

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

**EFEITO DO USO DE PASTAGENS MANEJADAS SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODES
EPÍGEOS NO CERRADO DO BRASIL CENTRAL**

Vinicius Tirelli Pompermaier

Brasília , 2016

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA

**EFEITO DO USO DE PASTAGENS MANEJADAS SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODES
EPÍGEOS NO CERRADO DO BRASIL CENTRAL**

Vinicius Tirelli Pompermaier

Dissertação apresentada ao Instituto de Ciências Biológicas da Universidade de Brasília como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Prof^ª Dr^ª Gabriela Bielefeld Nardoto

Brasília , 2016



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE ECOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

VINICIUS TIRELLI POMPERMAIER

Título:

**“EFEITO DO USO DE PASTAGENS MANEJADAS SOBRE A COMUNIDADE DE ARTRÓPODES
EPÍGEOS NO CERRADO DO BRASIL CENTRAL”**

Banca Examinadora:

Prof.^a. Dr.^a. Gabriela Bielefeld Nardoto

Presidente / Orientador

ECL/UnB

Prof. Dr. Edison Ryoiti Sujii

Membro Titular

ECL/UnB

Dr. Robélio Leandro Marchão

Membro Titular

EMBRAPA

Prof. Dr. Paulo César Motta

Membro suplente

ECL/UnB

Brasília, 22 de março de 2016

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Profa. Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto pela oportunidade, credibilidade e acolhimento, pelo apoio e pelos ensinamentos indispensáveis para a execução desse trabalho, assim como pela atenção e orientação cautelosa que foram essenciais para minha formação.

Aos membros da banca Edison Ryoiti Sujii, Robélio Leandro Marchão e Paulo César Motta por aceitarem o convite para avaliar e contribuir para o aperfeiçoamento desse trabalho.

Aos coordenadores e professores do departamento de Ecologia da Universidade de Brasília pela estrutura disponibilizada e pelos ensinamentos que incrementaram minha formação. Ao motorista e grande amigo Vandélio pelas viagens de ida e volta ao campo. Ao técnico da Ecologia Leandro pela ajuda em campo e às técnicas Maria Regina e Isabelí pelo suporte e carisma.

Aos meus queridos amigos(as) e colegas de laboratório, Carla Reis, Fábio Santos, Natália Rodovalho, João P. Sena Souza, Luiza e Pedro pelo companheirismo, pela troca de ideias e pela ajuda em campo. À grande parceria dos meus colegas Ray Pinheiro, por todo o suporte de base dado a este trabalho, Tiago Kisaka e Juliana Ribeiro que pelos ensinamentos e imensurável ajuda nas análises de dados foram essenciais para concluir esse trabalho. À minha querida profa. Luciana Galvão que foi um dos pilares do meu conhecimento e também é responsável por essa conquista. Aos meus amigos e colegas de turma Pedro de Moraes, Laís Lima, Suéle Santolin, Thalita Grande e Juliana Benez pelo companheirismo e troca de sabedorias. Ao meu xará Vinicius Dufau pela ajuda com a identificação das aranhas.

Aos meus amados pais, Adroaldo Pompermaier e Rosani Tirelli e a minha querida irmã Pâmela pelo amor, carinho e incondicional apoio. À minha amada namorada Natacha Silva por me fazer feliz com seu jeito alegre e amoroso e pela atenção e apoio nos momentos mais difíceis.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos concedida e suporte financeiro às análises laboratoriais deste trabalho. À Embrapa Cerrados pela liberação de coleta na área experimental da fazenda Chapadão ao produtor rural Paulo Múcio pela permissão de coleta em sua propriedade. Ao laboratório de Ecologia Isotópica (CENA-USP) pela prestação de serviço quanto as análises isotópicas.

Enfim, agradeço a todas as pessoas que de uma forma ou de outra contribuíram para que eu conseguisse alcançar meus objetivos e finalizasse esse trabalho.

Muito Obrigado!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	i
LISTA DE TABELAS	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
INTRODUÇÃO	1
OBJETIVO	4
REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
Mudança do uso da terra no Cerrado e suas implicações ecológicas	4
Fauna do solo: diversidade, estrutura e função	7
Mudança do uso da terra e suas implicações para a fauna do solo	13
MATERIAL E MÉTODOS	17
<i>Área de estudo</i>	17
<i>Delineamento e método amostral</i>	19
<i>Triagem e identificação</i>	23
<i>Preparação das amostras para análise da composição isotópica</i>	24
<i>Análise de dados</i>	25
<i>Análise de componentes principais</i>	25
<i>Comparação da atividade de artrópodes epígeos</i>	26
<i>Análise da comunidade de artrópodes epígeos</i>	26
<i>Análise da composição isotópica de carbono e nitrogênio</i>	28
RESULTADOS	29

<i>Caracterização dos ambientes</i>	29
<i>Características gerais da fauna de artrópodes epígeos</i>	31
<i>Atividade de artrópodes epígeos</i>	33
<i>Riqueza e diversidade taxonômica da comunidade</i>	39
<i>Composição e estrutura da comunidade</i>	39
<i>Taxa indicadores</i>	41
<i>Composição isotópica dos artrópodes epígeos</i>	43
DISCUSSÃO	49
CONCLUSÕES	56
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. (A) Grupos funcionais da biota do solo envolvidos na mobilização de carbono e nutrientes através da serapilheira (“via indireta”) e através das raízes das plantas (“via direta”). (B) Restrição de tamanho dos grupos funcionais. (Adaptado de Wurst et al. 2012).

Figura 2. Relação entre a atividade dos grupos funcionais da biota do solo e o conjunto de funções ecossistêmicas que eles regulam para fornecer bens e serviços ecossistêmicos (Adaptado de Kibblewhite et al. 2008 e Brussaard 2012).

Figura 3. Localização das unidades amostrais na região do Ribeirão Mestre D’Armas, Distrito Federal. Os polígonos dos fragmentos de cerrado sentido restrito de cada unidade se apresentam delimitados por linhas vermelhas e os círculos amarelos mostram a região onde foram estabelecidos os pontos de coleta.

Figura 4. Desenho amostral, ilustrando as unidades amostrais, as subunidades e a disposição cardinal das armadilhas de queda (*pitfalls*).

Figura 5. Instalação das armadilhas de queda (*pitfalls*), mostrando a abertura dos buracos, com o auxílio de cavadeira articulada (A); o pote de plástico enterrado a nível do solo sendo preenchido com álcool 70% (B) e; os pratos de isopor fixados ao solo com palitos de madeira (C).

Figura 6. Materiais e equipamentos utilizados na preparação das amostras para determinação da composição isotópica dos artrópodes epígeos, mostrando o almofariz e pistilo de ágata (A); a balança de precisão (B) e; a cápsula de estanho sendo pesada (C).

Figura 7. Resultado da ordenação das subunidades de fragmentos de cerrado sentido restrito e pastagens manejadas, em relação aos atributos físicos e químicos do solo (0-20 cm), nos dois primeiros eixos (componentes principais) da PCA.

Figura 8. Proporção das classes de artrópodes epígeos capturados em fragmentos, interfaces e pastagens.

Figura 9. Riqueza (curva de rarefação e extrapolação por amostra) e diversidade taxonômica (índice de Shannon-Wiener) de artrópodes epígeos capturados em cerrado, interface e pastagem. O cerrado está representado pelas linhas sólidas de cor preta, a interface de cor cinza escuro e a pastagem de cinza claro. Os círculos representam a riqueza interporala (rarefeita) e as linhas pontilhadas são os intervalos de confiança de 95% obtidos através do método bootstrap, com 10.000 repetições.

Figura 10. Resultado da ordenação analisada pela NMDS e seus valores de stress. (A) e (B) mostram a ordenação da resolução fina (384 taxa) e (C) e (D) da resolução grossa (76 taxa). Os fragmentos de cerrado estão representados pelos quadrados, as interfaces pelos triângulos e as pastagens pelos círculos. As unidades estão representadas pelas cores cinza claro (UA1), cinza escuro (UA2) e preta (UA3).

Figura 11. Taxa indicadores de fragmentos de cerrado detectados pela IndVal (> 50%) a partir da resolução grossa. Com exceção da imagem da família Ptiliidae (foto retirada de <http://www.studyblue.com>), todas as fotos foram registradas pelo autor do estudo.

Figura 12. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos artrópodes epígeos e da serapilheira de fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens. As linhas delimitam os artrópodes epígeos que tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ dentro da faixa correspondente a fontes de carbono C3 ($\delta^{13}\text{C} = -24\text{‰}$ a -33‰ ; Coletta et al. 2009) e de carbono C4 (-11‰ a -15‰ ; Martinelli et al. 2009).

Figura 13. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos artrópodes epígeos agrupados em nível de ordens/famílias e subfamílias. As médias (\pm desvio padrão) apresentados são de grupos que tiveram mais de um táxon representante. Grupos que foram analisados em apenas um dos ambientes são representados por quadrados (Actino = Actinopodidae; Chryso = Chrysomelidae; Curcul = Curculionidae; Dermap = Dermaptera; Doryl = Dorylinae; Ectato = Ectatomminae; Gnapho = Gnaphosidae; Lycos = Lycosidae; Nasuti = Nasutitermitinae; Opilio = Opiliones; Scarab = Scarabaeidae; Zodar = Zodariidae. As cores que representam cada ambiente são as mesmas apresentadas na Figura 12.

Figura 14. Distribuição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos artrópodes epígeos capturados em fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens. Os símbolos representam os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira de cada ambiente. As linhas delimitam as faixas de valores de $\delta^{13}\text{C}$ correspondentes a fontes C3 e C4 da literatura.

Figura 15. Distribuição dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos artrópodes epígeos capturados em fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens.

Figura 16. Contribuição relativa de fontes de carbono C3 e C4 na dieta de artrópodes epígeos na pastagem (A), interface (B) e no cerrado (C) estimado pela análise isotópica no R (SIAR; Parnell et al. 2010). As caixas representam, da maior para a menor, a contribuição relativa gerada por um modelo de mistura a 1%, 25%, 50% e 99% níveis de probabilidade.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média (\pm desvio padrão) dos atributos físicos e químicos do solo (0-20 cm) dos fragmentos de cerrado e das pastagens manejadas de cada unidade.

Tabela 2. Peso da contribuição de cada atributo físico e químico na combinação linear de cada componente principal da PCA responsáveis pela ordenação das subunidades.

Tabela 3. Quantidade total de taxa e morfoespécies capturados em fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens, mostrando o número de taxa exclusivos de cada ambiente e o número de taxa compartilhados entre ambientes.

