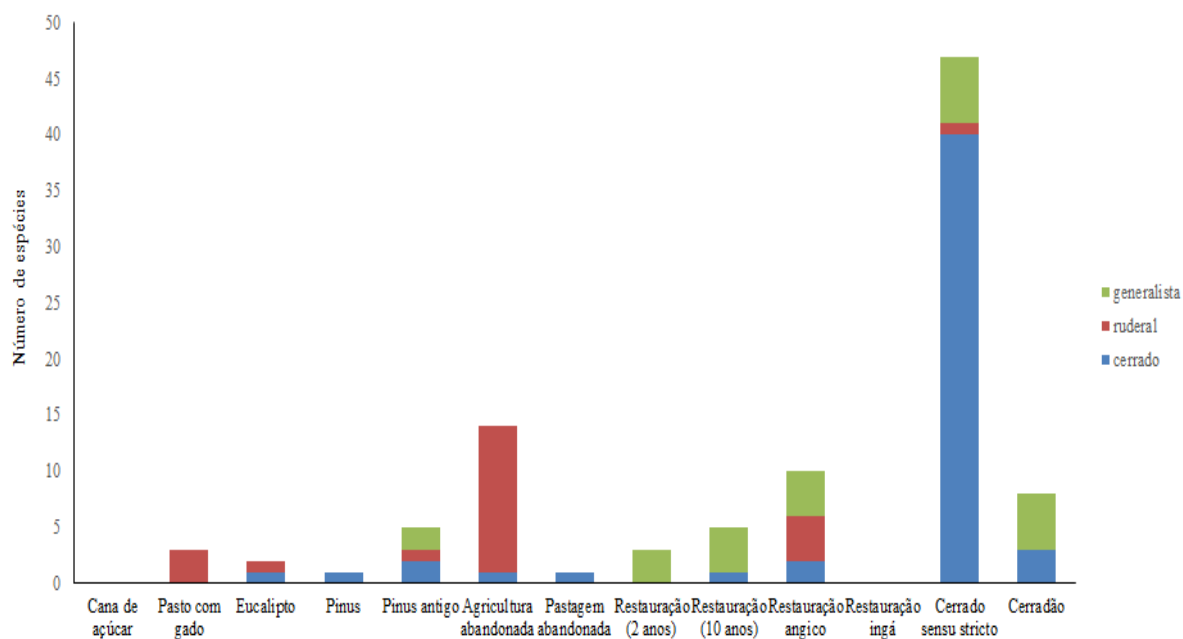


Figura 20. Número de espécies exclusivas, classificadas pela região de ocorrência natural, de cada um dos diferentes tipos de ambientes estudados em região de Cerrado, em Assis-SP (usos da terra, técnicas de restauração e ecossistemas de referência).

As análises de regressão não-linear simples mostraram uma distribuição polinomial entre a riqueza de espécies e a cobertura de copas (21A) e a riqueza de espécies e a área basal (21B) .

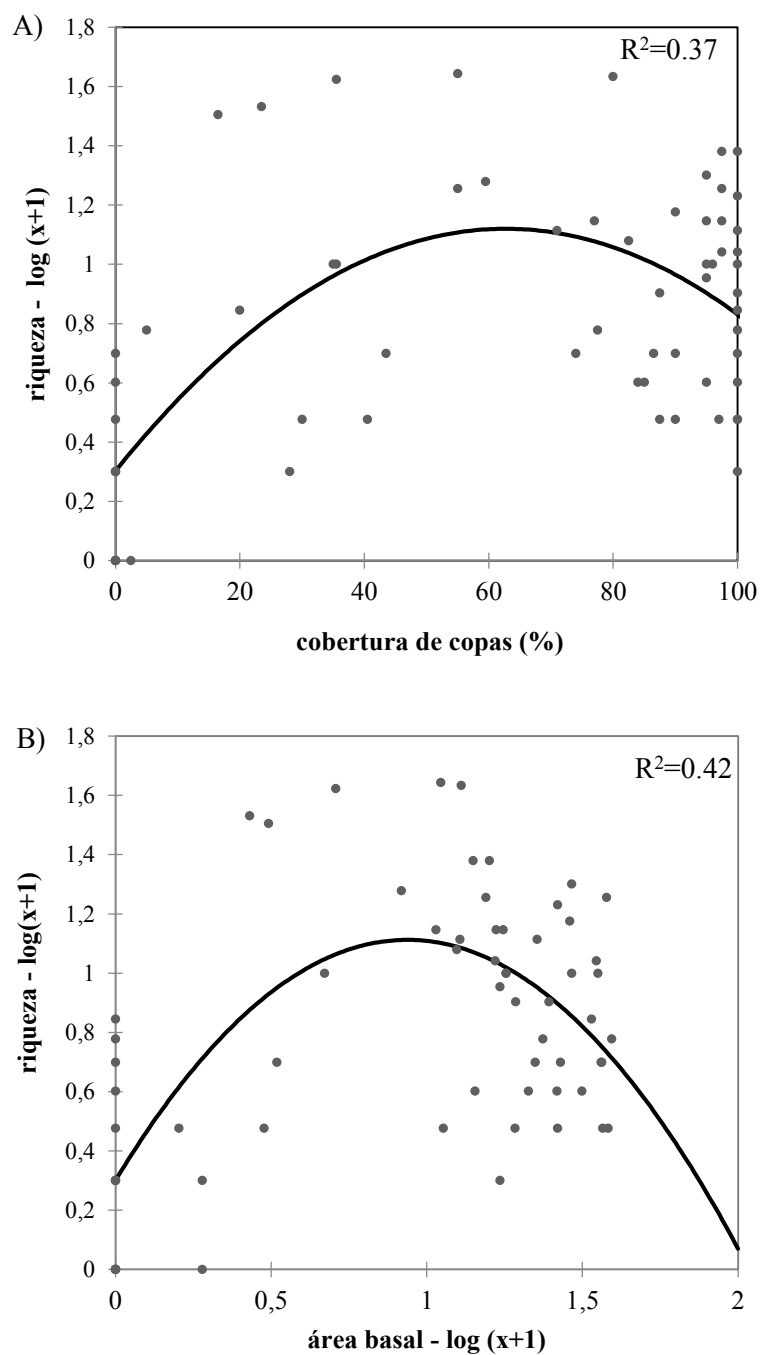


Figura 21. Relação entre a riqueza de espécies de Cerrado (endêmicas) em relação a cobertura de copas (A) e área basal (B).

4. DISCUSSÃO

Investigamos as diferenças estruturais e florísticas entre comunidades vegetais resultantes de diferentes usos da terra e técnicas de restauração, comparando-as com duas fisionomias da vegetação de Cerrado, como referência. Esperávamos encontrar usos da terra com diferentes graus de impacto, avaliado pela porção da biodiversidade que preservam. Também esperávamos encontrar técnicas de restauração que fossem mais eficientes do que outras em recuperar a riqueza de plantas nativas, que deveria ser superior nos ecossistemas de referência. De fato, os resultados obtidos apontaram tais diferenças e a estrutura da vegetação em cada ambiente, que define a disponibilidade de luz, mostrou-se como o fator que melhor explica a manutenção ou recuperação da diversidade característica do Cerrado. Nossas descobertas, em cada um desses aspectos, são discutidas a seguir.

Estrutura das comunidades

Os valores de biomassa, densidade, altura do dossel e cobertura de copas nas áreas de cerrado *sensu stricto* e cerradão estão de acordo com os resultados de estudos já publicados que relatam o aumento dessas variáveis com o avanço na sucessão (Eiten, 1972; Coutinho, 1978; Durigan et al., 1987). Em termos de biomassa e área basal, o plantio de restauração novo e a pastagem não diferem do cerrado *sensu stricto*, que pode ser considerado um estágio sucessional intermediário no gradiente fisionômico do Cerrado, enquanto o plantio antigo não difere do cerradão, que parece ser a vegetação potencial nessa região (denominada clímax climático por Coutinho, 1990), se forem suprimidos os distúrbios (Pinheiro e Durigan, 2009). O gado, nesse caso, contribui para manter a estrutura de savana com a pressão de pastejo e ainda diminui a quantidade de material combustível e as chances de incêndio em grandes proporções, que comprometem o desenvolvimento das plantas (Harrington e Kathol, 2008).

Por outro lado, os plantios arbóreos puros, quer sejam de espécies nativas ou exóticas, apresentaram biomassa elevada, sempre superior ao cerrado *sensu stricto*. No outro extremo, com os menores valores de área basal, ficaram as áreas agrícolas em uso (cana-de-açúcar) e a agricultura, mesmo após dois anos de abandono. No caso da cana, as práticas de manejo impedem o estabelecimento de espécies arbóreas e na área de agricultura abandonada, que não diferiu dos ecossistemas de referência em densidade, a

perda da resiliência resultou em um ecossistema de baixa biomassa. Até mesmo os plantios antigos de pinus, com 25 a 48 anos, não atingiram os valores de densidade total encontrados no cerrado *sensu stricto* e no Cerradão, indicando que a recuperação das plantas nativas do Cerrado, em termos de densidade, pode ocorrer de forma lenta. O excesso de biomassa presente no pinus antigo antes do desbaste ou mesmo as operações de roçada para facilitar a exploração de resina no passado, podem ter dificultado o recrutamento de novos indivíduos, atrasando o processo de reconstrução da estrutura da comunidade vegetal nativa.

A distribuição em classes de tamanho mostrou que, embora a biomassa seja semelhante na maioria dos tratamentos, há uma enorme variação na distribuição dos indivíduos entre classes de diâmetro. O esperado J-invertido só existe nos ecossistemas naturais, na restauração passiva ou, no caso de plantios, somente em plantios mistos antigos. Assim, a estrutura de tamanhos se recupera lentamente, por processos naturais que são possíveis após o abandono ou pela regeneração natural sob árvores plantadas. Os plantios puros de espécies com crescimento vigoroso e homogêneo (pinus, eucalipto, angico, ingá) resultam em alta biomassa no estrato superior (árvores grandes) e restrições ao recrutamento dos estratos inferiores, que podem levar tempo extremamente longo para se recuperar, a não ser que esses povoamentos sejam manejados, diminuindo a inibição da regeneração, como se observa no pinus antigo. Da mesma forma, estudo realizado em florestas plantadas de *Pinus nigra* com 120 anos, na França, mostrou que mesmo espécies exóticas podem facilitar a recuperação ecológica, permitindo o retorno das árvores e herbáceas nativas, mas que há necessidade de se efetuar o desbaste para possibilitar a restauração das funções da biodiversidade e dos ecossistemas nativos (Vallauri et al., 2002). Durigan et al. (2013) indicam que a retirada gradual de pinus pode diminuir a competição e favorecer o desenvolvimento de espécies nativas do Cerrado. Nesse estudo, os autores verificaram que a área manejada, quando comparada à testemunha sem manejo, apresentou aumento da densidade de árvores nativas em seis vezes e riqueza de espécies arbóreas em quatro vezes.

Riqueza e composição

Conforme esperado, os maiores valores de riqueza de espécies foram encontrados nos ecossistemas de referência, com destaque para o cerrado *sensu stricto*, que apresentou número maior de espécies mesmo em comparação com o Cerradão. Esse padrão não foi observado por Pinheiro e Durigan (2012) em levantamento realizado na mesma

região. O critério de inclusão adotado por aqueles autores – apenas as árvores com $DAP \geq 5$ cm foram incluídas – pode explicar essas diferenças. As espécies que ocorrem exclusivamente no cerrado *sensu stricto* são, em sua maioria, arbustos que não atendem, portanto, a esse critério e foram amostradas apenas no presente estudo. Marimon-Junior e Haridasan (2005), utilizando como critério árvores com $DAP > 5$ cm a 30 cm do solo, também não encontraram diferença na riqueza entre cerrado *sensu stricto* e cerradão. Assim como nossos resultados, Rossatto et al. (2008), em levantamento realizado na Estação Ecológica de Assis, verificaram maior riqueza de flora não-arbórea no cerrado *sensu stricto* em relação ao cerradão. Por isso, levantamentos que visam comparações de biodiversidade entre tipos de vegetação devem ser mais abrangentes, uma vez que a negligência em relação a outras formas de vida pode subestimar a riqueza em ecossistemas savânicos ou campestres.

A baixa porcentagem de espécies em comum entre as referências e os sistemas produtivos, como a cana-de-açúcar e a agricultura abandonada, confirma o propalado impacto dos usos intensivos da terra sobre a diversidade de plantas nativas. O manejo agrícola promove profundas mudanças no ambiente, que resultaram inclusive em nova composição de espécies na área abandonada, composta quase que exclusivamente por espécies ruderais de pequeno porte, o que é recorrente em paisagens agrícolas com longa história de cultivo (Rey-Benayas et al., 2007). Para propiciar o retorno da flora regional, intervenções podem ser necessárias, já que o abandono é indicado apenas quando o ecossistema apresenta resiliência para o retorno ao estado anterior, pré-distúrbio (Holl e Aide, 2011).

Tendo como ecossistema de referência o cerradão, a restauração 10 e o pinus antigo são os mais próximos em termos de riqueza e composição. Esses ambientes não diferiram entre si e possuem cerca de 50 % das espécies em comum com o Cerradão. Portanto, tanto a silvicultura de pinus – um sistema produtivo manejado, como o plantio misto de restauração podem oferecer bom resultado em busca da restauração da biodiversidade se o Cerradão for utilizado como referência. O pinus antigo constitui uma área de silvicultura e passou por longo intervalo de tempo sem manejo, o que possibilitou a regeneração das espécies nativas. Em diferentes regiões do mundo, estudos têm demonstrado que plantações florestais podem impulsionar processos de regeneração natural e até apresentar alta diversidade de espécies no sub-bosque (Brocknerhoff et al. 2008; Modna et al. 2010; Viani et al., 2010). Da mesma forma, Abreu et al. (2011), encontraram, sob talhões de *Pinus* spp. antigos, na mesma região deste estudo, um reduto para regeneração da flora

arbustivo-arbórea do cerrado, mantendo inclusive espécies endêmicas. Vale ressaltar que, no presente estudo, espécies de ambas as fitofisionomias do cerrado ocorreram nas parcelas de pinus antigo e, também, em outros tratamentos. Porém, embora até 30 % das espécies do cerrado *sensu stricto* possam ser recuperadas por alguns dos tratamentos, nenhuma das técnicas de restauração avaliadas restaurou a composição original encontrada exclusivamente nessa fisionomia. Diferenças na composição florística do cerrado *sensu stricto* em relação ao cerradão e aos tratamentos pinus antigo e restauração 10 podem ser explicadas pelas diferenças na cobertura de copas, que significam diferenças na disponibilidade de luz. Espécies tolerantes ao sombreamento que ocorrem no cerradão também ocorrem em outras formações florestais, ao passo que as espécies heliófitas endêmicas do cerrado não toleram o sombreamento. Essas espécies são as que têm maior capacidade de rebrotar e reocupar áreas submetidas a distúrbios recorrentes no cerrado, como as queimadas (Franco, 2005). De fato, Pinheiro e Durigan (2012), ao analisarem as espécies exclusivas de cada fitofisionomia do Cerrado quanto à tolerância à sombra, verificaram que espécies exclusivas do cerrado *sensu stricto* são heliófitas, enquanto que espécies exclusivas de Cerradão são espécies que toleram o sombreamento. Por isso, plantios florestais com alta cobertura de copas não são indicados quando o objetivo é restaurar o cerrado *sensu stricto*.

Os outros tipos de ambientes, independentemente do uso da terra ou da origem das espécies analisadas, não diferem entre si em termos de riqueza e são compostos basicamente por espécies generalistas arbóreas e que acabam se diferenciando em menor grau pela presença de espécies adicionais utilizadas nos plantios de restauração, como *Inga laurina* e *Anadenanthera falcata*. Nossos resultados mostram que tanto os plantios mistos como os plantios puros, independentemente da origem das espécies (nativas ou exóticas) podem desencadear a sucessão (Ewel e Putz, 2004; Viani et al., 2010), mas o aumento da riqueza e densidade das plantas nativas sob plantios puros e equiâneos possivelmente só serão obtidos por meio de manejo adaptativo (desbastes).

A expressiva riqueza de espécies exclusivas de cerrado *sensu stricto*, em sua maioria arbustos típicos dessa formação, indica que o impacto da mudança do uso da terra, assim como a transformação natural do cerrado em cerradão após a supressão do fogo, são prejudiciais para as espécies típicas de cerrado *sensu stricto*. Cerca de 33% dessas espécies são exclusivas desse ambiente, que nenhuma intervenção de restauração avaliada neste estudo foi capaz de restaurar. Considerando-se a composição das duas referências no processo de transição de cerrado *sensu stricto* para cerradão, 61% das espécies registradas

no cerrado *sensu stricto* foram eliminadas ou substituídas parcialmente por espécies de Cerradão. Esses resultados são preocupantes quando dados mostram que o cerrado *sensu stricto* tem se transformado progressivamente em cerradão quando na ausência de perturbação como o fogo (Eiten, 1972; Durigan e Ratter, 2006; Miranda, 2009; Pinheiro e Durigan, 2009; Cardoso et al., 2009; Pinheiro et al., 2010). Pinheiro e Durigan (2009) analisaram a dinâmica das fisionomias ao longo de 44 anos na Estação Ecológica de Assis, SP, utilizando aerofotos e reconhecimento de campo. Nesse período, a área ocupada pelas fisionomias campestres foi reduzida de 23% para menos de 1% da área estudada, enquanto a proporção correspondente ao Cerradão aumentou de 53% para 91%.

Contudo, existe uma rica e única diversidade no cerrado *sensu stricto* que está sendo perdida e que necessita de conservação. Práticas de manejo que mantenham as fisionomias abertas, seja pelo uso do fogo ou por herbívoros, são utilizadas em outros países (Bond e Keeley, 2005; Langevelde et al., 2003). No Brasil, o uso do fogo passou a ser permitido recentemente para fins de pesquisas científicas e para manejo conservacionista de Unidades de Conservação (Lei 12.651/2012), mas fora das UCs não existe respaldo legal para aplicação do fogo na vegetação nativa. Além de práticas de manejo, novas pesquisas devem buscar técnicas de restauração para vegetação campestre e avaliar as consequências das perdas de espécies de plantas do cerrado *sensu stricto* sobre a biodiversidade associada, incluindo fauna e microrganismos.

Relações entre estrutura e riqueza

Verificamos que existe tendência de maiores valores de riqueza nos valores intermediários de cobertura de copas e área basal, ambas representantes da estrutura da vegetação. Nossos resultados condizem com o modelo teórico denominado *humped-back model* (HBM), que sugere que os picos de diversidade de plantas ocorrem em níveis intermediários de produtividade (representada pela biomassa vegetal), com menor riqueza nas extremidades. Em uma extremidade da distribuição unimodal, a riqueza é limitada pela baixa produção de biomassa, devido à disponibilidade mínima de nutrientes minerais e, em alguns casos, altos níveis de perturbação. Na outra extremidade, em locais com alta produtividade, há maior competição por recursos (Grimmer, 1973; Fraser et al., 2015).

Em última análise, a manutenção ou a recuperação da diversidade dependem, acima de tudo, da similaridade estrutural com o ecossistema que se deseja conservar ou restaurar. Porém, a influência da estrutura não é gradual. Parece haver dois

limiaries, um em que a cobertura de copas e a biomassa arbórea estão abaixo da vegetação savânica (agricultura abandonada e cana) e outro em que a cobertura e a biomassa estão acima dos limites para vegetação savânica (silvicultura intensiva, plantios de restauração antigos). Usos da terra que se mantêm entre esses dois limiaries preservam uma porção importante da biodiversidade (como as pastagens) e técnicas de restauração que mantenham a estrutura entre esses dois limiaries têm mais chances de proporcionar a recuperação da flora nativa. Esta constatação conduz à reflexão sobre as práticas correntes de restauração, baseadas no plantio de árvores em alta densidade. Ou se reduz esta densidade a valores semelhantes à densidade de árvores em cerrado *sensu stricto* ou se incorporam práticas de manejo adaptativo (desbaste ou queima prescrita) para evitar que a vegetação se transforme em floresta. Ao manter a estrutura savânica, o desafio passa a ser o controle de gramíneas invasoras, que poderiam ser eliminadas com o adensamento da vegetação. Porém, mesmo com o piso totalmente ocupado por braquiária, as pastagens estudadas guardavam grande semelhança com a vegetação de cerrado *sensu stricto* e, provavelmente, oferecem serviços ecossistêmicos semelhantes.

5. REFERÊNCIAS

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

ADDINSOFT. XLSTAT **Statistical Analysis Software**, versão 2010. Disponível em: <www.xlstat.com>

BATARY, P., et al. Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 146, p. 130-136, 2012.

BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, p. 261-267, 2008.

BEUCHLE R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116-127, 2015.

BOND, W. J.; KEELEY, Jon E. Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 20, n. 7, p. 387-394, 2005.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v.17, p. 925-951, 2008

CANFIELD, R. H. Application of the line interception method in sampling range vegetation. **Journal of Forestry**, v. 39, p. 388-394, 1941.

CARDOSO, E. et al. Mudanças fitofisionômicas no cerrado: 18 anos de sucessão ecológica na Estação Ecológica do Panga, Uberlândia – MG. **Caminhos da Geografia**, v. 10, p. 254-268, 2009.

CANFIELD, R. H.. Application of the line interception method in sampling range vegetation. **Journal of Forestry**, 39, p. 388-394, 1941.

COUTINHO, L. M. O conceito de cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v.1, p.17-24, 1978.

COUTINHO, L. M. Fire in the ecology of the Brazilian cerrado. **Fire in the tropical biota**. Springer Verlag, Berlin, 1990, p. 82-105.

CULLEN, L; LIMA, J. F.; BELTRAME, T. P. Agroforestry buffer zones and stepping stones: tools for the conservation of fragmented landscapes in the Brazilian Atlantic Forest. **Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscapes**. Island Press, Washington, 2004, p. 415-430.

DECOCQ, G. et al. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems. **Journal of Applied Ecology**, v.41, p.1065-1079, 2004.

DUNN, R. R. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and lepidoptera. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 215–224, 2004.

DURIGAN, G. et al. Fitossociologia e evolução da densidade da vegetação do cerrado, Assis-SP. **Boletim Técnico IF**, São Paulo, v. 41, p. 59-78, 1987.

DURIGAN, G. et al. A Flora Arbustivo-Arbórea do Médio Paranapanema: Base para a Restauração dos Ecossistemas Naturais. **Pesquisas em conservação e recuperação ambiental no Oeste Paulista: resultados da cooperação Brasil/Japão**. 1ed.São Paulo: Páginas e Letras, 2004, p. 199-239.

DURIGAN, G. et al. The vegetation of priority areas for cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 60, p. 217-241, 2003.

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

DURIGAN, G. et al. Seleção de fragmentos prioritários para a criação de unidades de conservação do Cerrado no estado de São Paulo. **Revista do Instituto Florestal**, v.18, p.23-37, 2006.

DURIGAN, G. Bases e Diretrizes para a restauração da vegetação de cerrado. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2008, p186-204.

DURIGAN, G.; ENGEL, V.L. Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir?. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 1ed.Viçosa: Editora UFV, v. 1, 2012, p. 41-68.

DURIGAN, G.; SILVEIRA, E.R. da; MELO, A. C. G. de . Retirada gradual de árvores exóticas plantadas para facilitar a regeneração da vegetação nativa do Cerrado. **Manejo adaptativo: primeiras experiências na restauração de ecossistemas**. 1ed.São Paulo: Páginas e Letras, v. 1, 2013, p. 27-30.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **Botanical Review**, v. 38, p. 201–341, 1972.

EWEL, J. J.; PUTZ, F. E. A place for alien species in ecosystem restoration. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, p. 354–360, 2004.

FRANCO, A. Biodiversidade de forma e função: implicações ecofisiológicas das estratégias de utilização de água e luz em plantas lenhosas do Cerrado. **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005, p. 179-196.

FERREIRA, M.C.; WALTER, B. M. T.; VIEIRA, D. L. M. **Topsoil translocation for Brazilian savanna restoration: propagation of herbs, shrubs, and trees**. *Restoration Ecology*, v. early, p. n/a-n/a, 2015.

FRASER, L. H. et al. Worldwide evidence of a unimodal relationship between productivity and plant species richness. **Science**, v. 349, p. 302-305, 2015.

GERSTNER, K. Effects of land use on plant diversity – A global meta-analysis. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, p. 1690–1700, 2014.

GOODLAND, R. A physiognomic analysis of the Cerrado vegetation of Central Brasil. **The Journal of Ecology**, p. 411-419, 1971.

GRIME, J.P. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. **Nature**, v. 242, p. 344–347. 1973.

HARRINGTON, J.A.; KATHOL, E. Responses of shrub midstory and herbaceous layers to managed grazing and fire in a North American Savanna (Oak Woodland) and Prairie Landscape. **Restoration Ecology**, v. 17, p. 234-244, 2009.

HARVEY, C. A.; TUCKER, N. I.; ESTRADA, A. Live fences, isolated trees, and windbreaks: tools for conserving biodiversity in fragmented tropical landscapes. **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. Island Press, Washington, DC, 2004, p.261-289.

HOBBS, R.J.; HARRIS, J.A. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, v.9, p. 239–246, 2001.

HOBBS, R. J.; HIGGS, E.; HARRIS, J. A. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 24, p. 599–605, 2009.

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

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of de Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, p. 707-713, 2005.

LANGEVELDE, F. et al. Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. **Ecology**, v. 84, p. 337-350, 2003.

LE STRADIC, S.; BUISSON, E.; FERNANDES, G. W. Restoration of Neotropical grasslands degraded by quarrying using hay transfer. **Applied vegetation science**, v. 17, p. 482-492, 2014a.

LE STRADIC, S. et al. The role of native woody species in the restoration of Campos Rupestres in quarries. **Applied Vegetation Science**, v.17, p.109-120, 2014b.

LEI 12.651/2012. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011/2014/2012/lei/l12651.htm. Acessado em <1 julho/2014>

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

MARIMON JUNIOR, B. H. ; HARIDASAN, M. Comparação da vegetação arbórea e características edáficas de um cerradão e um cerrado *sensu stricto* em áreas adjacentes sobre solo distrófico no leste de Mato Grosso, Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, v. 19, p. 913-926, 2005.

MELO, A. C. G. de; MIRANDA, D.L.C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, v. 31, p. 321-328, 2007.

MENDONÇA, R. C. et al. Flora Vascular do Cerrado. **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina, Embrapa, 2008, p. 289-556.

MIRANDA, H. S. Fires in the cerrado, the Brazilian savanna. **Tropical Fire Ecology**. Springer Berlin Heidelberg, p. 427-450, 2009.

MODNA, D.; DURIGAN, G.; VITAL, M. V. C. *Pinus elliottii* Engelm como facilitadora da regeneração natural da mata ciliar em região de Cerrado, Assis, SP, Brasil. **Scientia Forestalis**, v. 85, p. 73–83, 2010.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1974. 547 p.

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

OVERBECK, G. E. et al. Restoration ecology in Brazil—time to step out of the forest **Natureza e Conservação-Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 11, p. 92–95, 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, p. 67-74, 2013.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 173-200, 2008.

PINHEIRO, E. da S; DURIGAN, G. Spatial and temporal dynamics (1962-2006) of Cerrado vegetation types in a protected area, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 32, p. 441-454, 2009.

PINHEIRO, M. H. O.; AZEVEDO, T. S.; MONTEIRO, R. Spatial-temporal distribution of fire-protected savanna physiognomies in Southeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 82, p. 379-395, 2010.

PINHEIRO, E. da S.; DURIGAN, G. Diferenças florísticas e estruturais entre fitofisionomias do Cerrado em Assis, SP, Brasil. **Revista Árvore**, v. 36, p. 181-193, 2012.

REY-BENAYAS, J. M. R. et al. Abandonment of agricultural land: an overview of drivers and consequences. **Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources**, v. 2, p. 1-14, 2007.

REY-BENAYAS, J. M. R. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, p. 1121–1124, 2009.

ROSSATTO, D. R.; TONIATO, M. T. Z.; DURIGAN, G. Flora fanerogâmica não-arbórea do cerrado na Estação Ecológica de Assis, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, p. 409-424, 2008.

SCHULZE, C. H. et al. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. **Ecological Applications**, v.14, p. 1321–1333, 2004.

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: **BioScience**, v. 52, 225-234, 2002.

SILVA, R. R. P. et al. Direct seeding of Brazilian savanna trees: effects of plant cover and fertilization on seedling establishment and growth. **Restoration Ecology**, v. 23, p. 393–401, 2015.

VALLAURINI, D.R.; ARONSON, J.; BARBERO, M. An analysis of Forest Restoration 120 years after reforestation on Bandlands in the Southwestern Alps. **Restoration Ecology**, v.10, p.16–26, 2002.

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

WORTLEY, L.; HERO, J. M.; HOWES, M. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 537-543, 2013.

CAPÍTULO II

RESPOSTAS DA BIODIVERSIDADE A USOS DA TERRA E TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO: COMUNIDADES DE FORMIGAS NO CERRADO BRASILEIRO

1. INTRODUÇÃO

Mudança do uso da terra é a principal causa do declínio da biodiversidade global (Vitousek et al., 1997) e deverá ter impacto contínuo globalmente ao longo de todo o século XXI (Sala et al., 2000). Embora as áreas protegidas desempenhem sempre papel fundamental em preservar a biodiversidade, alguns sistemas de uso da terra, tais como agroflorestas, silvicultura de espécies exóticas e extração seletiva de madeira contêm porções significativas do conjunto de espécies nativas regionais (Schulze et al., 2004; Dunn, 2004; Barlow et al., 2007; Bhagwat et al., 2008). Por isso, tais paisagens modificadas pelo ser humano são cada vez mais reconhecidas como fundamentais para a conservação (Gardner, 2009; Chazdon et al., 2009; Anand et al., 2010). Há interesse global na adoção de práticas de uso da terra que mantenham altos níveis de biodiversidade e também na restauração de terras degradadas que anteriormente tinham biodiversidade elevada (Harvey et al., 2008).

Altas perdas de biodiversidade ocorrem normalmente quando os sistemas de uso da terra envolvem marcada simplificação da estrutura da vegetação ou entrada de insumos nos ecossistemas, como a aplicação de fertilizantes e pesticidas (Perfecto et al., 1997; Tscharntke et al., 2005; Henle et al., 2008; Kone et al., 2014). Nessas situações, intervenções para restauração têm potencial para reverter a degradação da terra e promover a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos a ela associados (Chazdon., 2008; Rey-Benayas et al., 2009). No entanto, embora a restauração ecológica seja considerada uma prioridade global para o futuro da biodiversidade (Dobson et al., 1997; Aronson e Alexander, 2013), os desafios em integrar a ciência, a prática e as políticas públicas conservacionistas ainda precisam ser superados (Hobbs e Harris, 2001). Há necessidade imediata de se compreenderem os impactos sobre a biodiversidade em diferentes sistemas de uso da terra, bem como a eficácia das diferentes técnicas de restauração (Suding, 2011).

O Cerrado brasileiro é um *hotspot* de biodiversidade global (Myers et al., 2000), e vem passando por rápida transformação devido à expansão da fronteira agrícola e modernização da pecuária. Nas últimas quatro décadas, cerca de metade da área total de 2.000.000 km² que era ocupada pelo cerrado há meio século foi convertida em pastagem, agricultura e silvicultura (Klink e Machado, 2005; Beuchle et al., 2015). Outra mudança com reflexos importantes sobre a conservação da biodiversidade do Cerrado ocorreu nas décadas mais recentes, com pastagens sendo substituídas pelo cultivo de soja (o

produto de maior exportação do Brasil) e, mais recentemente, pela cana-de-açúcar para produção de etanol (Fearnside, 2001; Goldemberg et al., 2008; Lapola et al., 2013). A atual legislação ambiental brasileira determina que toda propriedade rural deve ter, pelo menos, 20% ocupados por vegetação nativa. As elevadas taxas de desmatamento nas últimas décadas resultaram em uma demanda igualmente alta de restauração de ecossistemas do Cerrado para atender à legislação, particularmente ao longo dos corpos d'água. O Cerrado é, portanto, de importância global para se investigarem os impactos dos diferentes sistemas de uso da terra sobre a biodiversidade e também a eficácia de diferentes estratégias de restauração (Durigan, 2008; Overbeck et al, 2013).

As formigas são um grupo faunístico ecologicamente dominante na maioria dos ecossistemas terrestres, onde participam de várias funções (Folgarait et al., 1998), sendo especialmente diversas e abundantes no Cerrado brasileiro (Campos et al., 2011). Além disso, as formigas têm sido amplamente utilizadas como bioindicadores em estudos de uso da terra (Hoffmann e Andersen, 2003; Andersen e Majer, 2004), incluindo a avaliação da saúde de ecossistemas em restauração (Majer, 1983; Andersen e Sparling, 1997).

Neste estudo utilizamos formigas como bioindicadores para examinar os efeitos de diferentes usos da terra e práticas de restauração sobre a biodiversidade do Cerrado. Nós examinamos a diversidade taxonômica e funcional de formigas a fim de identificar os grupos funcionais que são particularmente sensíveis às perturbações. Adicionalmente, investigamos em que medida a composição de espécies das comunidades de formigas e sua diversidade funcional podem ser explicadas pelos atributos da vegetação. O estudo foi conduzido em busca de resposta para três questões. Em primeiro lugar, como é a diversidade e a composição da comunidade de formigas comparada entre os quatro usos da terra dominantes: agricultura, pecuária, silvicultura e conservação? Em segundo lugar, quão eficazes são as diferentes práticas visando à recuperação da biodiversidade de formigas em terras anteriormente utilizadas para a produção? Em terceiro lugar, em que medida pode a diversidade taxonômica e funcional ser prevista por atributos estruturais da comunidade vegetal?