Tabela 4. Atividade-densidade relativa de artrópodes capturados em cerrado, interface e pastagem. A tabela mostra a proporção total de cada ordem em relação ao total de artrópodes capturados em cada ambiente (T%) e a proporção dos taxa em relação ao táxon de nível superior na hierarquia taxonômica (G%). O resultado da comparação realizada pela NPMANOVA também é apresentado, mostrando a soma total dos quadrados (SS) e os valores de F. As letras mostram a comparação entre cerrado (C), interface (I) e pastagem (P), onde letras seguidas do sinal “>” indicam que houve uma atividade-densidade significativamente maior ($p < 0,05$) naquele ambiente em relação ao outro; as letras seguidas do sinal “=” indicam que não houve diferenças e; as letras entre parênteses indicam o ambiente em que determinado táxon não foi capturado.

Tabela 5. Taxa indicadores de cada ambiente analisados através do seu valor indicador (IndVal).

RESUMO - A manutenção dos ecossistemas terrestres e agroecossistemas está diretamente ligada aos solos e suas características, incluindo sua biota associada, que representa um componente essencial para a manutenção de uma série de processos ecossistêmicos. Levando em conta que o manejo de pastagens ainda é o principal uso da terra no bioma Cerrado, o presente estudo avaliou se o uso de pastagens, manejadas com gramíneas africanas e implementadas sobre latossolos de cerrado sentido restrito, afeta a comunidade de artrópodes ativos da superfície do solo (epígeos). O estudo foi conduzido durante a estação chuvosa de 2015 em três propriedades rurais no Distrito Federal. Os artrópodes epígeos foram capturados com armadilhas de queda (*pitfalls*) em três fragmentos de cerrado sentido restrito (controle), três pastagens e nas interfaces entre esses ambientes (tratamentos). Foram analisados um total de 27.656 artrópodes, distribuídos em 25 ordens entre as classes Insecta, Collembola, Arachnida, Diplopoda e Chilopoda. As classes Insecta e Collembola representaram juntas 92,3% dos artrópodes epígeos. No total 382 *taxa* foram identificados, sendo 95 morfoespécies de Araneae, 138 de Coleoptera e 111 de Formicidae. Desse total, 225 *taxa*/morfoespécies foram encontrados em fragmentos de cerrado, 236 em interfaces e 185 em pastagens. Os fragmentos de cerrado apresentaram o maior número de *taxa* exclusivos e compartilharam mais *taxa* com a interface. A família Formicidae foi predominante nos três ambientes, seguida de Isoptera no cerrado e Symphypleona na interface e pastagem. Os resultados indicam que a atividade-densidade média de artrópodes epígeos em pastagens não difere dos outros ambientes devido a um balanço entre o aumento da atividade de populações de Collembola e a diminuição da atividade de outros *taxa*, principalmente predadores. A riqueza e diversidade de artrópodes epígeos foi menor em pastagens, que diferiram dos fragmentos de cerrado quanto a composição e estrutura da comunidade, revelando *taxa* potencialmente sensíveis a esse sistema (Ptiliidae; Nitidulidae; Erythraeoidea adultos; Zodariidae). Cerca de 40% da dieta de artrópodes epígeos capturados no cerrado foi proveniente de fontes de carbono C4 enquanto nas pastagens 80% da dieta foi proveniente de fontes C4. Os resultados evidenciam que o estrato herbáceo é um importante componente para a manutenção da estrutura trófica de artrópodes epígeos de cerrado, mas não garante a manutenção da riqueza de artrópodes sobre o uso de pastagens manejadas, que alteram a composição e estrutura dessa comunidade.

Palavras-chave: Savana, Uso da terra, Isótopos estáveis, Insecta, Collembola

ABSTRACT - The maintenance of terrestrial ecosystems and agro-ecosystems is directly linked to soil characteristics, including its associated biota, which is an essential component for a range of ecosystem processes. Considering that cultivated are still the main land use in the Cerrado biome, this study evaluated the effect that cultivated pastures with African grasses on cerrado *sensu stricto* Oxisols have on the epigeic arthropods community. The study was conducted during the rainy season in 2015 at three private farms of Federal District, Brazil. Epigeic arthropods were caught with pitfall traps in three cerrado stricto sensu fragments, three cultivated pastures and between these areas, considered here as “interfaces”. Were analyzed 27.656 arthropods, divided in 25 orders between Insecta, Collembola, Arachnida, Diplopoda and Chilopoda classes. Overall, the Insecta and Collembola classes accounted together 92.3% of epigeic arthropods. Altogether, 382 *taxa* were identified, on which 95 were Araneae, 138 Coleoptera and 111 Formicidae morphospecies. In the cerrado fragments 225 *taxa*/morphospecies were found, 236 in interfaces and 185 in the cultivated pastures. The cerrado fragments had the highest number of unique *taxa* and shared more *taxa* with the interface area. The Formicidae family was predominant both in cerrado, interface and pasture areas, followed by Isoptera in cerrado and Symphypleona in interface and pasture areas. The results indicate the average activity-density of epigeic arthropods in pastures does not differ from other systems due to a balance between the increased activity of Collembola populations and decreased activity of other *taxa*, especially predators. The richness and diversity of epigeic arthropods was lower in pastures, which differed from cerrado fragments concerning their composition and community structure, revealing potentially sensitive *taxa* to this managed system (Ptiliidae; Nitidulidae; Erythraeoidea adults; Zodariidae). About 40% of epigeic arthropod diet caught in the cerrado fragments was from C4 carbon sources while this source has predominated in arthropod diet on managed pastures. The understory is an important component for maintaining trophic structure of cerrado epigeic arthropods, but does not guarantee the maintenance of arthropods richness on managed pastures, which had effect on the composition and structure of this community.

Keywords: Savanna, Land use, Stable isotopes, Insecta, Collembola.

INTRODUÇÃO

O solo está entre os habitats que possui a maior riqueza biológica do planeta, contendo uma enorme biodiversidade por unidade de área e uma rede de interações de alta complexidade (Brussaard 1997, Bardgett & Van Der Putten 2014). A manutenção dos ecossistemas terrestres, incluindo os agroecossistemas, está diretamente ligada aos solos e suas características, sendo a biota um componente essencial para uma série de processos ecossistêmicos chave, como a decomposição e ciclagem de nutrientes (Swift et al. 1979, Bardgett 2005, Lavelle et al. 2006). Além disso, essa biota media a provisão de diversos serviços ecossistêmicos para a humanidade através, por exemplo, controle biológico de pragas, degradação de poluentes, formação do solo e regulação do clima devido seu impacto sobre o ciclo do carbono (Barrios 2007, Bissett et al. 2013). No entanto, a compreensão sobre a biodiversidade do solo, suas funções e interações ainda continua limitada (Decaëns 2010) ao passo que os solos e sua biota são ameaçados pelas mudanças globais (Wall et al. 2012, Nielsen et al. 2015).

A crescente demanda por alimentos e energia impulsionaram a adoção de modelos de manejo extensivos e cada vez mais intensivos, aumentando consequentemente a preocupação em torno dos seus impactos para a biodiversidade, para a saúde do ambiente e para a sustentabilidade da produção (Matson et al. 1997, Tilman 1999, Foley et al. 2005). Projeções apontam que a conversão do uso da terra é um dos principais condutores das mudanças globais que impactará ainda mais a biodiversidade global (Sala et al. 2000), já que seus efeitos negativos são consistentemente perceptíveis para a biodiversidade em escala local (Newbold et al. 2015). Geralmente, os esforços para alcançar os objetivos de maximizar o rendimento de agroecossistemas envolvem a redução proposital da riqueza de espécies vegetais nativas e das espécies que se favorecem no ambiente modificado e se tornam indesejáveis (Swift & Anderson 1994). No entanto, o declínio da diversidade de espécies que resultam dessas práticas pode ir além daquelas espécies que são removidas de forma intencional (Beare et al. 1997).

A redução de espécies vegetais ocasionada pela conversão da vegetação nativa em agroecossistemas, a escolha da composição de plantas que substituem as espécies originárias e o tipo de manejo aplicado, possuem efeitos determinantes para a biodiversidade total do sistema e provisão de serviços ecossistêmicos (Matson et al. 1997;

Foley et al. 2005). Essa redução e consequente mudança de composição da comunidade vegetal alteram imediatamente atributos morfológicos que caracterizam as atividades de engenharia das plantas, alterando subsequentemente o microclima e condições do solo, que por vez podem afetar a estrutura e funcionamento das comunidades desse ambiente (Wolters et al. 2000). Adicionalmente, alterações na estrutura do habitat alteram a distribuição de recursos para alimentação, nidificação, repouso, acasalamento e postura de ovos de muitos organismos (Brown 1991), afetando consequentemente a composição e abundância da biota associada, que inclui os invertebrados do solo, assim como organismos do complexo de pragas (insetos, patógenos e seus inimigos naturais), que em conjunto afetam processos do solo e da vegetação (Matson et al. 1997).

Assim como em ecossistemas naturais, muitos serviços ecossistêmicos benéficos aos agroecossistemas são gerados por diversas funções biológicas (Barrios 2007) e, consequentemente, uma das principais preocupações para a sustentabilidade de sistemas agrícolas simplificados é a dependência da aplicação de altos níveis de insumos artificiais, com consequentes custos econômicos e ambientais (Altieri 1999). As práticas de manejo adotadas em agroecossistemas podem ser determinantes para a manutenção ou redução das funções biológicas promovidas por grupos funcionais da biota associada (Giller et al. 1997, Altieri 1999) que, dependendo do contexto, podem favorecer ou desfavorecer a comunidade acima do solo e consequentemente serem afetados por ela (Wardle et al. 2004). A composição, abundância e os níveis de atividade da comunidade do solo podem ser marcadamente diferentes em agroecossistemas quando comparados aos ecossistemas naturais a partir do qual derivaram (Barros et al. 2006).

Análises mostram que a conversão da vegetação nativa para o uso de agroecossistemas em diferentes regiões e biomas afetam diversos *taxa* da fauna de artrópodes, exibindo um padrão de declínio da riqueza e abundância, principalmente de predadores, e especialmente em práticas de manejo mais intensivas (Attwood et al. 2008). Além disso, organismos de maior tamanho corporal parecem ser mais sensíveis a intensificação de agroecossistemas (Postma-Blaauw et al. 2010). Assim, comparado aos usos convencionais, o uso de pastagens, por exemplo, pode ser favorável para a manutenção da riqueza de artrópodes quando a vegetação nativa local se encontra totalmente suprimida (Attwood et al. 2008). Para a fauna de macroinvertebrados do solo, no entanto, o efeito do uso de pastagens parece depender ainda do grau de contraste

estrutural da vegetação, visto que em ecossistemas florestais essa fauna parece ser mais afetada do que em ecossistemas campestres e savânicos (Decaëns et al. 2004).

No Cerrado, o uso de pastagens, manejadas com gramíneas africanas de ciclo fotossintético C4 para a criação de gado, ainda é a prática predominante de uso da terra, ocupando 25% da área territorial do bioma (Sano et al. 2000, 2008). Ainda existem poucos estudos que investigaram como a fauna do solo responde ao uso de pastagens manejadas na região do Cerrado, contudo, os resultados mostram que a macrofauna do solo sofre um expressivo impacto ocasionado pela conversão inicial da vegetação nativa (Benito et al. 2004), e subseqüentes alterações de abundância, biomassa e riqueza taxonômica são percebidas (Benito et al. 2004, Silva et al. 2006, 2008, Marchão et al. 2009b, Portilho et al. 2011, Luz et al. 2013). No entanto, de uma forma mais geral, a compreensão de como a composição e estrutura da comunidade de artrópodes é afetada pelo uso de pastagens ainda é limitada, visto que uma menor quantidade de estudos amostrou representantes da mesofauna do solo (Oliveira et al. 2006, 2010, Heid et al. 2012).

Estudos utilizando grupos focais da fauna de artrópodes, como cupins e coleópteros escarabeídeos, mostraram que a simplificação de habitats, ocasionada pela implementação de pastagens em fisionomias do Cerrado, altera a composição de espécies e diminui a riqueza local desses organismos (Almeida et al. 2011), podendo causar a extinção de populações que dependem de recursos específicos (Carrizo et al. 2009). Em fisionomias savânicas do Cerrado, o estrato arbustivo e arbóreo é composto predominantemente por espécies de ciclo fotossintético C3, entretanto, no estrato herbáceo predomina espécies de gramíneas com um ciclo fotossintético C4, embora existam espécies C3 (Klink & Joly 1989). Sendo assim, a mudança na estrutura da vegetação, imposta pela implementação de monoculturas de pastagens manejadas com gramíneas africanas de ciclo C4, além de ameaçarem gramíneas nativas (Pivello et al. 1999), alteram a quantidade e qualidade do recurso que entra no sistema. Levando esses aspectos em consideração, ainda resta saber ao certo quantos grupos taxonômicos da fauna de artrópodes do solo podem ser potencialmente sensíveis ao uso de pastagens manejadas e, avaliar se artrópodes ativos na superfície do solo de pastagens são restritos a fontes alimentares locais, ou seja, provenientes do carbono de ciclo fotossintético C4 das gramíneas exóticas, ou, se ainda estão conectados a fontes alimentares do cerrado do qual originaram.

OBJETIVO

O presente estudo avaliou o efeito que pastagens, com mais de 30 anos de uso sobre latossolos em áreas originalmente de cerrado sentido restrito, possuem para a comunidade de artrópodes da superfície do solo (epígeos), investigando se:

1. Há uma menor atividade, riqueza e diversidade taxonômica de artrópodes epígeos em pastagens comparando com fragmentos de cerrado sentido restrito.
2. Há uma mudança de composição e estrutura da comunidade de artrópodes epígeos em pastagens, possibilitando a identificação de *taxa* sensíveis a esse uso.
3. A interface entre fragmentos e pastagens preserva a riqueza e diversidade de artrópodes epígeos dos fragmentos de cerrado, mantendo a composição e estrutura da comunidade.
4. Os artrópodes capturados em pastagens estão restritos a uma dieta baseada em fontes de carbono C4.

REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Mudança do uso da terra no Cerrado e suas implicações ecológicas

O Cerrado se destaca como um dos biomas tropicais mais diversos, contendo a savana mais rica em espécies de plantas do mundo e abrangendo aproximadamente 22% da área territorial do Brasil (Oliveira & Marquis 2002). A vegetação nativa do Cerrado é encontrada em interflúvios bem drenados e consiste de um mosaico de fitofisionomias campestres (predomínio do estrato herbáceo e presença de arbustos), savânicas (estrato herbáceo, arbustivo e arbóreo) e florestais (ex.: cerradão), que incluem ainda as matas de galeria encontradas ao longo de cursos d'água (Ratter et al. 2006, Ribeiro & Walter 2008). Devido ao alto grau de endemismo de espécies e a rápida perda de habitats mediante a intensa mudança do uso da terra e do regime de fogo, o Cerrado é considerado um dos 34 *hotspots* de biodiversidade do mundo (Mittermeier et al. 2011).

Até os anos 70, o uso da terra mais expressivo no Cerrado foi representado pela pecuária extensiva de subsistência. Posteriormente, influenciado por subsídios, tecnologias e pela construção de rodovias, o Cerrado passou por severas mudanças, principalmente na porção centro-sul do bioma devido a introdução de uma agricultura de

capital intensivo e mecanizada para a produção e exportação, essencialmente, de soja, milho, algodão e café (Klink & Moreira 2002). Estimativas indicam que 56% do total de terras apropriadas para a agricultura intensiva no Cerrado já foram convertidas (Sano et al. 2010). Contudo, o uso predominante na paisagem do Cerrado é o de pastagens manejadas com espécies de gramíneas africanas para a criação de gado, ocupando mais de 25% do bioma (Sano et al. 2000, 2008)

Segundo Machado *et al.* (2004), os remanescentes de vegetação nativa do Cerrado cobrem menos de 50% da área original do bioma e somente 2,2% desta área está protegida legalmente (Klink & Machado 2005). Apesar dos benefícios socioeconômicos gerados pela expansão da agricultura e do uso de tecnologias modernas, esse desenvolvimento veio acompanhado de um alto custo ambiental devido a fragmentação da paisagem, perda de biodiversidade, alteração nos regimes de queimadas, invasões biológicas, erosão dos solos, uso indiscriminado de químicos e poluição da água (Klink & Moreira 2002; Klink & Machado 2005). Projeções futuras apontam que a mudança no uso da terra é o condutor que deverá ter o maior impacto global sobre a biodiversidade, visto que seus efeitos sobre a disponibilidade de habitats, redução da biodiversidade local e consequentes extinções já são percebidos (Sala *et al.* 2000; Chapin. *et al.* 2001; Pimm *et al.* 2014; Newbold *et al.* 2015).

Das espécies de plantas e animais conhecidas no Cerrado, mais de 700 sofrem algum grau de ameaça no bioma (Machado et al. 2008, Martinelli & Moraes 2013), ao passo que muitas espécies, principalmente de invertebrados, e, especialmente os que habitam o solo e a serapilheira, ainda são desconhecidas (Brandão et al. 2000). Experimentos e modelos apontam que a perda de biodiversidade pode alterar ou prejudicar a provisão de serviços ecossistêmicos (Naeem et al. 1994), estando entre os principais condutores de mudanças em processos chave envolvidos no ciclo do carbono, como a produtividade primária e a decomposição (Hooper et al. 2012). Por outro lado, limitações experimentais dificultam as investigações e a compreensão da relação entre diversidade e funcionamento e, além disso, a redundância funcional entre espécies pode ser comum em diversas comunidades (Schwartz et al. 2000, Nielsen et al. 2011).

Os ecossistemas naturais são caracterizados por apresentarem complexas funções ecossistêmicas, as quais têm o potencial de ser positiva ou negativamente afetadas pela biodiversidade ou interagir para aumentar ou inibir a provisão de outras funções na

medida em que “domesticamos a natureza” (Kareiva et al. 2007). Estudos que inferem o papel da biodiversidade, muitas vezes extrapolam resultados positivos analisando uma ou poucas funções e assim ignoram a interação entre as funções do ecossistema (Gamfeldt et al. 2008). Entender como a biodiversidade afeta as múltiplas funções do ecossistema torna-se essencial para se extrair múltiplos bens e serviços de ecossistemas altamente funcionais. Recentemente, analisando as evidências experimentais de vários estudos, Lefcheck *et al.* (2015) apontam que o efeito da biodiversidade é mais forte quando múltiplas funções são consideradas, implicando que a biodiversidade é essencial para a manutenção da multifuncionalidade dos ecossistemas.

A conversão da vegetação nativa para práticas agrosilvipastoris pode provocar um declínio no carbono orgânico total do solo e um consistente decréscimo no carbono da biomassa microbiana, colocando em cheque a resiliência desses compartimentos (Kaschuk et al. 2011). A conversão para pastagens, por exemplo, pode afetar a densidade (Viana et al. 2011) e a diversidade de microorganismos do solo (Quirino et al. 2009). Apesar disso, estudos mostram que o estoque e a taxa de sequestro de carbono do solo em agrossistemas com manejos menos intensivos tendem a continuar semelhantes ou sofrer tanto um decréscimo como um aumento quando comparadas a vegetação nativa do Cerrado (Lardy et al. 2002, D’Andréa et al. 2004, Marchão et al. 2009a, Pinheiro-Alves et al. no prelo), levando em conta o estado de conservação do sistema (Maia et al. 2009) e o tipo de solo (Fidalgo et al. 2007, ver Coutinho et al. 2015 para uma revisão).

No Cerrado, os Latossolos predominam entre os tipos de solo e cobrem aproximadamente 45% da região (Reatto et al. 1998). Esses solos são caracterizados por uma baixa fertilidade, tornando necessário a aplicação de calcário e adubo para se obter um alto rendimento de culturas (Yamada 2005, Carvalho et al. 2009). A aplicação de calcário em latossolos pode aumentar a dispersão da argila, destruindo agregados do solo e reduzindo a infiltração (Roth & Pavan 1991), porém, a longo prazo, juntamente com a adição de fertilizantes, há um aumento no rendimento da produção, resultando em entradas e maior acúmulo de matéria orgânica no solo, podendo favorecer a atividade biológica e a estabilidade dos agregados, assim como aumentar a porosidade (Haynes & Naidu 1998). Em contrapartida, alterações significativas nas propriedades físicas e biogeoquímicas do solo podem ocorrer devido a mudança do uso da terra no Cerrado, e, embora as pastagens possuem efeitos menos pronunciados quando comparados a outros usos (Hunke et al. 2015), seu uso pode levar a diminuição da microagregação, que por

sua vez pode ser resultado de mudanças na fauna do solo e sua atividade (Balbino et al. 2002).

Fauna do solo: diversidade, estrutura e função

A biota do solo, de uma forma abrangente, é composta por espécies que passam sua vida inteira ou apenas parte dela no solo, possuem uma notável diversidade de tamanhos corporais, formas de vida e comportamentos, com representantes de praticamente todos os principais grupos taxonômicos encontrados em ecossistemas terrestres (Swift et al. 1979, Wolters 2001, Decaëns et al. 2008). As comunidades do solo podem possuir milhões de espécies e bilhões de indivíduos dentro de um único ecossistema, e globalmente representam aproximadamente 25% das espécies descritas (Decaëns et al. 2006, Bardgett & Van Der Putten 2014). Essa enorme diversidade se dá principalmente pelas inúmeras espécies de bactérias e fungos, no entanto, uma rica e abundante fauna, principalmente de invertebrados, coexiste e interage de forma complexa, regulando de forma direta ou indireta a provisão de recursos para os produtores primários (Giller 1996, Wardle 2002, Hättenschwiler et al. 2005).