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Locais de estudo

O estudo foi realizado nas áreas ocupadas por diferentes tipos de vegetação descritas no item Tratamentos (tipos de cobertura vegetal) compreendendo cinco parcelas 5 x 20 m (100 m²) representando cada um dos treze ambientes.

2.2. Amostragem das formigas

As formigas foram amostradas utilizando três *pitfalls* (14 cm de diâmetro) em cada parcela, com espaçamento de 5 m. As armadilhas foram enterradas no nível do solo, parcialmente preenchidas com solução de formaldeído 4%, e permaneceram no campo por sete dias no mês de março de 2012, final da estação chuvosa. As formigas coletadas foram identificadas em nível de gênero seguindo Bolton et al. (1994), sendo separadas em morfoespécies e, sempre que possível, identificadas por comparação com exemplares de identidade conhecida na coleção existente no Laboratório de Ecologia de insetos sociais na Universidade Federal de Uberlândia (MG), Brasil. Espécimes que não puderam ser nomeados receberam códigos de identificação. As espécies foram classificadas em grupos funcionais segundo Andersen (1995, 1997) em: Dolichoderinae Dominantes (espécie de *Dorymyrmex* e *Forelius*), Subordinadas Camponotini (espécies de *Camponotus*), Especialistas de Clima Tropical (principalmente *Attini* e *Wasmmania auropunctata*), Especialistas de Clima Quente (espécies de *Pogonomyrmex*), Espécies Crípticas (principalmente espécies de *Solenopsis* *Diplorhoptrum* subgênero e *Hypoponera*), Oportunistas (espécies de *Brachymyrmex*, *Ectatomma*, *Nylanderia* e *Gnamptogenys*), Myrmicinae Generalistas (espécie de *Pheidole* e *Crematogaster*) e Predadoras Especialistas (espécie de *Odontomachus*, *Pachycondyla* e *Neoponera*).

2.3. Atributos da vegetação

A caracterização da comunidade vegetal foi detalhadamente descrita no capítulo 1 desta tese. Em cada parcela, os seguintes atributos da vegetação foram utilizados como variáveis ambientais para relacionar com variação de comunidades de formigas: densidade de plantas maiores que 50 centímetros de altura pertencentes a duas classes de tamanho: diâmetro à altura do peito (DAP) < 5 cm (incluindo espécies lenhosas e herbáceas) e DAP > 5 cm (apenas espécies lenhosas); área basal, com base em medições de

todas as plantas com DAP > 5 cm; riqueza de espécies de plantas lenhosas; riqueza de plantas herbáceas; cobertura de gramíneas, utilizando o método de interceptação da linha (Canfield, 1941). Além das plantas vivas amostradas, quantificamos a biomassa de serapilheira, avaliada por meio da coleta de três amostras dentro de cada parcela, coletadas com gabarito de 0,25 m² por parcela, que foram secas em estufa antes da pesagem. Quantificamos a cobertura de gramíneas pela sua projeção ao longo de uma linha central de 20 m de comprimento em cada parcela.

2.4. Análise dos dados

Em função da replicação espacial limitada de determinados usos da terra, houve aglomeração espacial inevitável de parcelas dentro de alguns tratamentos (Figura 4). No entanto, todos os tratamentos de uso da terra foram intercalados com os demais e o teste de Mantel usando correlação de Spearman mostrou que as características das comunidades de formigas presentes nas parcelas foram apenas fracamente correlacionadas com a distância entre elas: $r = 0,12$ para o número de indivíduos, $r = 0,21$ para a riqueza de espécies de formigas, e $r = 0,043-0,12$ para as abundâncias de cada um dos grupos funcionais. Da mesma forma, houve correlações fracas entre distâncias das parcelas e a composição de espécies ($r = 0,18$) e grupos funcionais ($r = 0,18$), calculadas pela dissimilaridade de Bray-Curtis. Todas estas análises foram realizadas utilizando Xlstat (Addinsoft, 2010). Consideramos, portanto, que as parcelas dentro de um tratamento foram repetições independentes, adequadas para análise estatística sem sofrer efeitos de autocorrelação espacial.

Para cada parcela e tratamento calculamos, para a comunidade de formigas, riqueza observada (Sobs), riqueza estimada calculada pelo Chao-1 (Sest) (Gotelli e Colwell, 2011), usando o software Past (Hammer et al., 2001). Comparamos a média do número de indivíduos, a riqueza observada e a riqueza estimada usando ANOVA de um fator, seguida pelo teste post-hoc de Tukey. A variável número de indivíduos foi log-transformada antes da análise para atender o pressuposto da normalidade e a normalidade dos resíduos foi verificada pelo teste de Shapiro-Wilk. ANOVA, teste de Tukey e teste de Shapiro-Wilk foram todos realizados utilizando o programa Xlstat (Addinsoft, 2010).

Usamos Permanova - Análise de variância permutacional multivariada (Anderson, 2001), com 9999 permutações para testar a variação da composição de espécies de formigas e de grupos funcionais entre os tratamentos, com base na

similaridade de Bray-Curtis, utilizando dados de abundância absoluta das espécies e de abundância relativa para grupos funcionais, que são os procedimentos usuais para estas análises (Hoffmann e Andersen 2003). Todos os dados foram transformados (raiz quadrada) para diminuir a influência de espécies ou grupos funcionais muito abundantes. NMDS e Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) foram utilizadas para a visualização de padrões gerais da distribuição dos dados, como sugerido por Anderson e Willis (2003). CAP é uma ordenação que maximiza as diferenças entre os grupos *a priori* e permite a sobreposição de variáveis correlacionadas como vetores (Anderson e Willis, 2003). As abundâncias relativas de cada grupo funcional na ordenação foram visualizadas por gráficos de bolha em que círculos foram sobrepostos em cada ponto resultante da CAP e o tamanho do círculo foi proporcional à abundância de cada grupo funcional naquela parcela. Estas análises foram realizadas usando o programa Primer v. 6 + Permanova.

As relações entre as variáveis ambientais e número de indivíduos, riqueza total, riqueza estimada e abundância percentual de cada grupo funcional foi examinada usando Regressão Linear Múltipla. Utilizamos análise de correlações de Pearson para verificar se havia colinearidade entre as variáveis. Os resultados dos modelos de regressão foram avaliados por meio de Critério de Informação de Akaike (AIC) e o modelo com o menor valor de AIC foi selecionado. Análises de regressão foram realizadas utilizando Xlstat (Addinsoft, 2010).

3. RESULTADOS

No total, 14.035 indivíduos e 131 espécies de formigas, pertencentes a 36 gêneros, foram coletadas (Apêndice 3). O gênero com maior riqueza foi *Pheidole*, com 25 espécies, seguido por *Trachymyrmex* (11), *Camponotus* (10), *Hypoponera* (8) e *Solenopsis* (8). As espécies mais comuns foram *Pheidole* sp. 14 (27,8% do total), *Wasmannia auropunctata* (9,7%), *Dorymyrmex* sp. 2 (9,5%), *Atta* sp.1 (7,6%) e *Pheidole diligens* (5%). O grupo funcional mais comum foi Myrmicinae Generalistas, que representou 42% de todas as formigas, seguido por Especialistas de Clima Tropical (22%), Dolichoderinae Dominantes (13%) e Oportunistas (11%). Especialistas de Clima Quente foram representados por apenas dois indivíduos de uma espécie e, assim, este grupo não foi incluído na análise dos grupos funcionais.

Os resultados da ANOVA revelaram variação significativa entre usos da terra e tratamentos de restauração nos seguintes atributos da comunidade de formigas: número total de indivíduos ($F = 6,3$; $p < 0,0001$) (Figura 22), riqueza observada ($F = 5,9$; $p < 0,0001$) e riqueza estimada ($F = 4,1$; $p = 0,0001$) (Figura 23). Entre os tratamentos de uso da terra, a riqueza média (Chao1-estimada) foi 14 no plantio de pinus, 18 no eucalipto, 21 na pastagem com gado, 24 no pinus antigo e 29 e 22 no cerrado *sensu stricto* e Cerradão, respectivamente. Dois anos após abandono, a riqueza de espécies de formigas por parcela na área de agricultura abandonada foi, em média, de 20 espécies, enquanto que 8 espécies foram registradas na cana-de-açúcar. Entre os tratamentos de restauração, a riqueza foi, em ordem crescente, de 14 espécies na restauração 2, 25 na restauração 10, 25 na pastagem abandonada, 28 na restauração ingá, e 30 na restauração angico.

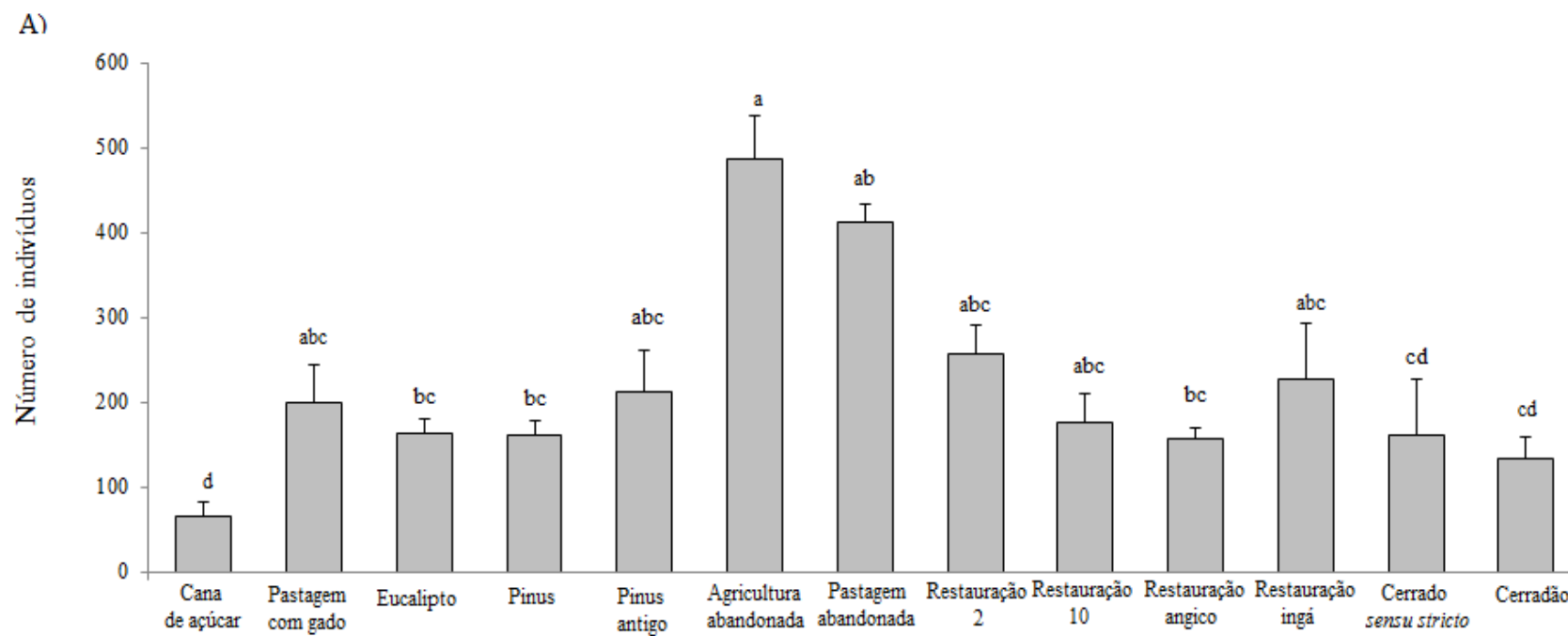


Figura 22. Média ($\pm$ SE) do número de indivíduos encontrados em cada uso da terra e nos diferentes tratamentos de restauração e ecossistemas de referência. Barras seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

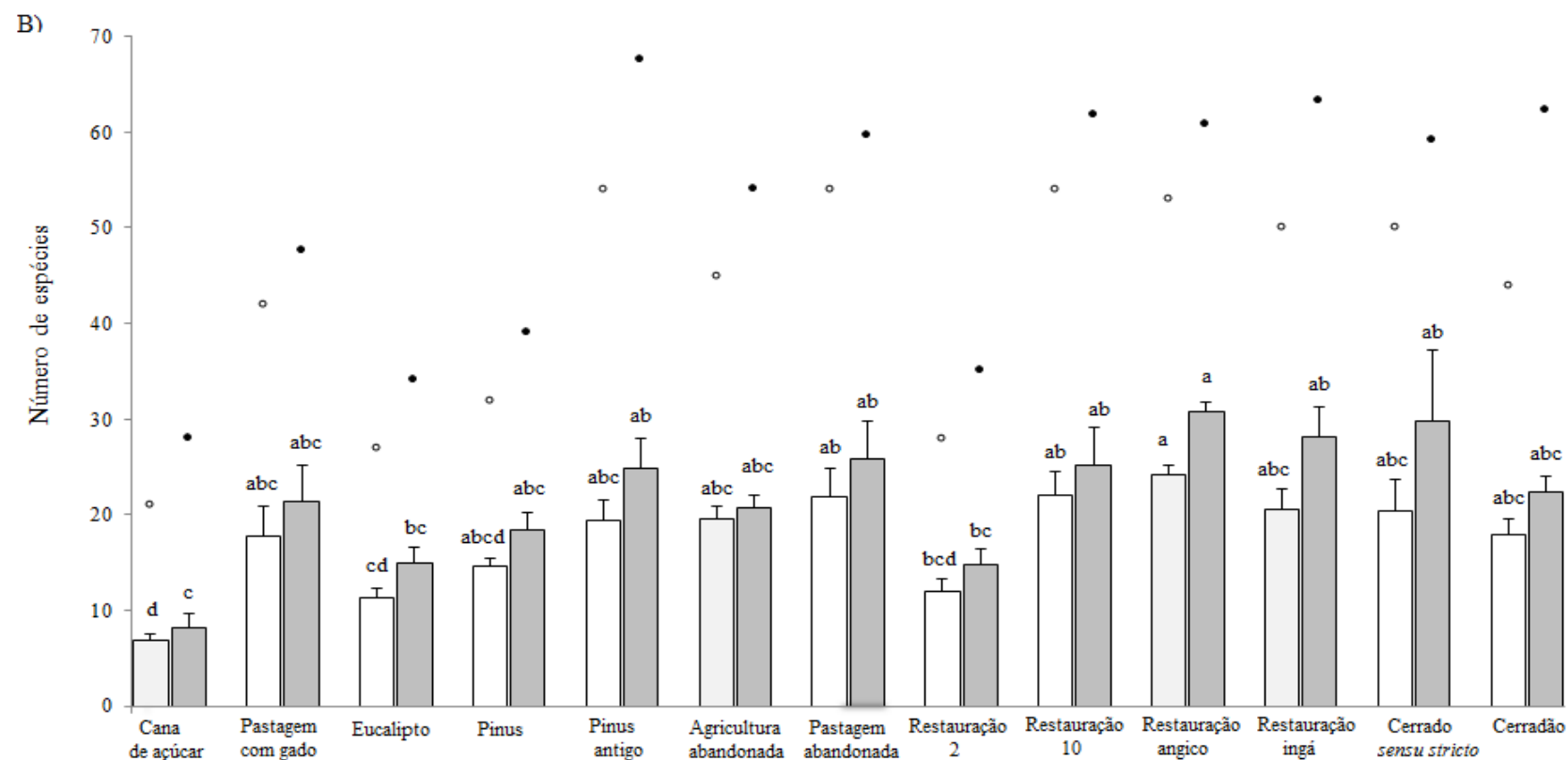


Figura 23. Média ($\pm$ SE) (barras) e total (círculo) da riqueza observada (branco) e estimada (cinza) encontrada em cada uso da terra, tratamento de restauração e ecossistemas de referência. Barras da mesma coloração seguidas pela mesma letra não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$).

Resultados da regressão múltipla mostraram que o número de formigas foi melhor explicado por uma combinação de cobertura de gramíneas e riqueza de plantas herbáceas. A riqueza de espécies de formigas (observada e estimada) foi melhor explicada pela combinação de área basal, cobertura de gramíneas, riqueza de plantas herbáceas e riqueza de plantas lenhosas (Tabela 1).

Tabela 1. Melhores modelos de relações entre as variáveis ambientais e número de indivíduos (N), riqueza observada (S_{obs}), a riqueza estimada (S_{est}) e a abundância percentual de cada grupo funcional baseado na Regressão Linear Múltipla (AIC). Em cada caso é indicado se a relação é positiva (+) ou negativa (-).