Uma das formas mais comuns de classificar a fauna do solo é por categorias baseadas no tamanho corporal. Adicionalmente a forma de vida e a fisiologia, o tamanho corporal reflete as estratégias adaptativas (individualmente ou via associação mutualística) que esses organismos possuem para lidar com as limitações para respirar, se deslocar e se alimentar nesse habitat (Lavelle 2012). Os tamanhos variam basicamente através de três ordens de magnitude (Swift et al. 1979). Os menores animais ($\emptyset < 0,1$ mm), compostos pela microfauna (protozoários e nematoides), são limitados a película de água em torno das partículas do solo. A mesofauna ($0,1 \leq \emptyset \leq 2$ mm), representada predominantemente por microartrópodes (ácaros e colêmbolos), coloniza o sistema poroso, mas também a superfície do solo. Os maiores invertebrados ($\emptyset > 2$ mm), componentes da macrofauna, são grandes o bastante para romper as barreiras do solo, vivendo na superfície ou em ninhos e tocas criados por eles, e, juntamente com a megafauna podem exercer uma grande influência sobre a estrutura do solo (Swift et al. 1979, Lavelle et al. 1997).

Como o solo não é um ambiente homogêneo, a sua estrutura dita a complexidade do ambiente experimentado pelos organismos presentes nele. Com isso, esses organismos

também podem ser classificados levando em conta a camada do solo em que habitam (Eisenbeis & Wichard 1987). As espécies podem ser separadas em euedáficas (confinadas ao sistema poroso), epiedáficas ou epígeas (habitam a superfície e a camada de serapilheira), ou ainda em hemiedáficas, que, geralmente, são espécies epígeas temporárias capazes de colonizar ou construir tocas no solo (Eisenbeis & Wichard 1987, Villani et al. 1999). Ainda, dentro de um mesmo grupo taxonômico pode existir espécies com diferentes adaptações morfológicas para viver em diferentes camadas do solo. Espécies de Collembola, por exemplo, que possuem tamanho corporal maior, pigmentação, antenas longas e uma maior mobilidade, geralmente habitam a superfície do solo, enquanto as que vivem dentro do solo são menores, sem pigmentação, com pequenas antenas e apêndices locomotores reduzidos (Salmon & Ponge 2012, Coleman & Wall 2015).

Essa gama de tamanhos corporais e estratégias de vida que caracterizam a biodiversidade dos solos demonstram que o solo por si só é um ambiente capaz de oferecer habitats extremamente heterogêneos, tanto em termos de complexidade estrutural e complexidade química dos recursos nele presentes como em termos de espaço e tempo, propiciando uma diversidade de microhabitats e oportunidades para esses organismos estabelecerem nichos e coexistirem (Decaëns 2010). A distribuição e atividade desses organismos são impulsionadas por diversos fatores e mostram padrões com controles dependentes de escala (Ettema & Wardle 2002, Berg 2012). Na escala de paisagem, os padrões espaciais da biota do solo podem estar relacionados a topografia, padrões do solo e pelas manchas de vegetação. Em contraste, em escala local esses padrões podem ser irregulares e estruturados pela variação de propriedades físicas e químicas do solo e pela estrutura da vegetação, que determinam a qualidade da matéria orgânica que entra no sistema. Por fim, em uma escala mais fina, a biota do solo pode estar relacionada com manchas de recursos, ou *hot spots*, sob várias formas de material orgânico efêmero, ou ainda às variações na estrutura do solo (Wardle 2002, Bardgett et al. 2005).

No entanto, as escalas em que a heterogeneidade do habitat impacta os diferentes grupos de organismos do solo vão depender, além do tamanho corporal e da unidade do habitat, de processos populacionais intrínsecos, como dispersão, reprodução, competição e predação, que por sua vez são influenciados por distúrbios estocásticos (Ettema & Wardle 2002). A especialização em termos de hábitos alimentares (Scheu & Falca 2000),

estratégias de vida e capacidade de dispersão, por exemplo, pode permitir que alguns animais do solo evitem a competição entre si, contudo, devido à complexidade da matriz do solo e a dificuldade que outros organismos possuem em termos de locomoção tornam da competição um fator estruturante das comunidades do solo (Ettema & Wardle 2002). A distinção entre nichos alimentares de animais pertencentes a teia trófica decompositora do solo, por exemplo, parece ser rara devido ao hábito alimentar generalista dos seus representantes (Maraun et al. 2003).

Com poucas exceções, os organismos do solo são impulsionados pela energia derivada de formas reduzidas de carbono e, portanto, a atividade dessa biota está direta ou indiretamente ligada as plantas, a serapilheira e a matéria orgânica do solo. Assim, a função que cada representante da comunidade do solo desempenha vai determinar em última análise como a biodiversidade do solo afeta a comunidade acima do solo e conseqüentemente o funcionamento do ecossistema (Wall et al. 2012, Bardgett & Van Der Putten 2014). Juntamente com fatores físicos e químicos, a atividade dos invertebrados do solo determina a atividade microbiana em escala espacial e temporal. Juntamente com as raízes das plantas, os microorganismos e os invertebrados do solo possuem estratégias adaptativas complementares que influenciam o processo de decomposição e a dinâmica da matéria orgânica, a formação e manutenção da estrutura do solo e o fornecimento de água e nutrientes para as plantas (Lavelle 1997).

A degradação da matéria orgânica do solo é determinada principalmente pela ação enzimática especializada das bactérias e fungos, contudo esse e outros processos são fornecidos em conjunto pela interação de grupos funcionais chave (grupos de espécies com características e efeitos similares em processos ecossistêmicos), definidos como subconjuntos da comunidade total do solo a qual a fauna está inserida (Lavelle 1997, Swift et al. 2004, Wurst et al. 2012). Portanto as funções, assim como a atividade e sobrevivência dos diversos organismos que compõe essa assembleia de interações são interdependentes, ou seja, alguns organismos são dependentes da presença de outros, e podem atuar em diferentes escalas espaciais de forma direta ou indireta na mobilização de carbono e nutrientes (Figura 1).

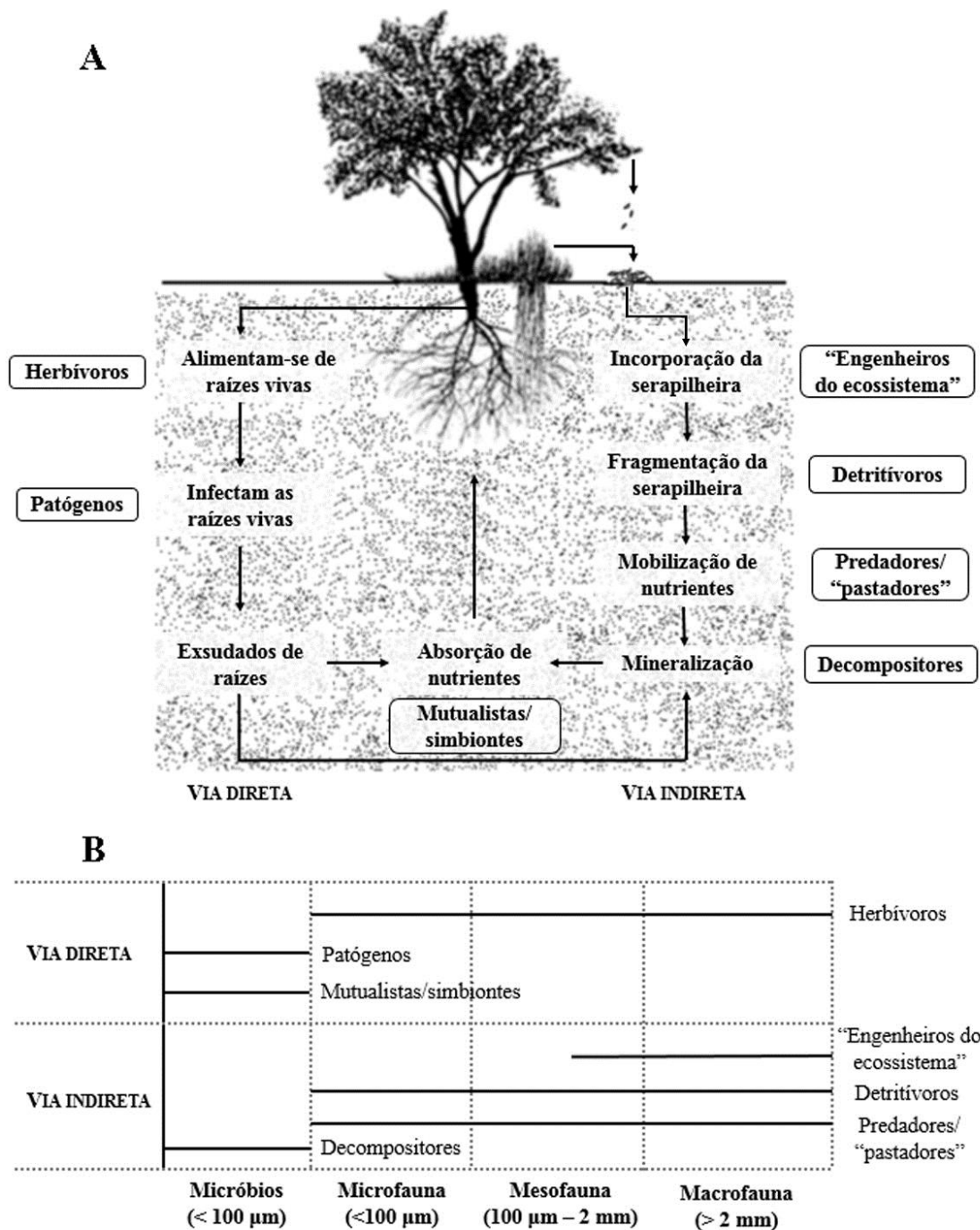


Figura 3. (A) Grupos funcionais da biota do solo envolvidos na mobilização de carbono e nutrientes através da serapilheira (“via indireta”) e através das raízes das plantas (“via direta”). (B) Restrição de tamanho dos grupos funcionais. (Adaptado de Wurst et al. 2012).

A microfauna participa da “micro teia alimentar” e possui um impacto significativo nas populações de microorganismos, atuando na liberação dos nutrientes imobilizados na biomassa microbiana, mas também servem de alimento para outros organismos do solo. A mesofauna contribui para a ciclagem de nutrientes através da ingestão de material

orgânico, podendo digerir parte da biomassa microbiana ou propiciar que os microorganismos digiram o material orgânico fragmentado e umedecido das suas pelotas fecais. Juntamente com alguns integrantes da macrofauna, a mesofauna é classificada como “transformadores da serapilheira”. Além disso, podem suprimir pestes e doenças pela alimentação seletiva de microorganismos, servir de alimento para outros organismos e distribuir pequenos animais através do solo (Wurst et al. 2012). Já a macrofauna é constituída por diversos artrópodes detritívoros, predadores, herbívoros e por organismos que possuem profundos impactos em seu habitat, considerados como “engenheiros do ecossistema” (Jones et al. 1994, Lavelle 1997).