Variáveis resposta	Variáveis incluídas nos melhores modelos	R ²	AIC	P
N	cobertura de gramíneas (+); riqueza de plantas herbáceas (+)	0,19	-165,1	0,001
S_{obs}	área basal (+); cobertura de gramíneas (+); riqueza de espécies herbáceas (+); riqueza de espécies lenhosas (+)	0,33	223,8	< 0,0001
S_{est}	área basal (+); cobertura de gramíneas (+); riqueza de espécies herbáceas (+); riqueza de espécies lenhosas (+)	0,29	274,1	< 0,0001
Dolichoderinae Dominantes	área basal (-); cobertura de gramíneas (+); riqueza de espécies herbáceas (+); riqueza de espécies lenhosas (-)	0,46	65,03	< 0,0001
Subordinadas Camponotini	biomassa de serapilheira (-); riqueza de espécies lenhosas (+); densidade de plantas (DAP ≥ 5 cm) (-)	0,25	-24,8	0,001
Especialistas de Clima Tropical	área basal (-); cobertura de gramíneas (+); densidade de plantas (DAP ≥ 5 cm) (+)	0,22	70,95	0,001
Espécies Crípticas	área basal (+)	0,13	34,4	0,003
Oportunistas	densidade de plantas (DAP ≥ 5 cm) (-)	0,13	43,0	0,003
Myrmicinae Generalistas	área basal (+); cobertura de gramíneas (-)	0,23	60,2	< 0,0001
Predadoras Especialistas	área basal (+); biomassa de serapilheira (+); riqueza de espécies lenhosas (+)	0,42	6,5	< 0,0001

A composição de espécies de formigas variou significativamente entre os tratamentos (Permanova, $F = 3,41$; $P = 0,0001$) (Figura 24A). Houve um gradiente geral de estrutura do hábitat ao longo do primeiro eixo da NMDS, seguindo a sequência de cana, pastagens, cerrado *sensu stricto*, plantações florestais e cerradão. Resultados da Permanova mostraram diferenças significativas na composição de espécies entre todos os pares de tratamentos, exceto: pasto com gado e cerrado *sensu stricto* ($F = 1,25$; $P = 0,053$), plantios de eucalipto e pinus ($F = 1,18$; $p = 0,19$), pinus antigo e cerrado *sensu stricto* ($F =$

1,16; $P = 0,1$) e pinus antigo e cerradão ($F = 1,16$; $P = 0,07$) (Apêndice 4). A composição dos grupos funcionais também variou significativamente entre os tratamentos (Permanova: $F = 5.12$, $P = 0,0001$). Para grupos funcionais houve um gradiente similar variando de habitats mais abertos para mais os fechados, mas a separação não foi tão clara como para a composição de espécies (Figura 24B; Apêndice 5).

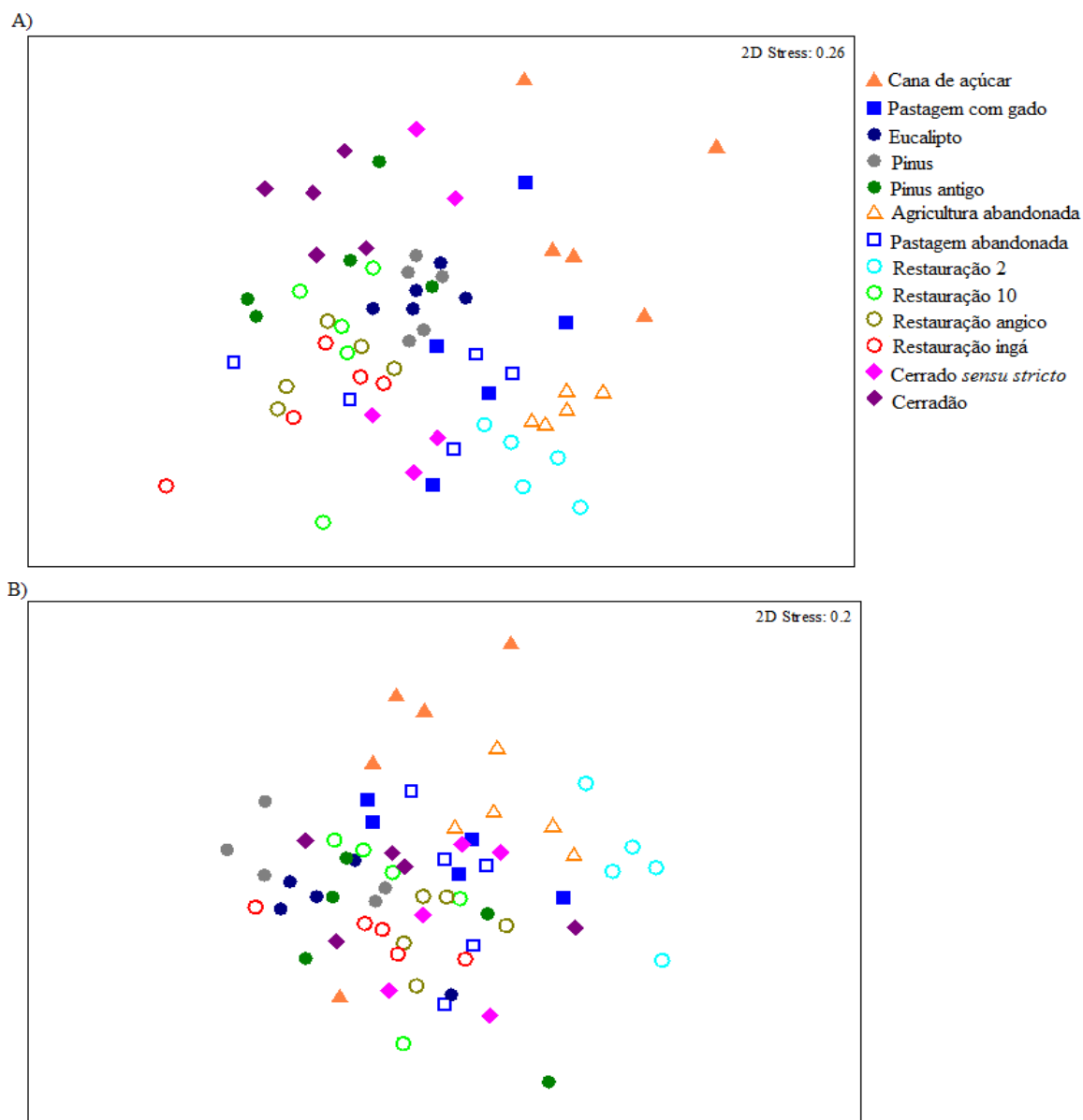


Figura 24. Análise de ordenação multidimensional não-métrica (NMDS) das parcelas baseada na composição de espécies (A) e de grupos funcionais (B).

Em concordância com os resultados da Permanova, CAP mostrou forte separação dos tratamentos em ambos os eixos para a composição das espécies (CAP1 = 0,97 e CAP2 = 0,94) e para os grupos funcionais (CAP1 = 0,85 e CAP2 = 0,78). Em ambos

os casos, houve clara separação entre os ambientes muito abertos (agricultura abandonada, cana-de-açúcar e restauração 2) e outros ambientes, com associações significativas com a área basal, riqueza de plantas lenhosas, densidade de plantas ($DAP \geq 5$ cm) e a biomassa da serapilheira (Figuras 25A, 26A). Algumas espécies (Figura 26B) e grupos funcionais (Figuras 26B, Figura 27), particularmente *Dorymyrmex* sp. 2, *Atta* spp. 1 e Dolichoderinae Dominantes (Figura 27A), foram fortemente associados com os locais abertos. Em contraste, os grupos de Espécies Crípticas, Myrmicinae Generalistas e Predadoras Especialistas foram mais abundantes em locais fechados, todos associados positivamente com a área basal (Figura 27D, F e G; Tabela 1). A abundância de Especialistas de Clima Tropical foi positivamente correlacionada com a densidade de plantas (Figura 27C), ao passo que essa relação foi negativa para a abundância de Oportunistas (Figura 27E; Tabela 1). A abundância de Subordinadas Camponotini foi positivamente associada com a riqueza de plantas lenhosas e negativamente com densidade de plantas (Figura 27B; Tabela 1).

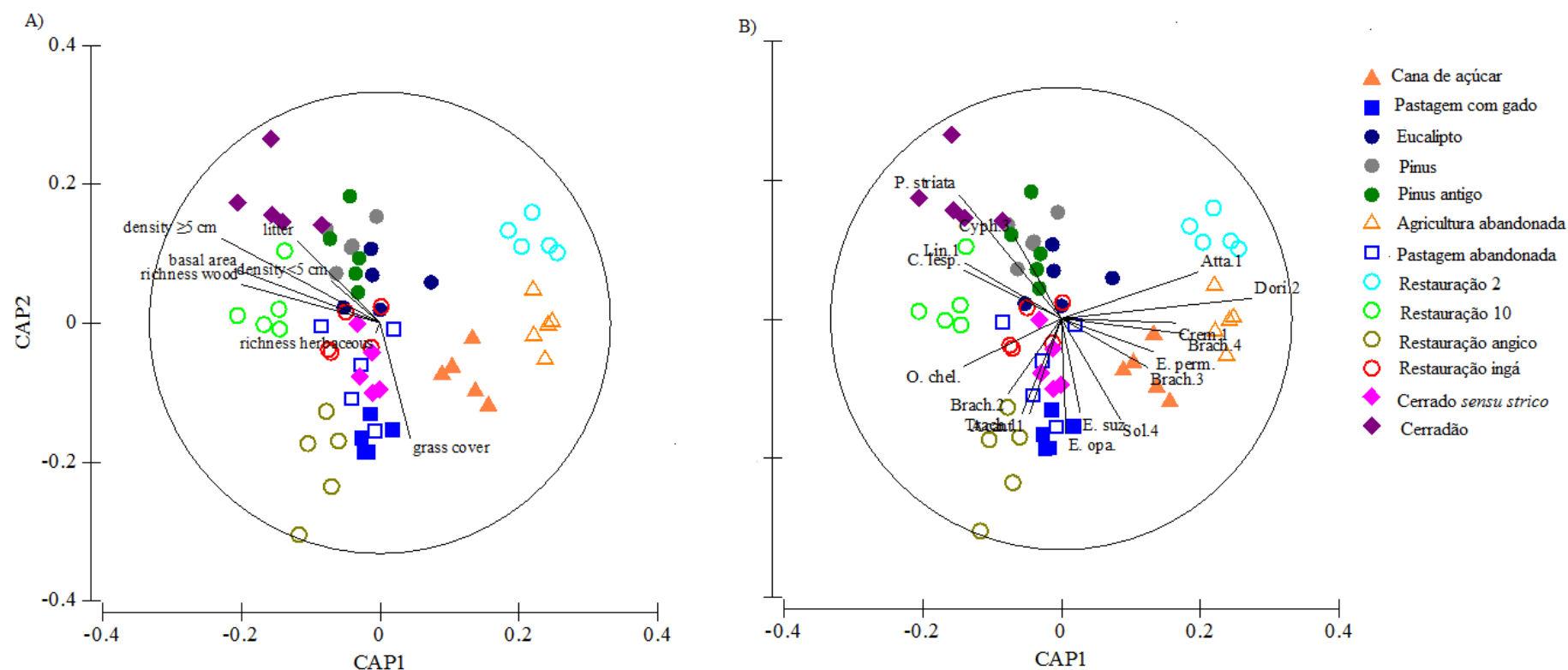


Figura 25. Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) com base na similaridade de Bray-Curtis para a composição de espécies (A e B). As variáveis ambientais (A), espécies (B) foram sobrepostas como vetores usando a correlação de Spearman, com o comprimento do vetor proporcional ao grau de correlação. Para as espécies, apenas correlações $> 0,4$ foram consideradas. Acant.1 = *Acanthoponera* sp. 1; Atta.1 = *Atta* sp. 1; Brach.2 = *Brachymyrmex* sp. 2; Brach.3 = *Brachymyrmex* sp. 3; Brach.4 = *Brachymyrmex* sp. 4; C. lesp. = *Camponotus lespesi*; Crem.1 = *Crematogaster* sp. 1; Cyph.3 = *Cyphomyrmex* sp. 3; Dori.2 = *Dorimyrmex* sp. 2; E.opa. = *Ectatomma opaciventre*; E.perm. = *Ectatomma permagnum*; E.suz. = *Ectatomma suzanae*; Lin.01 = *Linepithema* sp. 1; O.chel. = *Odontomachus chelifer*; P.striata = *Pachycondyla striata*; Sol.4 = *Solenopsis* sp. 4; Trachy.11 = *Trachymyrmex* sp. 11.

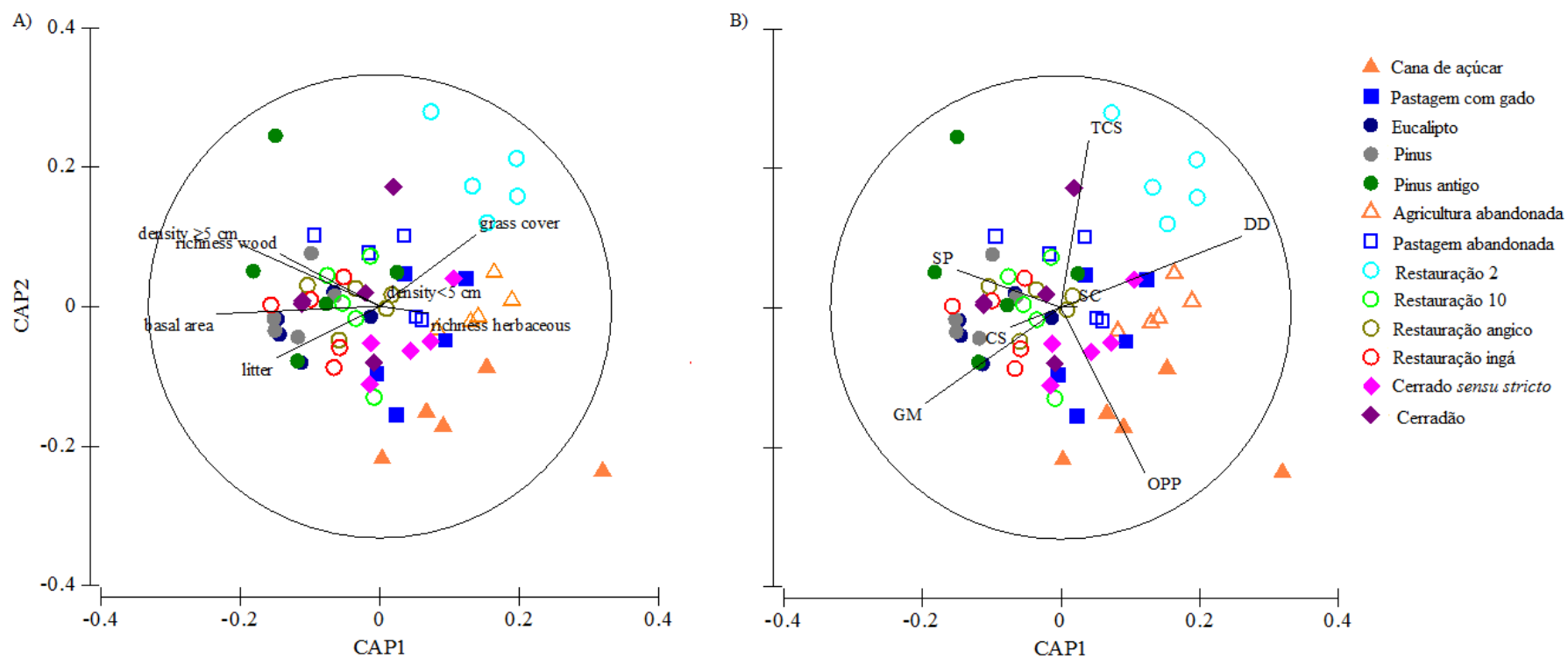


Figura 26. Análise Canônica de Coordenadas Principais (CAP) com base na similaridade de Bray-Curtis para a composição de grupos funcionais (A e B). As variáveis ambientais (A) e grupos funcionais (D) foram sobrepostas como vetores usando a correlação de Spearman, com o comprimento do vetor proporcional ao grau de correlação. DD - Dolichoderinae Dominantes; SC - Subordinadas Camponotini; TCS - Especialistas de Clima Tropical; CS - Espécies Crípticas; OPP - Oportunistas; GM - Myrmicinae Generalistas e SP - Predadoras Especialistas.