Esses invertebrados frequentemente alteram as propriedades químicas, físicas e estruturais do solo, impactando conseqüentemente outros organismos e as funções ecossistêmicas (Lavelle 1997). Minhocas, formigas e cupins representam grandes proporções da biomassa animal nos ecossistemas, onde misturam partículas orgânicas pelo solo e afetam de forma significativa sua estrutura. Além disso, a macrofauna do solo influencia a ciclagem de nutrientes, a infiltração de água, supressão de pestes e também servem de alimento para outros animais, incluindo vertebrados (Wurst et al. 2012). Segundo Kibblewhite et al. (2008), a saúde dos solos é uma expressão da condição do conjunto de funções promovidas pela biota do solo, que por sua vez dependem das condições químicas e físicas do solo. Esse conjunto de funções são essenciais para a manutenção dos ecossistemas naturais e agroecossistemas que fornecem bens e serviços ecossistêmicos para a humanidade (Brussaard 2012; Figura 2). Essas funções, no entanto, não operam isoladamente, mas sim através de complexas interações multitróficas (Scheu & Setälä 2002), tornando a relação alimentar entre os organismos um importante fator de integração. Nesse sentido, análises de teias alimentares tem sido uma abordagem promissora, contribuindo para a compreensão do fluxo de energia nas comunidades do solo e sua atuação em processos essenciais, como a decomposição da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, bem como para entender as relações entre a dinâmica das teias alimentares do solo e a estabilidade dos ecossistemas diante das mudanças globais (Van Der Putten et al. 2004).

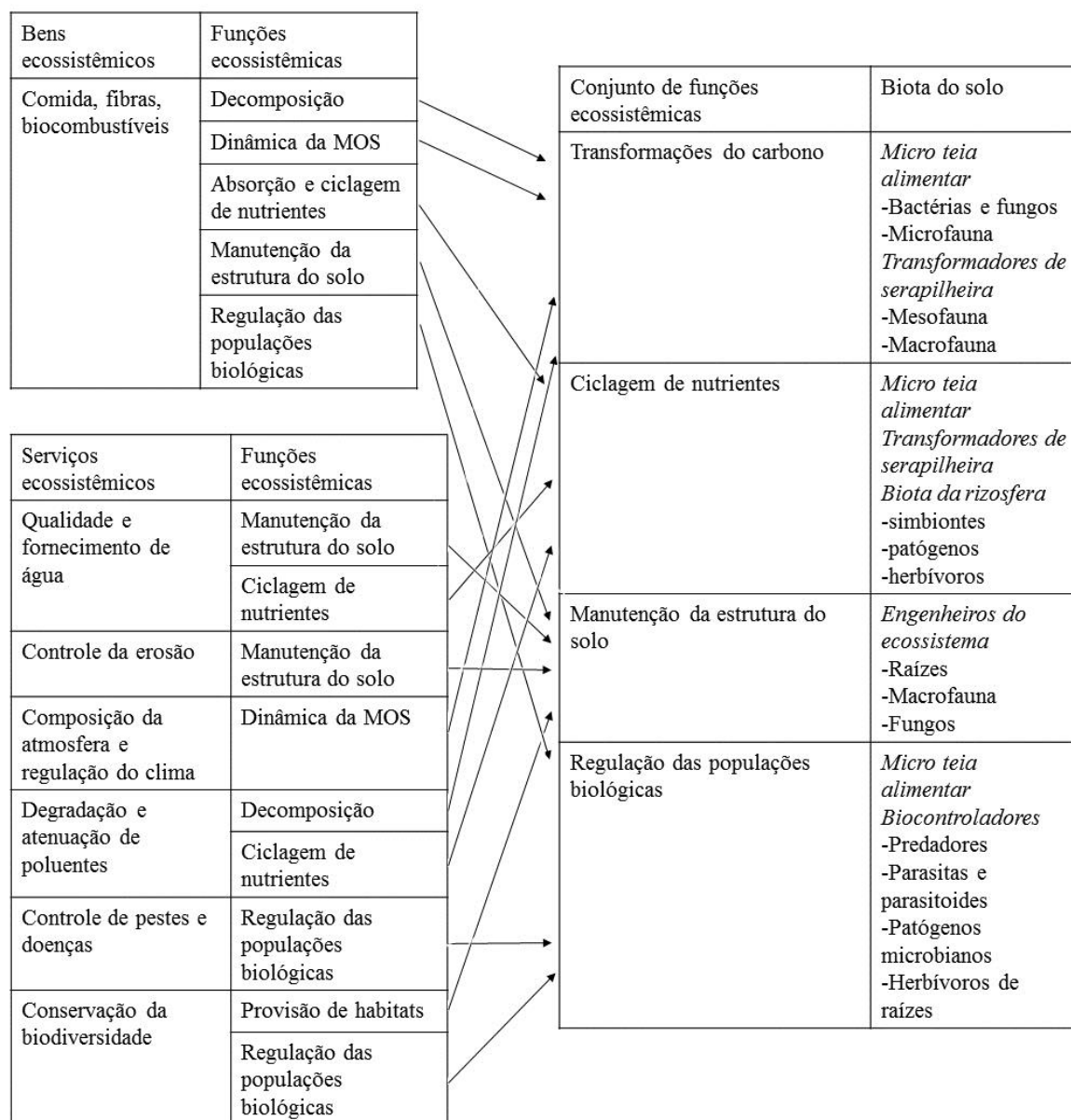


Figura 4. Relação entre a atividade dos grupos funcionais da biota do solo e o conjunto de funções ecossistêmicas que eles regulam para fornecer bens e serviços ecossistêmicos (Adaptado de Kibblewhite et al. 2008 e Brussaard 2012)

Avanços nessa abordagem tem sido possível através da análise da razão entre isótopos estáveis de carbono e nitrogênio. As diferenças naturais da abundância isotópica na natureza é resultado de diferentes taxas de reação em nível enzimático, e, com isso, variações na composição isotópica dos organismos podem ser utilizadas para rastrear teias alimentares, padrões de migração e preferências alimentares (Hood-Nowotny & Knols 2007, Hyodo 2015). A razão entre isótopos estáveis de ^{15}N e ^{14}N ($\delta^{15}\text{N}\%$), expressa

em relação a um padrão universal, vem sendo reconhecida como uma boa ferramenta para estimar a posição trófica de animais (Minagawa & Wada 1984, Scheu & Falca 2000). Os consumidores geralmente apresentam um enriquecimento no seu isótopo pesado (^{15}N) em relação ao recurso alimentar devido ao fracionamento que ocorre nessa transferência (DeNiro & Epstein 1981) que em média gira em torno de +2,3‰ (McCutchan et al. 2003). Em contraste, o fracionamento isotópico de carbono estimado entre consumidor e recurso é baixo, ficando em torno de +0,5‰ (McCutchan et al. 2003), contudo, o $\delta^{13}\text{C}$ ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) varia substancialmente entre produtores primários com diferentes vias fotossintéticas (ex.: C3 e C4) e, portanto, pode ser utilizada para determinar a preferência alimentar dos organismos (Peterson & Fry 1987, Hood-Nowotny & Knols 2007, Hyodo 2015).

Essa técnica traz vantagens devido à dificuldade que a matriz do solo impõe para observações diretas. Além disso, análises do conteúdo estomacal, fecal ou de características morfológicas não são capazes de informar quais recursos os organismos realmente digeriram e assimilaram em seus tecidos (Ruess & Chamberlain 2010). A análise complementar da assinatura isotópica de C e N do tecido de animais do solo vem ajudando a desvendar a complexa teia trófica do solo, possibilitando a compartimentalização dos grupos tróficos (Pollierer et al. 2009). Essa técnica também vem evidenciando a diferenciação funcional de *taxa* similares devido a variação das entradas de carbono ocasionadas por diferentes usos da terra (Crotty et al. 2014). Contudo, uma grande variação de $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ ocorre entre diferentes *taxa* (Ponsard & Ardití 2000, Scheu & Falca 2000, McNabb et al. 2001, Halaj et al. 2005), podendo ser resultado de um enriquecimento trófico diferenciado relacionado a predação intraguilda, consumo de fungos e pelo efeito da humificação das dietas, tornando difícil a investigação das teias tróficas do solo (Hyodo 2015).

Mudança do uso da terra e suas implicações para a fauna do solo

A expansão e intensificação dos agroecossistemas estão entre as formas predominantes do uso da terra e contribuíram tremendamente para o aumento da produção mundial de alimentos, fibras e biocombustíveis, no entanto, essa prática também altera processos ecossistêmicos complexos e pode levar a sérias consequências ambientais em diversas escalas (Matson et al. 1997; Foley et al. 2005). O impacto desses e de outros fatores para biodiversidade global tem se tornado cada vez mais preocupante pelo fato

que isso pode comprometer irreparavelmente certos serviços ecossistêmicos vitais para humanidade (Chapin et al. 2000). Muitos desses serviços são reconhecidamente providos pelos solos e sua biota (Barrios 2007), e no contexto do escasso conhecimento que ainda temos sobre a biodiversidade dos solos tropicais, muitos esforços são necessários para compreendermos melhor a função dessa biodiversidade diante da rápida fragmentação e modificação de habitats (Giller et al. 2005).

A fragmentação das paisagens através da remoção de vegetações nativas possui diversas implicações para os ecossistemas e suas espécies, pois geralmente altera processos físicos relacionados a radiação solar, fluxo de ventos e de água, podendo afetar o microclima, o ciclo de carbono e nutrientes, a composição e estrutura da vegetação, além de afetar a qualidade dos habitats e desfazer interações entre diversas espécies (Bennett & Saunders 2010). Em ecossistemas tropicais, um declínio da riqueza de espécies de vários grupos animais já foi percebido ao longo de um gradiente de aumento da modificação de habitats (Lawton et al. 1998) e esse declínio é atribuído principalmente a conversão de florestas para agricultura ou pastagens (Dunn 2004). A conversão do uso da terra e o tipo de manejo pode resultar em consideráveis mudanças na composição e estrutura da comunidade de artrópodes (Goehring et al. 2002, Siqueira et al. 2014), afetando a diversidade, abundância e a interação entre espécies (Thorbeck & Bilde 2004).