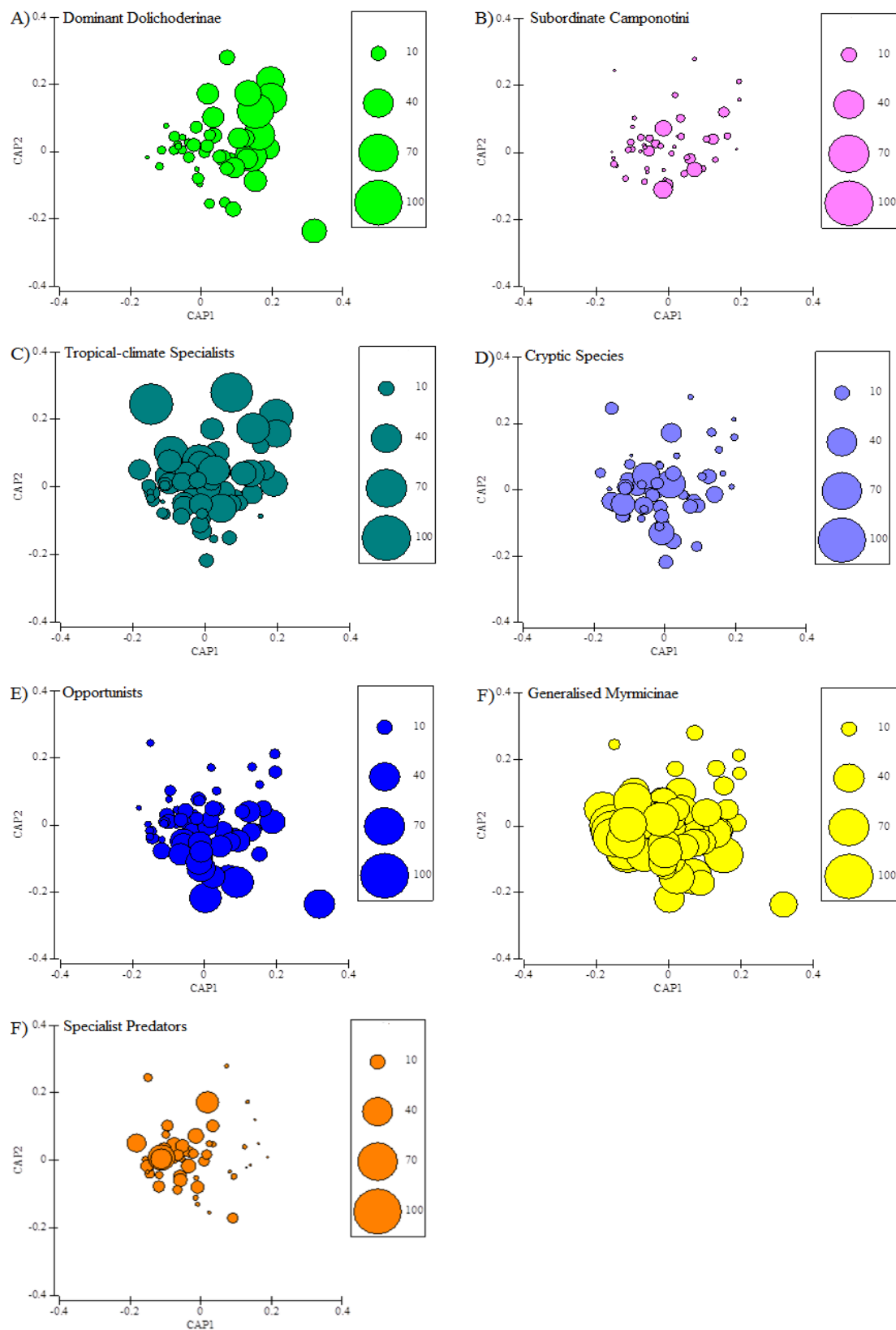


Figura 27. Gráfico de bolhas dos grupos funcionais sobrepostos em cada ponto resultante da CAP. O tamanho do círculo representa a abundância percentual de cada grupo funcional em cada parcela.

4. DISCUSSÃO

A mudança no uso da terra tem sido apontada como a principal causa de perda de biodiversidade em todo o mundo. Porém, como os usos variam de acordo com uma série de fatores, nós investigamos como a biodiversidade responde a diferentes usos da terra e também como podemos restaurar a biodiversidade do cerrado, uma das regiões mais ameaçadas no globo.

Riqueza e composição de formigas nos diferentes usos da terra

Apesar das pequenas diferenças na riqueza de espécies, a composição taxonômica e funcional das comunidades de formigas foi diferente nos diferentes usos da terra. As comunidades de formigas em áreas de silvicultura são taxonomicamente e funcionalmente distintas das comunidades existentes em áreas de agricultura e das pastagens, com aumento das Myrmicinae Generalistas, Espécies Crípticas e Predadoras Especialistas. A comunidade de formigas nas pastagens com gado se posiciona entre a agricultura e a silvicultura tanto taxonomicamente ou funcionalmente. Apesar das cinco parcelas de pastagem serem espacialmente muito próximas, a composição taxonômica diferiu consideravelmente entre elas, sendo a diferença, por vezes, tão grande quanto entre a agricultura abandonada e o cerradão. Funcionalmente, no entanto, parcelas de pastagem, com ou sem gado, são muito semelhantes, indicando redundância elevada, ambas diferindo dos outros tratamentos pela presença de espécies Subordinadas Camponotini. Redundância ocorre também sob cana-de-açúcar, com a variação taxonômica e funcional baixas entre os locais amostrados (baixa diversidade beta), todos caracterizados por espécies Oportunistas.

O uso agrícola do solo, assim como observado na cana-de-açúcar e em outros estudos (Pacheco et al., 2013; Kone et al., 2014), resulta em baixo número de espécies de formigas e, mesmo após dois anos de abandono (agricultura abandonada), as diferenças na composição de espécies e na composição funcional ainda persistem quando comparadas com os ecossistemas de referência. O preparo de solo e a fertilização alteram frequentemente não só a comunidade de plantas, mas também o solo, que é importante componente do hábitat para as formigas, especialmente as que nidificam sob a superfície (Vasconcelos e Vilhena, 2006). Os plantios de pinus e eucalipto mostraram o mesmo padrão, sendo diferentes dos ecossistemas de referência, embora essas diferenças sejam menos acentuadas do que as observadas para agricultura. A silvicultura

resulta em ecossistemas simplificados e com dossel fechado, com baixa diversidade de plantas, mas as práticas florestais adotadas não incluem fertilização ou revolvimento do solo, mantendo-o intacto, exceto pelas covas onde as mudas de árvores foram plantadas. Por outro lado, pastagem com gado e plantação de pinus antigo podem conter riqueza semelhante à referência cerrado *sensu stricto*. Estes dois usos da terra não sofreram intervenções no solo ou herbicidas e inseticidas por um tempo muito longo e preservam porção considerável da diversidade de plantas do cerrado. Além disso, a estrutura da vegetação da pastagem - com árvores esparsas – assemelha-se ao cerrado *sensu stricto*. No plantio de pinus antigo, as operações de desbaste reduziram a densidade de árvores plantadas para quase 1/10 do inicial, tornando a disponibilidade de luz neste sistema intermediária entre o cerrado *sensu stricto* e a densa vegetação do cerradão (Abreu et al., 2011). Assim, tanto a riqueza de formigas como a composição de espécies no plantio de pinus antigo não diferem de nenhum dos dois ecossistemas de referência.

Riqueza e composição de formigas em diferentes ecossistemas em restauração

Recentes estudos baseados em análises amplas de ações de restauração têm demonstrado que as intervenções, em geral, podem melhorar a condição degradada, mas indicam as limitações dos projetos em recuperar a biodiversidade dos ecossistemas naturais (Rey-Benayas et al., 2009; Suding, 2011; Maron et al., 2012). Os resultados deste estudo confirmam essas observações, ao mostrar que as comunidades de formigas nos ecossistemas naturais podem ser recuperadas apenas parcialmente. Com exceção da restauração 2, todas as tentativas de restauração tinham riqueza de espécies semelhantes às referências. Nenhum deles, no entanto, restaurou a composição original da fauna de formigas.

Recuperar o número de espécies de formigas (nível de riqueza) parece ser apenas uma questão de tempo, independentemente da técnica de restauração utilizada, se passiva ou ativa, plantio de uma única espécie ou plantios mistos. Todavia, a recuperação da composição da comunidade de formigas nativas no Cerrado por intervenções de restauração parece ser um processo lento (dois anos não são suficientes) e não é possível que seja plenamente alcançada por nenhuma das técnicas atualmente utilizadas. Algumas propriedades do ecossistema natural que são essenciais para algumas espécies de formigas podem ter sido irreversivelmente perdidas pelos diferentes usos da terra, de modo que as ações de restauração podem não ter sucesso na recuperação de todas

as espécies ou grupos funcionais anteriormente existentes. Além das eventuais limitações impostas pelo uso anterior da terra, os resultados deste estudo mostraram que faltam, na vegetação restaurada de cerrado, elementos essenciais dos ecossistemas naturais que podem ser cruciais para o restabelecimento da comunidade formigas. Gramíneas nativas, arbustos e ervas não retornam pelas práticas usuais de restauração baseadas no plantio de árvores (Pilon e Durigan, 2013; Correa et al., 2015). Além disso, na ausência de fogo, a alta densidade de árvores plantadas resulta em vegetação florestal, em vez de restabelecer estrutura de savana (Durigan e Ratter, 2006). Como a estrutura da vegetação tem forte efeito na determinação das comunidades de formigas (Hoffmann e Andersen, 2003; Vasconcelos et al., 2008; Pacheco e Vasconcelos, 2012), as limitações na restauração da estrutura da vegetação típica do cerrado reflete nas limitações para a recuperação da comunidade de formigas. Portanto, comunidades de formigas em vegetação de cerrado restaurado serão tão diferentes daquelas encontradas nos ecossistemas naturais quanto é diferente a estrutura da vegetação resultante de práticas de restauração atualmente utilizadas.

Relações entre as comunidades de formigas e os atributos das comunidades vegetais

A abundância média de formigas não segue nenhum padrão entre os usos da terra, ecossistemas em restauração ou ecossistemas de referência, estando relacionada positivamente apenas com a cobertura de gramíneas e riqueza de plantas herbáceas, que não são peculiares a nenhum dos três grupos de tratamentos – usos da terra, restauração ou referência. Na maioria dos casos, a abundância de uma espécie em particular dentro de uma parcela resultou em alto valor médio de densidade para determinado tratamento. Portanto, o uso da terra mais intenso – a cana-de-açúcar - não diferiu dos dois ecossistemas de referência, os três com as mais baixas abundâncias de formigas amostrados entre todos os tratamentos. Os dois sistemas de uso da terra – a pastagem e a agricultura abandonada – apresentaram as maiores abundâncias de formigas, mas não diferiram dos ecossistemas em restauração (exceto os tratamentos agricultura abandonada em comparação com a restauração angico). A abundância de formigas, portanto, não responde claramente às diferenças na frequência ou intensidade dos distúrbios e nem à estrutura dos ecossistemas.

A riqueza média também não apresentou padrão claro relacionado aos usos da terra, às técnicas de restauração ou aos tipos de ecossistema de

referência, com apenas o tratamento cana-de-açúcar sendo claramente inferior à maioria dos tratamentos, não diferindo das plantações florestais jovens de pinus e eucalipto e da restauração aos dois anos. No entanto, um padrão claro surge quando o número total de espécies para cada tratamento é considerado, em vez da média entre as parcelas. Então, tanto o total da riqueza observada como da riqueza estimada são superiores (cerca do dobro) nos tratamentos de restauração (exceto restauração 2) e sites de referência, se comparado com os usos da terra (exceto pinus antigo). A diversidade beta é, portanto, sempre mais elevada nesses ecossistemas mais estáveis, onde há muito tempo não há distúrbios, ou decorridos alguns anos após intervenções de restauração. Isso inclui indiferentemente os dois tipos de ecossistemas de referência e também os plantios florestais antigos, puros ou mistos.

A riqueza de formigas foi positivamente relacionada com a área basal, com a riqueza de espécies de plantas (herbáceas e lenhosas) e com a cobertura de gramíneas. A densidade total de plantas, que variou consideravelmente entre os tratamentos, não explicou a riqueza da comunidade de formigas. Isso significa que povoamentos puros ou mistos, com espécies nativas ou exóticas, com sub-bosque abundante ou escasso, resultam em riqueza de espécies de formigas igualmente elevada. A área basal parece ser melhor do que a densidade de plantas para representar as condições ambientais para as formigas como a água no solo, a disponibilidade de luz, o acúmulo de serapilheira, os nutrientes do solo e o microclima (Lebrija-Trejos et al., 2010). No entanto, a densidade do sub-bosque aparece como um fator adicional influenciando a composição taxonômica e funcional da comunidade de formigas. Formigas com hábitos mais especializados (Predadoras Especialistas, Espécies Crípticas e Especialistas de Clima Tropical) estão associadas a locais com alta densidade de plantas ($DAP \geq 5$ cm) ou área basal enquanto Dolichoderinae Dominantes e Oportunistas são comumente encontradas em ambientes mais abertos. Esse padrão tem sido verificado em outros estudos (Ottoneti et al., 2006; Hoffmann e Andersen, 2003, Andersen e Majer, 2004; Leal., 2012) e é explicado pelas diferentes exigências de estrutura do hábitat, microclima e disponibilidade de alimentos. Enquanto as espécies especialistas são sensíveis à perturbação devido à perda de recursos chaves no hábitat, os outros grupos são mais flexíveis (Andersen, 1995). Subordinadas Camponotini são raras em usos da terra sujeitos a maior perturbação, sendo um grupo comum em vegetação de cerrado bem preservado com densidade de árvores intermediária. Para este grupo, mesmo o cerradão – tipo de vegetação resultante do avanço do cerrado *sensu stricto* após a supressão do fogo e pastejo

– não é um hábitat adequado. A ausência do estrato herbáceo-arbustivo característico do cerrado *sensu stricto* pode ser crucial para as formigas do cerrado e isto poderia explicar a similaridade entre os ecossistemas em restauração com idade mais avançada e o cerradão, ambientes em que não existe um estrato herbáceo-arbustivo recobrando o solo.

Implicações do estudo para o uso da terra e gestão de restauração

Usos da terra de alta intensidade exercem maiores impactos sobre as formigas em comparação com usos da terra que mantêm, ainda que parcialmente, semelhança com a estrutura da vegetação natural (Vasconcelos, 2000; Dunn, 2004; Andersen et al., 2009). A partir dos usos da terra estudados, as pastagens, mesmo com gramíneas exóticas, mantiveram comunidades de formigas semelhantes ao cerrado *sensu stricto*. A criação extensiva de gado foi o uso da terra mais difundido em todo o Cerrado por cerca de 300 anos, sendo que até meados do século XX a composição e a estrutura da vegetação não haviam sido alteradas, nem sua capacidade de resistência, preservando, provavelmente, também a diversidade de formigas (Carvalho, 2014). Naquela época, as pastagens eram constituídas apenas por vegetação nativa de cerrado, queimada a cada dois anos para renovar as gramíneas (Dias, 2006). Nas últimas cinco décadas, no entanto, o cerrado foi rapidamente convertido em diferentes usos da terra, em uma taxa estimada em 0,6 a 1,2% por ano (Beuchle, 2015; Overbeck et al., no prelo). Atualmente, o fogo é raramente aplicado por causa de restrições legais e as pastagens são formadas por gramíneas africanas, com muito maior biomassa do que as gramíneas nativas, com apenas algumas árvores eventualmente mantidas para proporcionar sombra para o gado. O fato da pastagem abandonada conter maior biomassa de gramíneas em relação à pastagem com gado pode explicar a diferença na composição de formigas entre os tratamentos. A silvicultura é baseada em espécies de rápido crescimento (geralmente eucalipto e pinus), sendo precedida pelo desmatamento da vegetação do cerrado, seguido de aplicação de fertilizantes e calcário, além de herbicidas e inseticidas. Agricultura (soja, milho ou cana-de-açúcar) requer várias operações de "limpeza" da área para eliminar completamente a vegetação lenhosa nativa e impedir sua rebrota. Isso inclui revolver o solo muitas vezes antes do plantio e duas vezes por ano indefinidamente, além de grande adição de fertilizantes, calcário, herbicidas e pesticidas (fungicidas, inseticidas). Dos usos da terra mencionados, a tendência é a silvicultura e agricultura (soja e cana-de-açúcar) continuarem se expandindo sobre vegetação de cerrado remanescente e também sobre

pastagens antigas, uma vez que estes últimos são usos da terra menos rentáveis (Lapola, 2013). Do ponto de vista da conservação da biodiversidade, a substituição de pastagens pela agricultura é negativa, levando a perdas de espécies e mudanças na composição, como demonstrado para as formigas do cerrado neste estudo e por Frizzo e Vasconcelos (2013). Silvicultura, particularmente sob manejo em ciclos longos, está entre as práticas de uso da terra que mantêm mais altos níveis de biodiversidade, contribuindo potencialmente para a conservação (Barlow et al., 2007; Bockerhoff et al., 2008).

Apesar da rigorosa legislação ambiental no Brasil, que requer a proteção de vegetação nativa em pelo menos 20% de cada propriedade rural, mais da metade do bioma já foi convertido (Beuchle, 2015). No estado de São Paulo, há menos de 7% de cobertura original remanescente e, além da fragmentação, os remanescentes estão ameaçados por invasões biológicas e supressão do fogo, que terminam em uma mudança radical da vegetação savânica se convertendo em vegetação florestal (Durigan et al., 2007; Pinheiro e Durigan, 2009; Durigan e Ratter, no prelo).

Do ponto de vista das formigas, com base neste estudo, a quantidade de hábitat adequado foi rapidamente reduzida ou por conversão de terras ou pelo adensamento resultante da supressão de fogo. Teoricamente, a restauração ecológica poderia mitigar os impactos do uso da terra em áreas já convertidas. A enorme demanda por restauração, no entanto, enfrenta o igualmente grande desafio das limitações tecnológicas, uma vez que as técnicas atuais podem trazer de volta a cobertura de árvores, mas a recuperação dos habitats de savana vai muito além do plantio de árvores. Como observado neste estudo, nenhuma das técnicas de restauração analisadas (restauração passiva após agricultura, pastagem ou silvicultura, plantios de árvores puros ou mistos) resultará em comunidades de formigas semelhantes ao cerrado *sensu stricto*. Isso é provavelmente verdade para outros grupos de fauna, como é para as espécies de plantas (Correa et al., 2015 e no capítulo 1 deste estudo).