Em uma meta-análise abrangendo estudos realizados em uma variedade de regiões, biomas, sistemas de manejo e *taxa*, Attwood et al. (2008) mostraram que existe um padrão de declínio da riqueza e abundância de artrópodes, principalmente de predadores, ocasionado pela conversão da vegetação nativa em agroecossistemas. No entanto, esse declínio é mais acentuado em práticas de manejo mais intensivas. Em ecossistemas de clima temperado, estudos mais recentes mostram que a intensificação do manejo de agroecossistemas também afeta negativamente a composição e diversidade de grupos funcionais da biota do solo, principalmente de organismos com maior tamanho corporal (Postma-Blaauw et al. 2010), além de impactar a estrutura dos componentes da teia alimentar do solo e suas funções (De Vries et al. 2013). Ao longo de várias regiões da Europa, Tsiafouli et al. (2014) evidenciaram que a agricultura intensiva reduz a diversidade e a complexidade da teia alimentar do solo, ameaçando o funcionamento desses sistemas de produção.

Um maior grau de contraste em termos de estrutura da vegetação, parece ser um dos fatores chave para o declínio da riqueza de artrópodes. No estudo de Attwood et al. (2008) a perda de riqueza da vegetação lenhosa nativa para pastagem foi mais expressiva do que quando sistemas campestres e savânicos são convertidos para esse uso. A exploração de pastagens naturais e pastagens associadas com leguminosas em savanas colombianas, por exemplo, parece ter pouca influência para a macrofauna do solo (Decaëns et al. 1994). Esse padrão foi constatado por Decaëns et al. (2004) comparando a macrofauna do solo de florestas e savanas com a de pastagens utilizadas para a criação de gado na Colômbia. Nesse estudo, os autores indicaram que a macrofauna da savana não sofreu muito com sua conversão em pastagem devido à similaridade na estrutura da vegetação, ao contrário das florestas primárias onde a riqueza da macrofauna foi drasticamente reduzida.

A presença de uma abundante e diversa comunidade de macroinvertebrados do solo é vista como um parâmetro de sustentabilidade em agroecossistemas, pois estes organismos conseguem afetar os parâmetros físicos do solo (Lavelle 1997; Swift et al. 2004). Em um estudo na Amazônia Ocidental, Barros et al. (2004) deram indícios que a redução da diversidade, densidade e biomassa da macrofauna do solo após a conversão da floresta em pastagem afetou propriedades morfológicas e hidrológicas do solo. No sudeste da Amazônia, Mathieu et al. (2005) encontraram uma drástica redução da riqueza de espécies da macrofauna recentemente após o desmate da floresta para a plantação de arroz e cultivo de pastagens, mas também evidenciaram que a prática de pousio pode oferecer condições favoráveis para a recolonização dessa fauna.

No entanto, os invertebrados do solo podem diferir em termos de sucessão e recolonização de habitats após a interrupção de um cultivo. Estudando macroinvertebrados saprófagos (oribatídeos, diplópodes e isópodes) de cultivos abandonados em diferentes estágios de sucessão, Scheu & Schulz (1996) observaram que apenas a composição de espécies de ácaros oribatídeos mudou continuamente de estágios de sucessão mais recentes para mais antigos. A biota do solo é também reconhecidamente influenciada por variáveis abióticas. Mesmo depois de considerar a heterogeneidade de diferentes localidades e tipos de uso da terra, Birkhofer et al. (2012) apresentaram indícios que as propriedades do solo explicam proporções significativas da variação da abundância e diversidade da fauna do solo tanto em florestas e pastagens manejadas quanto não manejadas. Neste estudo, os autores observaram que a abundância da mesofauna das

florestas e pastagens foram negativamente relacionadas ao conteúdo de nitrato. Em outro estudo, Birkhofer et al. (2008) também evidenciaram que a abundância e diversidade da mesofauna pode ser afetada negativamente pela aplicação de fertilizantes sintéticos em agroecossistemas.

Em pastagens manejadas, as principais variáveis que influenciam as propriedades do solo são basicamente a aplicação de fertilizantes (orgânicos e inorgânicos) e a carga de animais ruminantes. Apesar de ser difícil separar o efeito que cada uma dessas variáveis possui para a fauna do solo, alguns grupos, como ácaros e colêmbolos, parecem responder tanto positivamente quanto negativamente a essas variáveis em ecossistemas temperados (Bardgett & Cook 1998), tornando a compreensão desses ambientes mais complexa. Comparando pastagens manejadas com sistemas de manejo mais intensivos, Attwood et al. (2008) evidenciaram que o uso de pastagens mantém uma maior riqueza de artrópodes, justificando que áreas de baixa a moderada alteração ou intensificação são susceptíveis de ter uma maior complexidade estrutural de habitats, pois não estão expostas ao manejo intensivo e uniforme. De fato, em sistemas naturais, diversas comunidades de animais do solo são positivamente relacionadas com a variedade de recursos alimentares e com o aumento da complexidade de habitats (Bardgett 2002), portanto, agroecossistemas que permitam essa complexidade podem favorecer essas e outras comunidades animais (Benton et al. 2003, Thorbek & Bilde 2004, Attwood et al. 2008).

Apesar dos estudos sobre possíveis impactos da conversão e da utilização de práticas de manejo em agroecossistemas para a fauna do solo do Cerrado apresentarem resultados variados, estes também evidenciam que diversas práticas de uso e manejo afetam consideravelmente a densidade, biomassa e riqueza da fauna do solo (Benito et al. 2004, Oliveira et al. 2006, 2010, Silva et al. 2006, 2008, Marchão et al. 2009b, Portilho et al. 2011, Heid et al. 2012, Luz et al. 2013). A conversão inicial da vegetação nativa de cerrado e a ação mecânica do manejo de pastagens causam um decréscimo expressivo na densidade da macrofauna, contudo, pastagens antigas podem apresentar densidades e biomassa de macroinvertebrados maiores do que no cerrado, favorecendo algumas populações de cupins, por exemplo, mas não de predadores (Benito et al. 2004). Práticas de menor intervenção e de melhoria de pastagens também são vistas como boas alternativas de manejo e favorecem a riqueza de alguns grupos da macrofauna (Silva et al. 2006, 2008, Marchão et al. 2009b).

Contudo, muitos aspectos sobre as comunidades do solo ainda não são bem compreendidos. Grande parte dos estudos no Cerrado focaram suas investigações principalmente em representantes da macrofauna do solo, desconsiderando grupos abundantes e importantes na regulação de processos ecossistêmicos, como por exemplo, ácaros e colêmbolos da mesofauna (Neher 1999). Além disso, medidas de densidade, biomassa e riqueza não revelam características da composição da comunidade, sendo que, juntamente com as características de grupos ou espécies chave e sua abundância relativa e complementariedade, essa composição parece ser mais importante para explicar as relações entre a biodiversidade do solo e o funcionamento dos ecossistemas (Wurst et al. 2012). O conhecimento mais detalhado sobre a fauna de artrópodes do Cerrado ainda permanece sobre grupos focais relativamente mais fáceis de acessar, como formigas, cupins e escarabeídeos. Estudos recentes ressaltam a importância da manutenção de remanescentes de vegetação nativa para conservar a biodiversidade desses grupos, tendo em vista que além de reduzirem sua riqueza e diversidade, as práticas de cultivo anual e pastagens podem modificar a composição e estrutura de suas assembleias (Carrijo et al. 2009, Almeida et al. 2011, Oliveira et al. 2013, Pacheco et al. 2013).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi conduzido em propriedades rurais na região do Ribeirão Mestre D'Armas, sub-bacia pertencente a bacia hidrográfica do rio São Bartolomeu, situada a nordeste do Distrito Federal entre as coordenadas 8289632,083 mE e 8263544,177 mE; 0200626,113 mS e 235866,588 mS (WGS 84, UTM, Zona 23S). A região encontra-se sob feições geomorfológicas de chapada, com relevos plano e suave ondulado e ocorrência predominante de Latossolos, sendo favorável ao uso agrícola e a recarga de nascentes (Sena-Souza et al. 2013).

O clima da região se enquadra na classificação de Köppen como “tropical úmido de savana” (Aw), podendo haver uma variação local para o clima “tropical de altitude” (Cwa e Cwb) nas porções mais elevadas da bacia. No geral, há uma sazonalidade marcada por invernos secos e verões chuvosos. A precipitação média anual encontra-se em torno de 1.500 mm, com chuvas concentrando-se de outubro a março. A temperatura média

mensal gira em torno de 22 °C no verão e 18 °C no inverno, onde, a umidade relativa do ar pode atingir níveis inferiores a 20% (Adámoli et al. 1985).

As propriedades rurais foram selecionadas a partir de um estudo prévio na mesma região que avaliou a relação do carbono do solo com aspectos da paisagem (Pinheiro-Alves 2015), e propriedades que continham culturas anuais e pastagens manejadas conectadas a fragmentos de cerrado sentido restrito foram identificadas levando em consideração semelhanças em elementos da paisagem. Três dessas propriedades que continham pastagens contínuas, manejadas com gramíneas africanas e um sistema rotacionado de pastejo, foram escolhidas para o presente estudo. Sendo assim, cada conjunto constituído de pastagem e fragmento adjacente foi considerado como uma unidade amostral (UA). O histórico de cada unidade foi obtido por Pinheiro-Alves (2015) e segue abaixo:

UA1 – Unidade localizada no campo experimental “Chapadão”, pertencente a Embrapa Cerrados, localizado entre as coordenadas 206319,92 mE e 8269449,34 mS. A área encontra-se sob latossolo vermelho. Em 1986, foi implementado um experimento para avaliar o efeito da aplicação de diferentes quantias de fósforo para a produtividade de gramíneas. Posteriormente a área foi utilizada para pastejo de gado de corte e leiteiro e entrou em estado de degradação, permanecendo até 2012 quando então a área foi gradeada e acrescida de calcário. Em janeiro de 2014, um novo experimento avaliando ganho de peso de touros jovens começou a ser desenvolvido e a área recebeu outra dose de calcário para implementação de *Urochloa* sp. O fragmento de cerrado sentido restrito adjacente a pastagem está sob latossolo vermelho-amarelo e possui área de aproximadamente 20 ha, não possuindo ocorrência de queimadas recentes.

UA2 – Unidade também localizada no campo experimental “Chapadão”, entre as coordenadas 206317,49 mE e 8267373,20 mS. A área está sob latossolo vermelho e o uso da terra se deu no início dos anos 80 com a criação de gado em área nativa. Posteriormente, após a realização de calagem e aplicação de gesso, houve a implementação de pastagem manejada com *Urochloa* sp., abrangendo uma área de aproximadamente 27 ha. O fragmento de cerrado sentido restrito adjacente a pastagem possui área de aproximadamente 121 ha e possui um histórico de queimadas, embora desde 2006 não há ocorrência de fogo.

UA3 – Unidade localizada em propriedade rural particular, localizada nas proximidades da BR 020, km 18, entre as coordenadas 201790,58 mE e 8272740,08 mS. A área está sob latossolo vermelho e possui 50 ha destinados a atividade agropecuária. O uso da terra deu início em 1974 e teve com finalidade a criação de gado de leite. Posteriormente foi implementada, de forma mecanizada, pastagem manejada com *Urochloa* sp. Para a criação de gado de corte. As últimas práticas de manejo e adubação foram realizadas entre 10 e 12 anos. A pastagem é utilizada por dois meses, duas vezes por ano, e, nos demais meses, fica em pousio. O fragmento de cerrado sentido restrito constitui a reserva legal da propriedade e possui 80 ha. Há aproximadamente 8 anos não há registro de queimadas na área.

O mapa da localização de cada unidade amostral é mostrado na figura 3.

Delineamento e método amostral

O delineamento amostral foi constituído por nove subunidades (três subunidades de fragmentos de cerrado, três subunidades de interfaces e três subunidades de pastagens manejadas). As unidades amostrais se distanciaram entre si em mais de 1 km. Em cada unidade, o polígono das subunidades de cerrado e pastagem foram delimitados utilizando as ferramentas do QGIS (versão 2.12.3) e utilizados para calcular pontos geométricos centrais e, a partir da coordenada desses pontos, os pontos amostrais foram estabelecidos. (Figura 3). As subunidades de interface foram consideradas aqui como a região onde há uma mudança abrupta e visual entre as subunidades de cerrado e pastagem, e a amostragem nessas intersecções também foram estabelecidas através de um ponto central. Sendo assim, o conjunto das subunidades de interface e pastagens foram considerados como tratamentos e o conjunto de subunidades de cerrado como controle. Esses conjuntos daqui em diante serão referidos como “ambiente”.

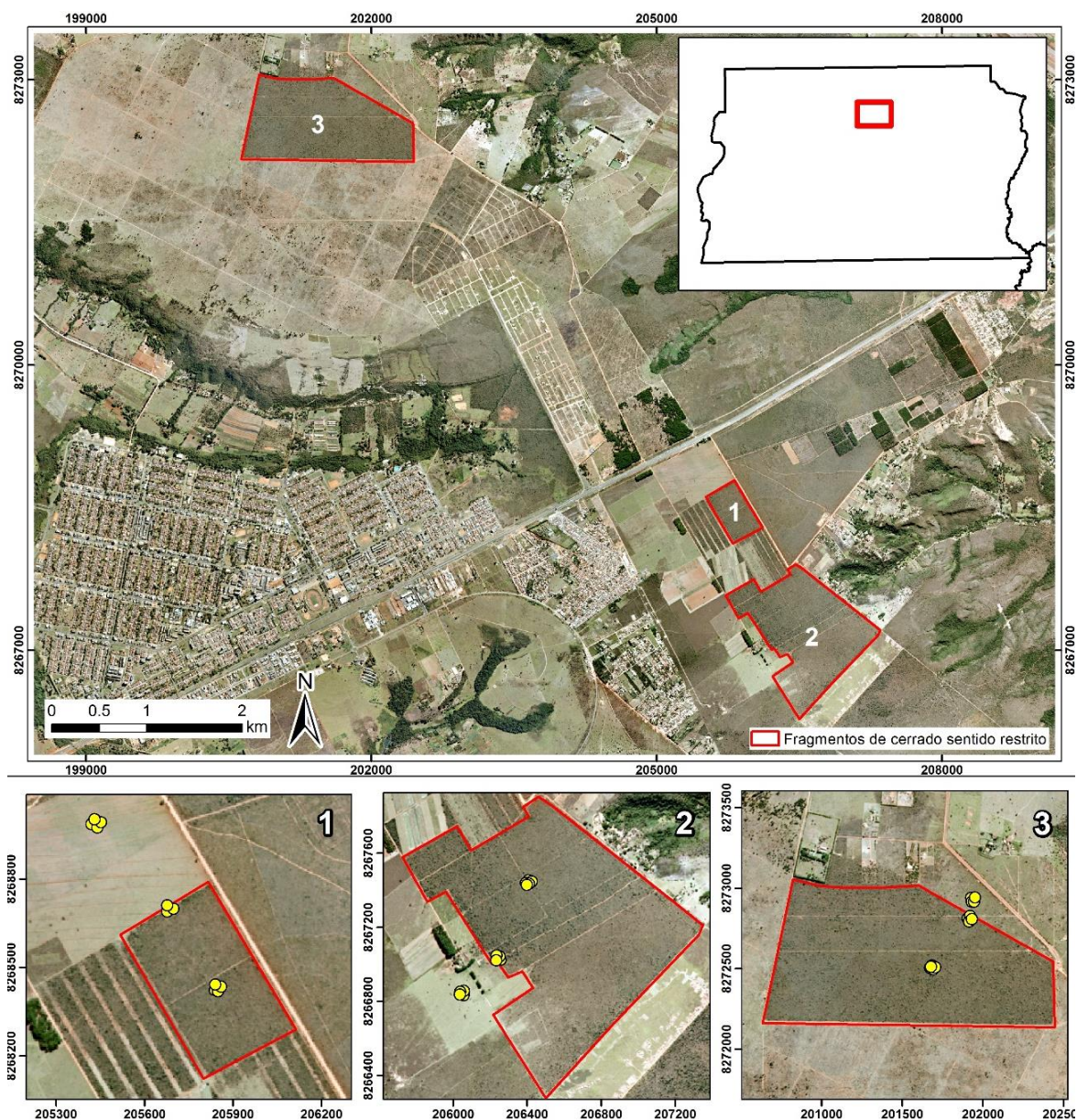


Figura 3. Localização das unidades amostrais na região do Ribeirão Mestre D'Armas, Distrito Federal. Os polígonos dos fragmentos de cerrado sentido restrito de cada unidade se apresentam delimitados por linhas vermelhas e os círculos amarelos mostram a região onde foram estabelecidos os pontos de coleta.

A amostragem foi realizada nos meses de janeiro (UA1 e UA2) e março (UA3) de 2015, compreendendo o período chuvoso. Nenhuma pastagem estava sob pastejo na época da amostragem. As pastagens da UA1 e UA2 tinham sido utilizadas recentemente e a pastagem da UA3 estava sob pousio a mais tempo, apresentando gramíneas com um porte maior. A comunidade de artrópodes ativos da superfície (epígeos) foi capturada utilizando armadilhas de queda (*pitfalls*). Em cada uma das subunidades, cinco

armadilhas foram instaladas. Primeiro, uma armadilha foi instalada tendo como referência o ponto central de cada subunidade, e, em seguida, as quatro armadilhas restantes foram instaladas a uma distância de 15 m da armadilha central, seguindo um plano cardinal (Figura 4).

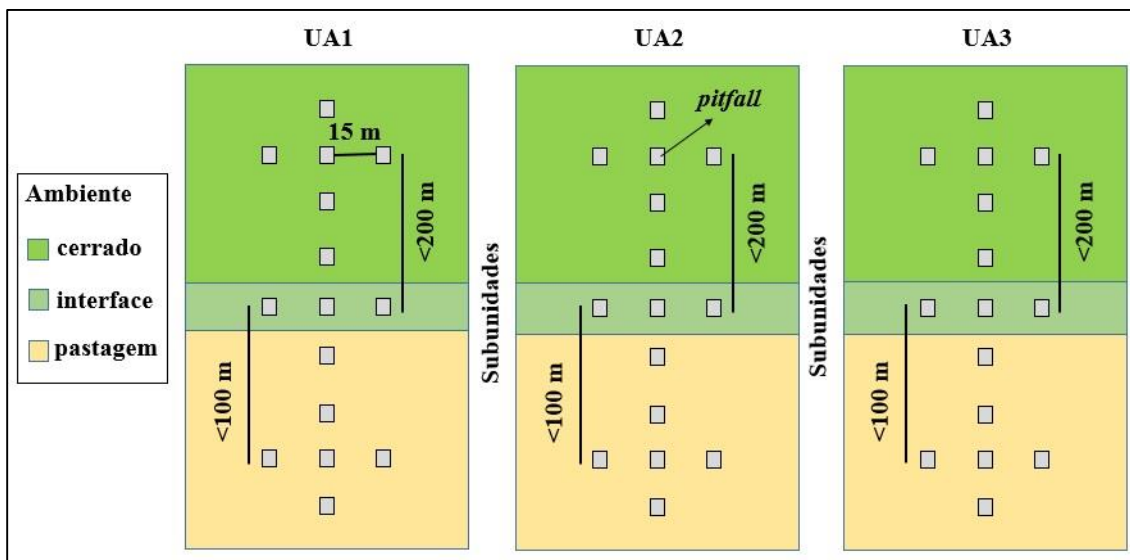


Figura 4. Desenho amostral, ilustrando as unidades amostrais, as subunidades e a disposição cardinal das armadilhas de queda (*pitfalls*).

As armadilhas *pitfall* foram constituídas de potes plásticos (14 cm de diâmetro e 10 cm de profundidade) enterrados a nível do solo com o auxílio de uma cavadeira articulada. Os potes foram preenchidos com uma solução de álcool 70% e detergente diluído (Extran MA 02 Neutro). Para evitar que o conteúdo dos potes transbordasse em caso de chuva, uma proteção foi feita utilizando pratos de isopor fixados ao solo com o auxílio de palitos de madeira (Figura 5). A retirada das armadilhas foi feita após sete dias da instalação. Em laboratório, o conteúdo dos potes foi passado em peneira (200 Mesh) e lavado com água destilada para diluir as frações mais finas do solo e retirar eventuais detritos que caíram nas armadilhas e poderiam atrapalhar na triagem dos artrópodes. Posteriormente o conteúdo foi devolvido aos potes plásticos contendo álcool 70%.



Figura 5. Instalação das armadilhas de queda (*pitfalls*), mostrando a abertura dos buracos, com o auxílio de cavadeira articulada (A); o pote de plástico enterrado a nível do solo sendo preenchido com álcool 70% (B) e; os pratos de isopor fixados ao solo com palitos de madeira (C).

As taxas de captura de artrópodes utilizando *pitfalls* podem variar dependendo da natureza da vegetação circundante, sendo sua utilização recomendada apenas para comparação de comunidades em vegetações com estrutura similar (Ausden & Drake 2006). Além disso, as armadilhas não informam a abundância verdadeira dos animais capturados, mas sim um índice composto que pode ser denominado de atividade-densidade (Topping & Sunderland 1992, Southwood & Henderson 2009). Contudo, como um dos intuitos desse estudo foi avaliar o efeito do uso de pastagens, e conseqüentemente o impacto que a alteração da estrutura da vegetação possui para a atividade e composição dos artrópodes epígeos, a utilização dessa técnica se torna relevante.

Atributos físicos e químicos do solo, e a razão carbono/nitrogênio da serapilheira dos fragmentos de cerrado e das pastagens de cada unidade foram analisados pelo estudo de Pinheiro-Alves (2015) e cedidos ao presente estudo. Os resultados obtidos foram utilizados no presente estudo com o intuito de caracterizar os ambientes. Os valores

médios de cada atributo (n = 3), obtidos a uma profundidade de 0-20 cm do solo são mostrados na Tabela 1.