Além disso, a restauração do Cerrado tem seguido técnicas adotadas para a restauração da floresta tropical, que não inclui o manejo do fogo. Sem fogo, os ecossistemas submetidos à restauração seguem trajetória típica de floresta secundária, terminando em um dossel fechado e vegetação de alta biomassa – o cerradão, onde as formigas endêmicas de savana não se mantêm, como já observado na savana australiana (Andersen, 2006). A manutenção da biodiversidade do cerrado *sensu stricto* depende de práticas de manejo que mantenham o dossel aberto e que preservem o estrato herbáceo-arbustivo, seja por uso do fogo, como é feito em outras savanas, ou por

herbívoros, ou os dois combinados (Durigan e Ratter, 2006; Maravalhas e Vasconcelos, 2014). Considerando que diferentes fisionomias de Cerrado contêm diferentes composições de formigas (Pacheco e Vasconcelos, 2012), maior diversidade será encontrada em paisagens que mantenham diferentes habitats, formando o mosaico característico da extensa região do Cerrado. Nessa perspectiva, a preservação também de fragmentos de cerradão e outros tipos florestais pode maximizar a biodiversidade em larga escala.

5. REFERÊNCIAS

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

ADDINSOFT. XLSTAT **Statistical Analysis Software**, versão 2010. Disponível em: <www.xlstat.com>

ANAND, A. et al. Biodiversity conservation in human-dominated landscapes in the Western Ghats: remnant forest matter. **Biological Conservation**, v. 14, p. 2363-2374, 2010.

ANDERSEN, A. N. A classification of Australian ant communities, based on functional groups which parallel plant life-forms in relation to stress and disturbance. **Journal of Biogeography**, p. 15-29, 1995.

ANDERSEN, A. N.; SPARLING, G. P. Ants as indicators of restoration success: relationship with soil microbial biomass in the Australian seasonal tropics. **Restoration Ecology**, v. 5, p. 109-114, 1997.

ANDERSEN, A.N.; MAJER J.D. Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.2, p. 291-298, 2004.

ANDERSEN, A. N.; HERTOOG, T.; WOINARSKI, J. C. Z. Long-term fire exclusion and ant community structure in an Australian tropical savanna: congruence with vegetation succession. **Journal of Biogeography**, v. 33, p. 823-832, 2006.

ANDERSEN, A. N. et al. Ant community responses to experimental fire and logging in a eucalypt forest of south-eastern Australia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 188-197, 2009.

ANDERSON, M. J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, v. 26, p. 32-46, 2001.

ANDERSON, M. J.; WILLIS, T. J. Canonical analysis of principal coordinates: a useful method of constrained ordination for ecology. **Ecology**, v. 84, p. 511-525, 2003.

ARONSON, J.; ALEXANDER, S. Ecosystem Restoration is now a global priority: time to roll up our sleeves. **Restoration Ecology**, v. 21, p. 293-296, 2013.

BEUCHLE R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116-127, 2015.

BHAGWAT, S. A. et al. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity? **Trends in Ecology & Evolution**, v. 23, p. 261–267, 2008.

BARLOW, J. W. et al. The value of primary, secondary and plantation forests for fruit-feeding butterflies in the Brazilian Amazon. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, p. 1001–1012, 2007.

BROCKERHOFF, E. G. et al. Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodiversity and Conservation**, v.17,p. 925-951, 2008

BOLTON, B. **Identification guide to ant genera of the world**. Harvard University Press, Cambridge, 1994. 222p.

CAMPOS, R. I., et al. Multi-scale ant diversity in savanna woodlands: an inter-continental comparison. **Austral Ecology**, v. 36, p. 983-992, 2011.

CARVALHO, I. S. H. A “pecuária gerozeira” e a conservação da biodiversidade no cerrado do Norte de Minas. **Sustentabilidade em Debate**, v. 5, p. 19-36, 2014.

CHAZDON, R. L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. **Science**, v. 320, p. 1458–1460, 2008.

CHAZDON, R. L. *et al.* Beyond reserves: a research agenda for conserving biodiversity in human-modified tropical landscapes. **Biotropica**, v. 4, p. 142-153, 2009.

CORRÊA, R. S. et al. Floristic woody composition of revegetated mining sites in the Brazilian Federal District. **Bioscience Journal**, v. 31, p. 908-922, 2015.

DIAS, B. F. S. Degradação Ambiental: Os Impactos do Fogo sobre a Biodiversidade do Cerrado. Dimensões Humanas da Biodiversidade: O desafio de novas relações homem-natureza no século XXI. Editora Vozes, Petrópolis, 2006, p. 187-213.

DOBSON, A. P. et al. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, v. 277, p. 515-522, 1997.

DUNN, R. R. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and lepidoptera. **Forest Ecology and Management**, v. 191, p. 215-224, 2004.

DURIGAN, G. et al. The vegetation of priority areas for cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 60, p. 217-241, 2003.

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

DURIGAN, G., SIQUEIRA, M. F. D.; FRANCO, G. A. D. C. Threats to the Cerrado remnants of the state of São Paulo, Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, p.355-363, 2007.

DURIGAN, G. Bases e Diretrizes para a restauração da vegetação de cerrado. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL V.L.; GANDARRA, F.B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**, 2008, p. 186-204.

FEARNSIDE, P. M. Soybean cultivation as a threat to the environment in Brazil. **Environmental Conservation**, v. 28, p. 23-38, 2001.

FOLGARAIT, P. J. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: a review. **Biodiversity and Conservation**, v. 7, p. 1221-1244, 1998.

FRIZZO, T. L. M.; VASCONCELOS, H. L. The Potential Role of Scattered Trees for Ant Conservation in an Agriculturally Dominated Neotropical Landscape. **Biotropica**, v. 45, p. 644-651, 2013.

GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, v.12, p. 561–582, 2009.

GOLDEMBERG, J. et al. The sustainability of ethanol production from sugarcane. **Energy Policy**, v. 36, p. 2086-2097, 2008.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Estimating species richness. **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**, v. 12, p. 39-54, 2011.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. **PAST-Palaeontological statistics**, versão 2001.

HARVEY, C. et al. Integrating agricultural landscapes with biodiversity conservation in the Mesoamerican hotspot. **Conservation Biology**, v. 22, p. 8-15, 2008.

HENLE, K. et al. Identifying and managing the conflicts between agriculture and biodiversity conservation in Europe – a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 124, p. 60-71, 2008.

HOBBS, R. J.; HARRIS, J. A. Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millennium. **Restoration Ecology**, v. 9, p. 239-246, 2001.

HOFFMANN, B. D. Changes in ant species composition and community organisation along grazing gradients in semi-arid rangelands of the Northern Territory. **Rangeland Journal**, v. 22, p. 171-189, 2000.

HOFFMANN, B. D.; ANDERSEN, A. N. Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. **Austral Ecology**, v.28, p. 444-464, 2003.

HOFFMANN, B. D. Using ants for rangeland monitoring: global patterns in the responses of ant communities to grazing. **Ecological Indicators**, v. 10, p. 105-111, 2010.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of de Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, p. 707-713, 2005.

KONE, M. et al. Changes in ant communities along an age gradient of cocoa cultivation in the Oumé region, central Côte d'Ivoire. **Entomological science**, v.15, p. 324-339, 2012.

KRONKA, F. J. N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 2005, 200p.

LAPOLA, D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature climate change**, v. 4, p. 27-35, 2014.

LEAL, I. R. et al. Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 1687-1701, 2012.

LEBRIJA-TREJOS, E. et al. Functional traits and environmental filtering drive community assembly in a species-rich tropical system. **Ecology**, v. 91, p. 386-398, 2010.

MAJER, J. D. Ants: bio-indicators of mine site rehabilitation, land-use, and land conservation. **Environmental Management**, v. 7, p. 375–383, 1983.

MARAVALHAS, J.; VASCONCELOS, H. L. Revisiting the pyrodiversity–biodiversity hypothesis: long-term fire regimes and the structure of ant communities in a Neotropical savanna hotspot. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, p. 1661-1668, 2014.

MARON, M. et al. Faustian bargains? Restoration realities in the context of biodiversity offset policies. **Biological Conservation**, v. 155, p. 141-148, 2012.

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

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

OTTONETTI, L.; TUCCI, L.; SANTINI, G. Recolonization patterns of ants in a rehabilitated lignite mine in central Italy: potential for the use of Mediterranean ants as indicators of restoration processes. **Restoration Ecology**, v. 14, p. 60-66, 2006.

OVERBECK, G. E. et al. Restoration ecology in Brazil—time to step out of the forest **Natureza e Conservação-Brazilian Journal of Nature Conservation**, v. 11, p. 92-95, 2013.

PACHECO, R.; VASCONCELOS, H. L. Habitat diversity enhances ant diversity in a naturally heterogeneous Brazilian landscape. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, p. 797-809, 2012.

PACHECO, R. et al. The importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. **Biodiversity and conservation**, v. 22, p. 983-997, 2013.

PERFECTO, I. et al. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, v.6, p. 935-945, 1997.

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

REY-BENAYAS, J. M. R. et al. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, v. 325, p. 1121-1124, 2009.

SALA, O. E. et al. Biodiversity: global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, p. 1770-1774, 2000.

SCHULZE, C. H. et al. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. **Ecological Applications**, v. 14, p. 1321-1333, 2004.

SUDING, K. N. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures and opportunities ahead. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 42, p. 465-487, 2011.

TSCHARNTKE, T. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity-ecosystem service management. **Ecological Letters**, v. 8, p. 857-874, 2005.

VASCONCELOS, H. L. et al. Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. **Journal of Applied Ecology**, v. 37, p. 508-514, 2000.

VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. Species Turnover and Vertical Partitioning of Ant Assemblages in the Brazilian Amazon: A Comparison of Forests and Savannas. **Biotropica**, v. 38, p. 100-106, 2006.

VASCONCELOS, H. L. et al. Ant diversity in an Amazonian savanna: relationship with vegetation structure, disturbance by fire, and dominant ants. **Austral Ecology**, v. 33, p. 221-231, 2008.

VITOUSEK, P. M, et al. Human Domination of Earth's Ecosystems. **Science**, v. 277, p. 494-499, 1997.

IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DO CERRADO

A conservação da biodiversidade é um desafio global e, uma vez que mais da metade dos habitats naturais já foi transformada pela ação humana em todo o planeta, este é um desafio que se estende ao Cerrado. Para isso, é preciso, entre outras ações, superar desafios primários, como compreender os ecossistemas e como eles respondem às modificações humanas, e superar as lacunas existentes para atender às demandas na restauração. Neste estudo verificamos que, embora alguns usos da terra tenham alto impacto sobre a biodiversidade e, mesmo após abandono, não apresentam espécies nativas, há outros que podem conter altos valores de biodiversidade. Neste contexto, um mosaico heterogêneo de tipos de uso da terra pode gerar produção e manter parte da biodiversidade existente nas áreas naturais, seja para plantas (Figura 28A), seja para as formigas (Figura 28B). Usos da terra podem conter, inclusive, valores de riqueza comuns com a referência e semelhantes aos encontrados para os ecossistemas em restauração.

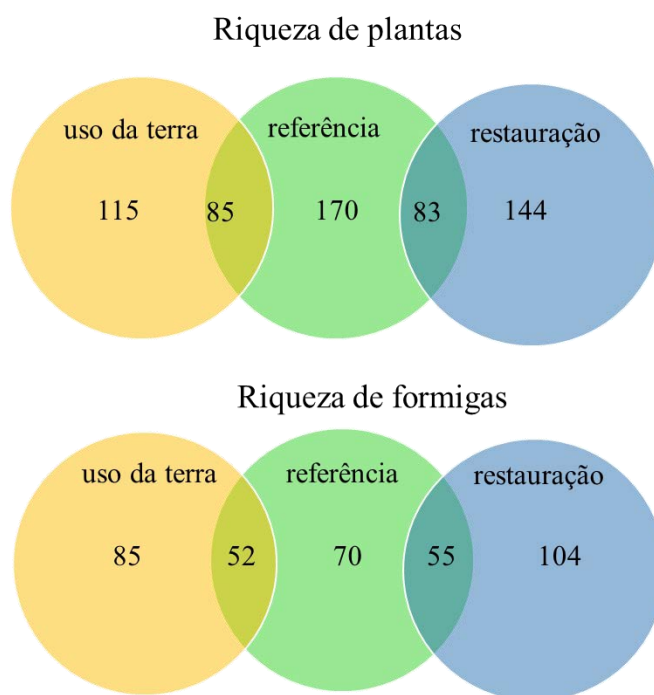


Figura 28. Número de espécies exclusivas e comuns entre todos os tratamentos de uso da terra com os ecossistemas de referência e destes com os ecossistemas em restauração para plantas (A) e formigas (B).

Verificamos, ainda, variação entre táxons. Formigas parecem menos exigentes em habitats do que as plantas, com baixo número de espécies exclusivas

nos ambientes estudados (Figura 29), confirmando a importância da conservação de outros ambientes além dos habitats naturais.

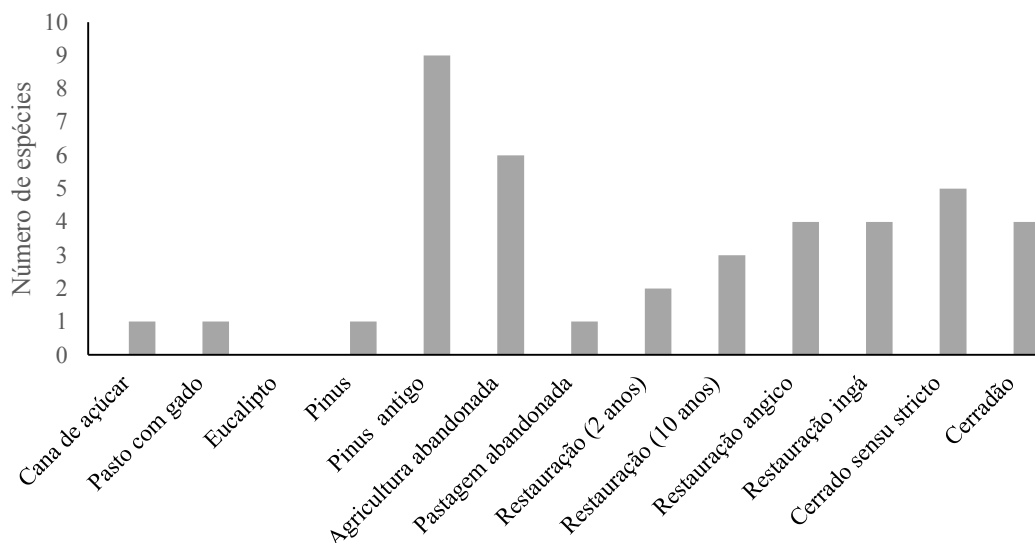


Figura 29. Número de espécies de formigas exclusivas em cada um dos tratamentos de uso da terra, ecossistemas em restauração e ecossistemas de referência.

Para as plantas, no entanto, a resposta diferiu quando diferentes ecossistemas naturais são utilizados como referência. Enquanto o Cerradão, com estrutura florestal, baixa riqueza florística e alta proporção de espécies generalistas, é passível de restauração e boa parte de sua biodiversidade é mantida mesmo em sistemas produtivos, as perdas de espécies de plantas endêmicas do cerrado *sensu stricto* são irreversíveis por ações convencionais de restauração. Essas perdas estão relacionadas com a mudança do uso da terra, mas também podem ser decorrentes de mudanças estruturais e ecológicas naturais decorrentes do avanço da sucessão quando é modificado o regime natural de distúrbios característico das savanas.

Para as formigas, assim como para as plantas, a composição de espécies foi distinta entre os dois ecossistemas de referência. Isso enfatiza a necessidade da comparação entre muitos sítios de referência simultaneamente (Fagan et al., 2008). Avaliar o sucesso da restauração com base em apenas um ecossistema de referência pode levar, equivocadamente, à condenação da iniciativa. Para o Cerrado, que é formado por múltiplas fisionomias que variam em curtas distâncias e ao longo do tempo, este é um elemento fundamental a ser considerado no planejamento da restauração e no estabelecimento e verificação do cumprimento de suas metas.

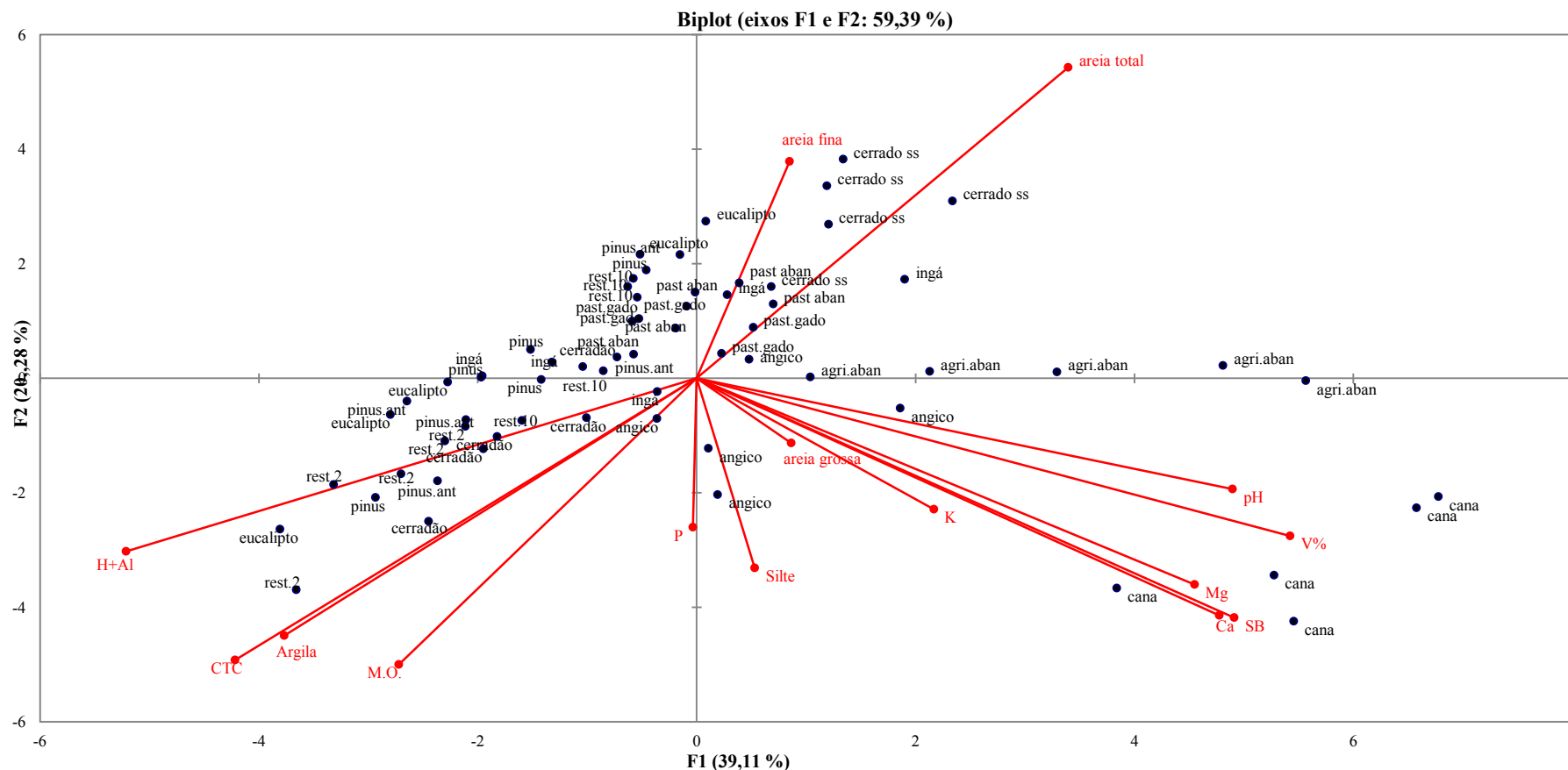
Ainda neste sentido, considerando que formigas respondem à estrutura da comunidade vegetal e que a vegetação do Cerrado contém múltiplas fisionomias, estudos futuros devem abordar até que ponto estes insetos conseguem refletir a variação entre os habitats decorrentes da variação estrutural. Ainda que estudos tenham sido realizados no Brasil (Ribas et al., 2011) para dar suporte ao uso das formigas como bioindicadoras, ainda faltam estudos que verifiquem a resposta de espécies individuais, da composição e de grupos funcionais, em diferentes circunstâncias, às características do habitat.

Diante das limitações apresentadas pelas técnicas usuais de restauração da vegetação de Cerrado e da escala de alteração e degradação já ocorridas, prioridade deve ser dada à execução de ações que fortaleçam as áreas protegidas já existentes, que criem novas áreas de proteção e que assegurem a manutenção das reservas legais e áreas de preservação permanente de cerrado em regiões ainda não desmatadas. Embora alguns usos do solo contenham parte da biodiversidade e a restauração possa melhorar os esforços da conservação, essas estratégias não substituem a preservação de habitats naturais.

REFERÊNCIAS

FAGAN, K. C. et al. Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 1293-1303, 2008.

RIBAS, C. R. et al. Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. **Psyche: A Journal of Entomology**, v. 2012, 2011.



Apêndice 1. Análise de componentes principais para as variáveis de solo (areia fina; fina grossa; areia total; silte; argila; pH; H +Al; CTC = capacidade de troca de cátions; SB = soma de bases; V% = saturação por bases; M.O.= matéria orgânica; P = fósforo; K = potássio; Ca = cálcio; Mg = magnésio) das 65 parcelas pertencentes aos 13 tratamentos: cana= cana-de-açúcar; past.gado = pastagem com gado; pinus; eucalipto; pinus.ant = pinus antigo; agri.aban = agricultura abandonada; past.aban = pastagem abandonada; rest.2 = restauração 2 anos; rest.10 = restauração 10 anos; angico; ingá; cerrado ss = cerrado *sensu stricto* ; cerradão, em Assis, SP.

Apêndice 2. Espécies vegetais encontradas nos 13 tratamentos categorizadas pela origem fitogeográfica em cerrado (endêmicas) (C), generalista (ocorrem também em florestas) (G) e ruderal (R), e, pelo hábito em graminóide (G), trepadeira (T), palmeira (P), erva (E), arbusto (A) e árvore (AV).

Espécie	atributos origem	atributos hábito
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	G	AV
<i>Actinostemon conceptionis</i> (Chodat & Hassl.) Hochr.	G	AV
<i>Aegiphila lhotskyana</i> Cham.	C	AV
<i>Ageratum conyzoides</i> L.	R	E
<i>Aiouea trinervis</i> Meis.	C	A
<i>Alibertia concolor</i> (Cham.) K.Schum.	C	A
<i>Alibertia sessilis</i> (Vell.) K.Schun.	C	AV
<i>Allagoptera campestris</i> (Mart.) Kuntze	C	P
<i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze	R	E
<i>Amaioua intermedia</i> Mart.	G	AV
<i>Anacardium humile</i> A. St.-Hil.	C	A
<i>Anadenanthera falcata</i> (Benth.) Speg.	C	AV
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	G	AV
<i>Ananas ananassoides</i> (Baker) L.B.Sm.	C	E
<i>Andira humilis</i> Mart. ex Benth.	C	A
<i>Andropogon leucostachyus</i> Kunth	C	G
<i>Anemopaegma chamberlaynii</i> Bureau & K.Schum	G	T
<i>Annona coriacea</i> Mart.	C	AV
<i>Annona crassiflora</i> Mart.	C	AV
<i>Annona dioica</i> A.St.-Hil.	C	A
<i>Aristolochia esperanzae</i> Kuntze	C	T
<i>Arrabidaea florida</i> A. DC.	G	T
<i>Arrabidaea craterophora</i> (DC.) Bureau	G	T
<i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	C	AV
<i>Axonopus siccus</i> (Nees) Kuhlman	C	G
<i>Baccharis dracunculifolia</i> DC.	G	A
<i>Banisteriopsis campestris</i> (A.Juss.) Little	C	A
<i>Banisteriopsis latifolia</i> (A. Juss.) B. Gates	C	A
<i>Banisteriopsis pubipetala</i> (A. Juss.) Cuatrec.	C	T
<i>Banisteriopsis stellaris</i> (Griseb.) B.Gates	C	T
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) Steud.	F	AV
<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	C	A
<i>Bidens gardneri</i> Baker	C	E
<i>Bidens pilosa</i> L.	R	E
<i>Blepharodon nitidum</i> (Vell.) J.F.Macbr.	C	T
<i>Bowdichia virgilioides</i> Kunth	C	AV
<i>Bredemeyera floribunda</i> Willd.	C	A

Continua

Espécie	atributos origem	atributos hábito
<i>Bromelia balansae</i> Mez	G	E
<i>Brosimum gaudichaudii</i> Trécul.	C	AV
<i>Butia paraguayensis</i> (Barb. Rodr.) L.H. Bailey	C	P
<i>Byrsonima intermedia</i> A.Juss.	C	A
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	C	AV
<i>Calyptanthus lucida</i> Mart. ex DC.	G	AV
<i>Campomanesia adamantium</i> (Cambess.)	C	A
<i>Caryocar brasiliense</i> Cambess.	C	AV
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	G	AV
<i>Catasetum fimbriatum</i> Lindl. & Paxton	G	E
<i>Cenchrus echinatus</i> L.	R	G
<i>Centrosema pubescens</i> Benth.	C	E
<i>Chamaecrista flexuosa</i> (L.) Greene	C	A
<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	R	E
<i>Chamaecrista rotundifolia</i> (Pers.) Greene	C	E
<i>Chaptalia integerrima</i> (Vell.) Burkart	R	E
<i>Cissampelos ovalifolia</i> DC.	C	A
<i>Coccocypselum lanceolatum</i> L.	C	E
<i>Commelina erecta</i> L.	R	E
<i>Connarus suberosus</i> Planch.	C	AV
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	R	E
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	G	AV
<i>Couepia grandiflora</i> (Mart. & Zucc.) Benth. & Hook.f.	C	AV
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	F	AV
<i>Croton glandulosus</i> L.	C	E
<i>Croton urucurana</i> Baill.	G	AV
<i>Cybistax antisyphilitica</i> (Mart.) Mart.	C	AV
<i>Cyperus ferax</i> Rich.	R	G
<i>Davilla elliptica</i> A. St.-Hil.	C	T
<i>Desmodium adscendens</i> (Sw.) DC.	R	E
<i>Desmodium incanum</i> DC.	R	E
<i>Digitaria sacchariflora</i> (Nees) Henrard	R	G
<i>Diospyros brasiliensis</i> Mart. ex Miq.	C	AV
<i>Diospyros hispida</i> DC.	C	AV
<i>Distictella elongata</i> (Vahl) Urb.	C	T
<i>Doliocarpus dentatus</i> (Aubl.) Standl.	G	T
<i>Duguetia furfuracea</i> (A. St.-Hill.) Benth. & Hook.f.	C	A
<i>Elephantopus mollis</i> Kunth	R	E
<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	R	E
<i>Emilia sonchifolia</i> (L.) DC.	R	E
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	F	AV
<i>continua</i>		

Espécie	atributos origem	atributos hábito
<i>Epidendrum denticulatum</i> Barb. Rodr	C	E
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	C	AV
<i>Erythroxylum campestre</i> A. St.-Hil.	C	A
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schultz	G	A
<i>Erythroxylum pelleterianum</i> A. St.-Hil.	G	A
<i>Erythroxylum suberosum</i> A. St.-Hil.	C	AV
<i>Eucalipto</i> sp	EXO	AV
<i>Eugenia aurata</i> O.Berg	C	AV
<i>Eugenia bimarginata</i> DC	C	A
<i>Eugenia dysenterica</i> DC.	C	A
<i>Eugenia florida</i> DC.	F	AV
<i>Eugenia lambertiana</i> DC	C	AV
<i>Eugenia linearifolia</i> O. Berg	C	A
<i>Eugenia livida</i> O. Berg	C	A
<i>Eugenia obversa</i> O. Berg	C	A
<i>Eugenia pitanga</i> Kiaersk.	C	A
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	G	AV
<i>Eugenia punicifolia</i> (Humb., Bonpl. & Kunth) DC.	C	AV
<i>Eupatorium ballotifolium</i> Kunth	R	E
<i>Eupatorium macrocephalum</i> Less.	R	E
<i>Eupatorium maximilianii</i> Schrad. ex DC	R	E
Fabaceae Papilionoideae-Galactia sp	C	A
<i>Fimbristylis autumnalis</i> (L.) Roem. & Schult.	R	G
<i>Forsteronia glabrescens</i> Müll. Arg.	C	T
<i>Fridericia speciosa</i> Mart.	G	T
<i>Genipa americana</i> L.	F	AV
<i>Gochnatia barrosii</i> Cabrera	C	A
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	G	AV
<i>Gouania virgata</i> Reissek	G	T
<i>Guapira noxia</i> (Netto) Lundell	C	AV
<i>Gymnopogon foliosus</i> (Willd.) Nees	C	G
<i>Handroanthus chrysotrichus</i> (Mart. ex DC.) Mattos	F	AV
<i>Handroanthus impetiginosus</i> Mattos	G	AV
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	G	AV
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss.	C	A
<i>Hexachlamys edulis</i> (O. Berg) Kausel & D. Legrand	G	AV
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	F	AV
<i>Hymenaea stigonocarpa</i> Mart. ex Hayne	C	AV
<i>Imperata brasiliensis</i> Trin.	R	G
<i>Inga laurina</i> (Sw.) Willd.	G	AV
<i>Jacaranda caroba</i> (Vell.)A.D.C.	C	A
<i>continua</i>		

Espécie	atributos origem	atributos hábito
Lacistema hasslerianum Chodat	G	AV
Leandra involucrata DC.	C	AV
Leandra lacunosa Cogn.	C	A
Leptolobium elegans Vogel	C	AV
Lippia sidoides Cham.	C	A
Luehea candicans Mart.	G	A
Luehea grandiflora Mart.	C	AV
Mabea fistulifera Mart.	G	AV
Machaerium acutifolium Vogel	C	AV
Manihot caerulea Pohl	C	A
Maprounea guianensis Aubl.	G	AV
Mascagnia cordifolia (A. Juss.) Griseb.	G	T
Matayba elaeagnoides Radlk.	G	AV
Maytenus robusta Reissek	G	AV
Melinis minutiflora P. Beauv.	EXO	G
Melinis repens (Willd.) Zizka	EXO	G
Memora axillaris Bureau ex K. Schum.	C	A
Mendoncia sp	G	T
Merostachys skvortzovii Sendulsky	G	G
Miconia albicans (Sw.) Triana	C	A
Miconia cinerascens Miq	C	A
Miconia fallax DC.	C	A
Miconia stenostachya DC.	C	A
Microstachys bicornis A.Juss.	R	E
Mikania cordifolia (L. f.) Willd.	G	T
Mimosa caesalpinifolia	EXO	AV
Mimosa dolens Vell.	C	A
Mimosa xanthocentra Mart.	C	A
Myrcia bella Cambess	C	AV
Myrcia fallax (Rich.) DC.	G	AV
Myrcia guianensis DC.	G	AV
Myrcia lingua (O. Berg) Mattos	C	AV
Myrcia multiflora (Lam.) DC.	G	AV
Myrcia uberavensis O. Berg	C	A
Myrcia venulosa DC.	G	AV
Myrciaria delicatula (DC.) O. Berg	G	AV
Myrciaria floribunda (H. West ex Willd.) O. Berg	G	AV
Nectandra cuspidata Nees	G	AV
Ocotea corymbosa (Meisn.) Mez	G	AV
Odontadenia lutea (Vell.) Markgr.	C	T
Oeceoclades maculata (Lindl.) Lindl.	EXO	E
<i>continua</i>		

Espécie	atributos origem	atributos hábito
<i>Ormosia arborea</i> (Vell.) Harms	G	AV
<i>Ouratea nana</i> (A. St.-Hil.) Engl.	C	A
<i>Ouratea spectabilis</i> (Meisn.) Mez	C	AV
<i>Palicourea marcgravii</i> A.St.-Hil.	C	E
<i>Palicourea rigida</i> Kunth	C	A
<i>Panicum campestre</i> Nees ex Trin.	C	G
<i>Panicum sellowii</i> Nees	C	G
<i>Parinari obtusifolia</i> Hook. f.	C	A
<i>Paspalum notatum</i> A. H. Liogier ex Flügge	R	G
<i>Passiflora capsularis</i> L.	G	T
<i>Peltaea polymorpha</i> (A.St.-Hil.) Krapov. & Cristóbal	C	E
<i>Peltodon tomentosus</i> Pohl.	C	E
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	G	AV
<i>Pera obovata</i> Bail.	G	AV
<i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C.Sm.	C	A
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm	G	AV
<i>Phyllanthus tenelus</i> Roxb.	R	E
<i>Physalis</i> sp	R	E
<i>Pinus</i> sp	EXO	AV
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	G	AV
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	G	AV
<i>Polypodium latipes</i> Langsd. et Fisch.	C	E
<i>Portulaca</i> sp	R	E
<i>Pouteria ramiflora</i> (Mart.) Radlk.	G	AV
<i>Pradosia brevipes</i> (Pierre) T.D.Penn.	C	A
<i>Protium heptaphyllum</i> (Aubl.) Marchand	G	AV
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	G	AV
<i>Pseudolmedia laevigata</i> Trécul	G	AV
<i>Psidium cinereum</i> Mart. ex DC.	C	A
<i>Psidium grandifolium</i> Mart. ex DC.	C	A
<i>Psidium microcarpum</i> Cambess.	C	A
<i>Psidium pohlianum</i> O. Berg	C	AV
<i>Psychotria hoffmannseggiana</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Müll. Arg.	C	E
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	C	A
<i>Pteridium aquilinum</i> (L.) Kuhn	R	E
<i>Pterocaulon lanatum</i> Kuntze	R	E
<i>Pyrostegia venusta</i> (Ker-Gavahl) Miers	G	T
<i>Qualea grandiflora</i> Mart.	C	AV
<i>Rapanea ferruginea</i> (Ruiz & Pav.) Mez	G	AV
<i>Rapanea umbellata</i> (Mart.) Mez.	G	AV
<i>continua</i>		

Espécie	atributos origem	atributos hábito
Rhynchosia melanocarpa Grear	G	T
Rhynchospora aurea Vahl	G	G
Roupala montana Aubl.	G	AV
Saccharum officinarum L.	EXO	G
Sapium obovatum Klotzsch ex Müll. Arg.	C	A
Schefflera vinosa (Cham. & Schltdl.) Frodin	C	AV
Schinus terebinthifolius Raddi	F	AV
Securidaca rivinaefolia A. St. -Hil. & Moq.	C	T
Senna rugosa (G. Don.) H.S.Irwin & Barneby	C	A
Serjania erecta Radlk.	C	A
Serjania lethalis A. St.-Hil.	G	T
Serjania multiflora Cambess.	G	T
Setaria vulpiseta (Lam.) Roem. & Schult.	R	G
Sida cordifolia L.	R	E
Sida glaziovii K. Schum.	R	E
Sida rhombifolia L.	R	E
Sidastrum micranthum (A. St.-Hil.) Fryxell	R	A
Siparuna guianensis Aubl.	G	AV
Smilax fluminensis Steud.	G	T
Solanum granuloso-leprosum Dunal	G	AV
Solanum paniculatum L.	R	A
Solanum pseudoquina A. St.-Hil.	G	AV
Solanum sisymbriifolium Lam.	R	E
Stachytarpheta cayennensis (Rich.) Vahl	R	E
Stigmaphyllon sp	G	T
Strychnos brasiliensis (Spreng.) Mart.	G	T
Stryphnodendron rotundifolium Mart.	C	AV
Stylosanthes acuminata M.B.Ferreira & Sousa Costa	C	E
Styrax camporum Pohl	C	AV
Syagrus romanzoffiana (Cham.) Glassman	G	P
Tabernaemontana catharinensis A. DC.	G	AV
Tapirira guianensis Aubl.	G	AV
Temnadenia violaceae (Vell.) Miers	C	T
Terminalia glabrescens Mart.	G	AV
Tocoyena formosa (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	C	A
Tontelea micrantha (Mart.) A.C.Sm.	C	A
Tridax procumbens L.	R	E
Urochloa decumbens (Stapf) R.D. Webster	EXO	G
Vernonia herbacea (Vell.) Rusby	C	E
Vernonia polyanthes (Spreng.) Less.	R	A
Vernonia scorpioides (Lam.) Pers.	R	A
<i>continua</i>		

Espécie	atributos origem	atributos hábito
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	G	AV
<i>Waltheria douradinha</i> A. St.-Hil.	C	A
<i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	C	AV
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	G	AV
<i>Zornia latifolia</i> DC.	R	E

Apêndice 3. Espécies de formigas amostradas e classificadas de acordo com grupos funcionais (GF): DD – Dolichoderinae dominantes; SC – Subordinadas Camponotini; TCS – Especialistas de Clima Tropical; HCS – Especialistas de Clima Quente; CS – Espécies Crípticas; OPP – Oportunistas; GM - Myrmicinae Generalistas e SP – Predadoras Especialistas. Os dados representam as abundâncias totais em cada tratamento.

[illegible]

Espécie	GF	Cana de açúcar	Pastagem com gado	Eucalipto	Pinus	Pinus antigo	Agricultura abandonada	Pastagem abandonad	Restauração 2	Restauração 10	Restauração angico	Restauração ingá	Cerrado ss	Cerradão
<i>Campomonotus</i> sp.12	SC	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cephalotes grandinosus</i>	TCS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Cephalotes pusillus</i>	TCS	0	0	0	0	1	0	1	0	7	0	1	0	2
<i>Crematogaster</i> sp.01	GM	0	12	0	0	0	47	7	12	4	0	0	10	0
<i>Cyatta abscondita</i>	TCS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp.01	TCS	0	1	0	0	0	0	10	0	2	3	0	5	6
<i>Cyphomyrmex</i> sp.02	TCS	0	1	0	0	0	7	0	0	0	0	2	2	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp.03	TCS	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	9
<i>Cyphomyrmex</i> sp.04	TCS	0	0	0	0	0	4	0	0	0	3	0	1	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp.05	TCS	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphomyrmex</i> sp.07	TCS	0	0	0	0	0	4	0	1	0	0	3	0	0
<i>Dorimyrmex</i> sp.1	DD	0	76	0	0	0	41	0	0	3	0	0	51	1
<i>Dorimyrmex</i> sp.2	DD	47	28	0	0	0	708	44	516	0	0	0	3	0
<i>Ectatomma lugens</i>	OPP	0	0	0	1	0	0	0	0	8	23	0	21	6
<i>Ectatomma opaciventre</i>	OPP	18	68	0	1	1	12	3	0	12	8	2	32	1
<i>Ectatomma permagnum</i>	OPP	0	0	0	0	0	51	0	0	0	10	0	0	0
<i>Ectatomma planidens</i>	OPP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ectatomma suzanae</i>	OPP	5	6	2	0	0	8	11	0	0	16	4	10	0
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	OPP	0	4	2	0	0	0	15	0	18	0	0	1	3
<i>Ectatomma</i> sp.6	OPP	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Forelius</i> sp.1	DD	4	8	0	0	0	1	132	0	0	8	0	35	0
<i>Gnamptogenys regularis</i>	OPP	0	0	0	0	19	0	4	0	3	1	87	2	0
<i>Gnamptogenys striatula</i>	OPP	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0

Espécie	GF	Cana de açúcar	Pastagem com gado	Eucalipto	Pinus	Pinus antigo	Agricultura abandonada	Pastagem abandonad	Restauração 2	Restauração 10	Restauração angico	Restauração ingá	Cerrado ss	Cerradão
<i>Gnamptogenys</i> sp.2	OPP	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	5	0	10
<i>Gnamptogenys</i> sp.3	OPP	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hylomyrma</i> sp.1	TCS	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.01	CS	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	1	0	1
<i>Hypoponera</i> sp.02	CS	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Hypoponera</i> sp.03	CS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.04	CS	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.05	CS	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.06	CS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.07	CS	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hypoponera</i> sp.08	CS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Labidus coecus</i>	TCS	0	0	0	0	6	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Linepithema</i> sp.01	DD	0	4	4	8	24	0	5	2	32	6	1	4	27
<i>Linepithema</i> sp.02	DD	0	8	0	4	4	0	1	0	5	15	2	1	16
<i>Linepithema</i> sp.03	DD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Mycocepurus</i> sp.1	TCS	2	0	1	4	0	0	0	0	1	0	1	0	0
<i>Mycocepurus</i> sp.2	TCS	0	0	0	0	0	5	1	0	1	1	0	0	0
<i>Mycocepurus</i> sp.3	TCS	10	2	5	3	18	77	2	8	23	28	34	14	5
<i>Mycocepurus</i> sp.4	TCS	0	0	0	0	6	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Neoponera</i> sp.1	SP	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Neoponera</i> sp.2	SP	0	0	0	0	3	0	0	0	2	1	0	0	0
<i>Nesomyrmex asper</i>	TCS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nesomyrmex</i> sp.1	TCS	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Espécie	GF	Cana de açúcar	Pastagem com gado	Eucalipto	Pinus	Pinus antigo	Agricultura abandonada	Pastagem abandonad	Restauração 2	Restauração 10	Restauração angico	Restauração ingá	Cerrado ss	Cerradão
<i>Nylanderia</i> sp.01	OPP	2	2	1	2	20	15	26	0	0	0	6	22	6
<i>Odontomachus bauri</i>	SP	0	7	1	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0
<i>Odontomachus chelifer</i>	SP	0	5	0	25	1	0	36	0	13	37	21	0	16
<i>Odontomachus meinerti</i>	SP	0	0	4	3	4	1	4	0	0	0	2	0	5
<i>Odontomachus</i> sp.1	SP	0	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0
<i>Pachycondyla harpax</i>	SP	0	0	9	3	6	0	30	0	5	7	27	3	6
<i>Pachycondyla striata</i>	SP	0	0	6	1	29	0	0	0	31	0	1	0	72
<i>Pachycondyla</i> sp.1	SP	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole diligens</i>	GM	7	69	30	33	62	179	67	59	37	11	73	71	4
<i>Pheidole flavens</i>	GM	1	40	37	30	11	45	69	4	31	2	16	15	18
<i>Pheidole</i> sp.1	GM	0	0	0	0	0	0	57	0	12	2	0	1	0
<i>Pheidole</i> sp.2	GM	0	4	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.3	GM	0	0	0	0	40	0	5	0	0	4	2	4	0
<i>Pheidole</i> sp.4	GM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Pheidole</i> sp.5	GM	0	0	0	0	0	0	11	1	1	0	1	0	0
<i>Pheidole</i> sp.6	GM	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	6
<i>Pheidole</i> sp.7	GM	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.8	GM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Pheidole</i> sp.9	GM	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	22
<i>Pheidole</i> sp.10	GM	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.11	GM	4	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.12	GM	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.13	GM	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	29	0

Espécie	GF	Cana de açúcar	Pastagem com gado	Eucalipto	Pinus	Pinus antigo	Agricultura abandonada	Pastagem abandonad	Restauração 2	Restauração 10	Restauração angico	Restauração ingá	Cerrado ss	Cerradão
<i>Pheidole</i> sp.14	GM	156	252	458	493	236	486	696	68	338	209	161	136	223
<i>Pheidole</i> sp.15	GM	0	0	19	11	1	0	2	0	0	9	1	42	0
<i>Pheidole</i> sp.16	GM	1	0	19	0	2	15	9	0	0	18	447	1	4
<i>Pheidole</i> sp.17	GM	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	35
<i>Pheidole</i> sp.18	GM	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.19	GM	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.20	GM	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.21	GM	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Pheidole</i> sp.22	GM	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Pheidole</i> sp.23	GM	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0
<i>Pogonomyrmex</i> sp.1	HCS	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>	TCS	0	2	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	TCS	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	8
<i>Pseudomyrmex</i> sp.1	TCS	0	1	0	0	0	0	11	6	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp.2	TCS	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp.3	TCS	0	2	0	0	0	0	1	1	1	3	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp.4	TCS	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pseudomyrmex</i> sp.5	TCS	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rogeria</i> sp.1	CS	0	0	0	0	0	0	1	0	1	3	5	0	0
<i>Serocomyrmex</i> sp.1	TCS	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Solenopsis</i> sp.1	CS	0	0	22	12	36	46	36	0	7	0	1	19	28
<i>Solenopsis</i> sp.2	CS	0	16	31	43	24	0	0	18	43	92	53	10	22
<i>Solenopsis</i> sp.3	CS	0	31	3	14	5	0	1	10	20	10	6	5	1

Espécie	GF	Cana de açúcar	Pastagem com gado	Eucalipto	Pinus	Pinus antigo	Agricultura abandonada	Pastagem abandonad	Restauração 2	Restauração 10	Restauração angico	Restauração ingá	Cerrado ss	Cerradão
<i>Solenopsis</i> sp.4	CS	1	30	1	1	0	61	2	1	0	25	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.5	CS	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Solenopsis</i> sp.6	CS	1	0	0	0	0	2	0	1	1	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.7	CS	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Solenopsis</i> sp.8	CS	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Strumigenys</i> sp.1	CS	0	1	0	2	23	0	2	0	1	0	4	8	1
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	TCS	0	7	1	0	0	8	17	0	6	10	24	1	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	TCS	0	0	0	0	0	0	5	0	4	0	5	3	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.3	TCS	0	0	0	0	0	0	2	0	7	1	1	8	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.4	TCS	0	0	0	0	0	0	20	0	3	7	2	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.6	TCS	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.7	TCS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.8	TCS	0	0	0	0	6	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.9	TCS	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.10	TCS	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Trachymyrmex</i> sp.11	TCS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Typhlomyrmex</i> sp.1	CS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Wasmannia auropunctata</i>	TCS	0	114	43	21	370	0	472	151	31	104	38	20	7
<i>Xenomyrmex</i> sp.01	TCS	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0

Apêndice 4. Resultados dos testes de Permanova pair-wise (obtida por 9999 permutações) entre os tratamentos com base na composição de espécies de formigas. Os dados representam os p-valores (diagonal abaixo) e pseudo-t (diagonal acima). Valores significativos estão em negrito ($P > 0.05$)

Tratamentos	Cana de açúcar	Agricultura abandonada	Pastagem com gado	Pastagem abandonada	Plantação eucalipto	Plantação de pinus	Pinus antigo	Restauração 2	Restauração 10	Restauração angico	Restauração ingá	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Cerradão
Cana de açúcar	x	2.10	1.58	2.07	1.73	1.89	1.75	2.15	1.98	2.08	2.00	1.53	1.90
Agricultura abandonada	0.01	x	1.92	2.38	2.74	2.72	2.33	2.25	2.45	3.05	2.48	2.08	2.72
Pastagem com gado	0.01	0.01	x	1.53	1.66	1.60	1.58	2.07	1.30	1.59	1.67	1.25	1.83
Pastagem abandonada	0.01	0.01	0.01	x	1.76	1.96	1.64	2.50	1.61	2.05	1.80	1.58	1.99
Plantação eucalipto	0.01	0.01	0.01	0.01	x	1.18	1.32	2.56	1.52	1.87	1.64	1.43	1.68
Plantação de pinus	0.01	0.01	0.01	0.01	0.19	x	1.46	2.77	1.28	1.98	1.71	1.58	1.57
Pinus antigo	0.01	0.01	0.01	0.01	0.04	0.01	x	2.21	1.27	1.76	1.40	1.17	1.16
Restauração 2	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	x	2.35	2.88	2.47	2.03	2.79
Restauração 10	0.01	0.01	0.04	0.01	0.02	0.02	0.05	0.01	x	1.32	1.31	1.30	1.38
Restauração angico	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	x	1.49	1.59	2.07
Restauração ingá	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	x	1.39	1.78
Cerrado <i>sensu stricto</i>	0.01	0.03	0.05	0.01	0.02	0.01	0.10	0.01	0.01	0.02	0.01	x	1.54
Cerradão	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.07	0.01	0.03	0.01	0.01	0.01	x

Apêndice 5. Resultados dos testes da Permanova *pair-wise* (obtida por 9999 permutações) entre tratamentos com base na composição funcional das formigas. Os dados representam os p-valores (diagonal abaixo) e pseudo-t (diagonal acima). Valores significativos estão em negrito ($P > 0.05$).

Tratamentos	Cana de açúcar	Agricultura abandonada	Pastagem com gado	Pastagem abandonada	Plantação eucalipto	Plantação de pinus	Pinus antigo	Restauração 2	Restauração 10	Restauração angico	Restauração ingá	Cerrado <i>sensu stricto</i>	Cerradão
Cana de açúcar	x	1.86	1.81	2.35	2.63	2.83	2.76	3.67	2.06	3.01	2.67	2.21	2.69
Agricultura abandonada	0.01	x	1.56	2.31	3.22	3.56	2.56	2.15	2.04	2.76	2.86	2.13	2.69
Pastagem com gado	0.02	0.05	x	1.78	2.31	2.53	1.79	3.03	1.04	1.73	1.91	1.11	1.90
Pastagem abandonada	0.01	0.01	0.08	x	1.78	2.08	1.36	2.39	1.1	1.71	1.31	1.32	1.83
Plantação eucalipto	0.01	0.01	0.01	0.04	x	1.26	1.23	4.29	1.24	2.47	1.21	2.47	2.22
Plantação de pinus	0.01	0.01	0.01	0.02	0.19	x	1.50	4.49	0.17	0.01	1.60	3.01	1.90
Pinus antigo	0.01	0.01	0.02	0.16	0.25	0.11	x	2.98	0.51	0.32	0.98	1.95	1.25
Restauração 2	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	x	3.03	3.86	3.91	3.33	3.70
Restauração 10	0.02	0.02	0.34	0.31	0.25	0.17	0.51	0.01	x	0.96	0.73	1.52	0.81
Restauração angico	0.01	0.01	0.01	0.05	0.01	0.01	0.32	0.01	0.41	x	1.45	1.83	1.63
Restauração ingá	0.01	0.01	0.03	0.14	0.24	0.06	0.44	0.01	0.67	0.12	x	1.75	1.76
Cerrado <i>sensu stricto</i>	0.01	0.02	0.37	0.19	0.02	0.01	0.01	0.01	0.08	0.02	0.01	x	2.64
Cerradão	0.01	0.01	0.04	0.01	0.01	0.01	0.22	0.01	0.68	0.03	0.03	0.01	x