Tabela 1. Média (\pm desvio padrão) dos atributos físicos e químicos do solo (0-20 cm) dos fragmentos de cerrado e das pastagens manejadas de cada unidade.

Atributos*	UA1		UA2		UA3	
	Cerrado	Pastagem	Cerrado	Pastagem	Cerrado	Pastagem
Ds	0,93 (0,18)	0,91 (0,04)	0,90 (0,02)	1,08 (0,03)	0,87 (0,03)	0,88 (0,05)
pH	5,17 (0,14)	5,81 (0,32)	4,90 (0,14)	6,07 (0,05)	4,87 (0,37)	5,57 (0,16)
Al ³⁺	0,52 (0,28)	0	0,56 (0,06)	0	0,52 (0,15)	0,03 (0,06)
P	0,77 (0,12)	3,57 (1,60)	0,53 (0,58)	11,60 (3,46)	0,70 (0,00)	0,70 (0,40)
K ⁺	16,33 (5,51)	38,67 (21,78)	34,33 (0,05)	70,67 (22,94)	37,33 (8,96)	33,33 (24,13)
Ca ²⁺	0,24 (0,11)	2,55 (0,45)	0,14 (0,02)	2,31 (0,44)	0,26 (0,04)	1,01 (0,59)
Mg ²⁺	0,10 (0,01)	1,07 (0,16)	0,10 (0,02)	0,92 (0,24)	0,12 (0,02)	0,34 (0,26)
Argila%	37,15 (11,82)	66,19 (0,96)	78,25 (0,00)	26,84 (5,81)	63,97 (1,67)	73,97 (1,67)
Umidade%	18,46 (9,10)	34,25 (1,50)	34,80 (0,88)	22,35 (2,38)	26,55 (2,60)	28,76 (1,41)
M.O.S	3,84 (2,42)	4,65 (0,37)	4,90 (0,15)	3,45 (0,52)	6,10 (0,39)	5,46 (1,31)
C/N	55,02 (7,23)	76,46 (16,64)	43,02 (6,46)	66,64 (15,95)	47,89 (1,50)	71,17 (21,4)

*Ds = Densidade do solo (g.cm^{-3}); pH em água; Al³⁺ = Alumínio trocável ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$); P = fósforo disponível (mg.dm^{-3}); K = Potássio disponível (mg.dm^{-3}); Ca²⁺ = Cálcio trocável ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$); Mg²⁺ ($\text{cmol}_c.\text{dm}^{-3}$); M.O.S = Matéria orgânica do solo (dag.kg^{-1}); Umidade = porcentagem de água no solo; C/N = razão carbono/nitrogênio da serapilheira.

Triagem e identificação

Os artrópodes capturados pelas armadilhas *pitfall* foram triados e contados com o auxílio de um estereomicroscópio (ampliação de até 40 vezes). A identificação foi feita em nível de classe/ordem e em nível de família e subfamília quando possível (Brescovit et al. 2002, Triplehorn & Johnson 2005, Krantz & Walter 2009, Rafael et al. 2012, Baccaro et al. 2015). As larvas de insetos foram apenas agrupadas. Levando em consideração que formigas, besouros e aranhas geralmente são grupos capturados com bastante frequência em *pitfalls* (Sabu & Shiju 2010), os espécimes desses grupos foram

separados em morfoespécies para refinar as análises da comunidade, visto que, principalmente para formigas e besouros, essa separação pode fornecer estimativas precisas da riqueza de espécies (Oliver & Beattie 1996). Ordens que tiveram apenas um indivíduo capturado (Ixodida e Phasmatodea) e grupos cujo principal método de locomoção é o voo ou não são bem representados pela técnica de coleta, como espécimes adultos de Diptera, Hymenoptera (com exceção de Formicidae e vespas parasitoides da superfamília Platygastridae), Auchenorrhyncha e Lepidoptera, foram registrados (Anexo I), mas excluídos das análises.

Preparação das amostras para análise da composição isotópica

Para determinar as assinaturas isotópicas de carbono e nitrogênio dos artrópodes epígeos, apenas *taxa* que individualmente ou coletivamente atingiram o peso necessário para a análise foram analisados. A morte e preservação dos artrópodes em álcool pode ocasionar uma pequena alteração na assinatura isotópica de carbono no tecido de invertebrados, contudo como o presente estudo teve o intuito de comparar a preferência alimentar de artrópodes por dietas que possuem assinaturas isotópicas de carbono bem distintas entre si, como é o caso de recursos provenientes de plantas com metabolismo fotossintético C3 e C4, a preservação em álcool é aceitável (Sticht et al. 2006).

Os artrópodes foram secos em estufa a 60 °C por 24h e posteriormente macerados com o auxílio de um almofariz e pistilo de ágata. As amostras maceradas de cada táxon foram então transferidas para pequenas cápsulas de estanho e pesadas em balança de precisão até atingir um peso de 1,5 a 2 mg (Figura 6). Posteriormente, as cápsulas contendo as amostras foram amassadas em formato esférico utilizando pinças apropriadas, colocadas em placas de ELISA e enviadas para análise.

A composição isotópica de carbono e nitrogênio foi determinada por combustão através de um analisador elementar (Carlo Erba, CHN-1100) acoplado a um espectrômetro de massa Thermo Finnigan Delta Plus pelo laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP) em Piracicaba/SP. Os resultados obtidos foram expressos pela notação (δ) por mil, tendo como referência um padrão internacionalmente reconhecido. A equação para obter as assinaturas é definida como:

$$\delta^{15}\text{N} \text{ ou } \delta^{13}\text{C} (\text{‰}) = (R_{\text{amostra}} - R_{\text{padr\~{a}o}}) / R_{\text{padr\~{a}o}} \times 1.000$$

Onde R representa a razão molar do isótopo pesado/leve da amostra e do padrão respectivamente. O padrão usado para o carbono é o Peedee Belemnite (Vienna PDB; $R_{\text{padr\~{a}o}} = 0.01118$), enquanto o padrão para o nitrogênio é o ar atmosférico ($R_{\text{padr\~{a}o}} = 0,0036765$). O erro analítico obtido pela análise de padrões internos do laboratório foi de 0,3‰ e 0,5‰ para o carbono e para o nitrogênio respectivamente.

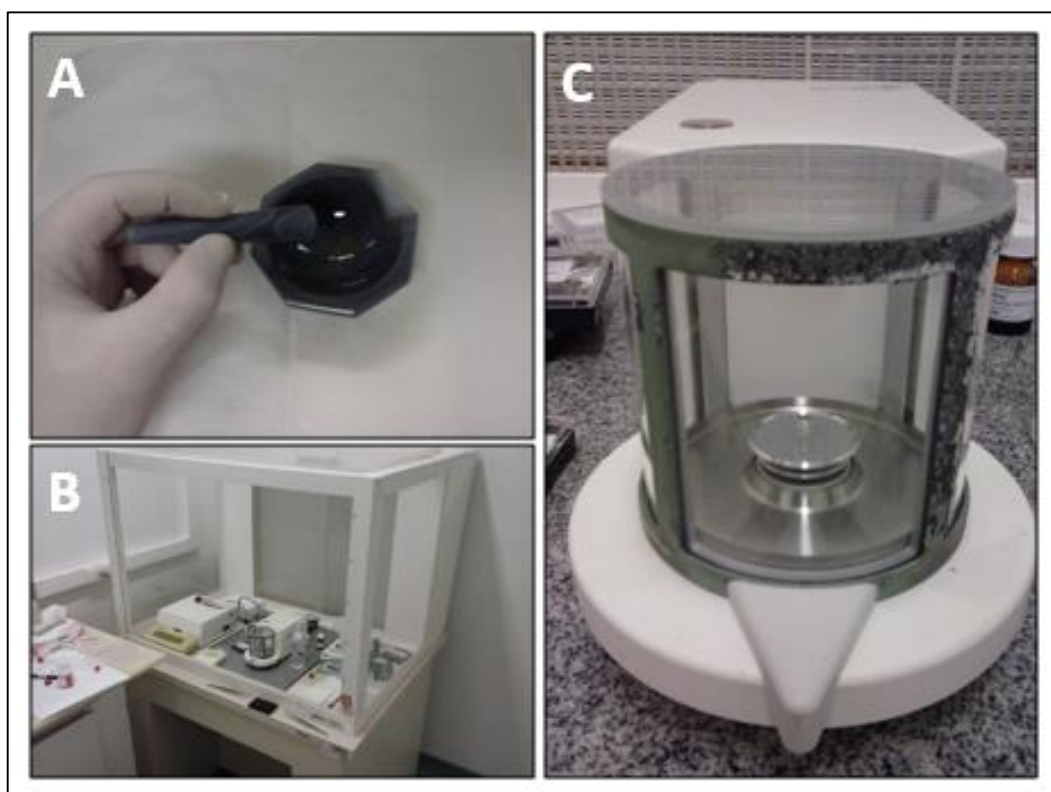


Figura 6. Materiais e equipamentos utilizados na preparação das amostras para determinação da composição isotópica dos artrópodes epígeos, mostrando o almofariz e pistilo de ágata (A); a balança de precisão (B) e; a cápsula de estanho sendo pesada (C).

Análise de dados

Análise de componentes principais

Uma análise de componentes principais (PCA na sigla em inglês) foi utilizada para caracterizar as subunidades e os ambientes de cada unidade amostral, explorando as inter-relações dos atributos do solo e da serapilheira (Tabela 1), e identificando quais atributos contribuíram com maior peso na combinação linear das duas primeiras

componentes principais. As variáveis foram padronizadas pelo método “*standardize*”, onde seus valores são subtraídos da média e divididos pelo desvio padrão (Legendre & Legendre 2012). A análise foi feita pelo programa R (R Development Core Team 2013), utilizando o pacote “*vegan*” (Oksanen et al. 2015).

Comparação da atividade de artrópodes epígeos

Apenas os dados referentes a atividade-densidade total de artrópodes tiveram variância constante e seguiram uma distribuição normal (Shapiro-Wilk; $p > 0,05$). A partir disso, uma ANOVA de 1 fator seguida do teste de Tukey foi utilizada para verificar se houve diferença na atividade-densidade total entre ambientes ($\alpha = 5\%$). Para analisar se houve diferença na atividade-densidade de cada *taxa* entre cerrado, interface e pastagem, uma análise de variância não paramétrica por permutação (NPMANOVA) foi utilizada. A estatística utilizada por esta análise é análoga a razão-F de Fisher, sendo construída pela soma do quadrado das distâncias dentro e entre grupos, podendo ser baseada em qualquer medida de distância. Por usar permutações, o teste não requer nenhum pressuposto específico sobre o número de variáveis ou sobre a natureza de suas distribuições (Anderson 2001). A análise foi executada no software PAST (3.10), utilizando a medida de distância de Bray-Curtis. A significância ($\alpha = 5\%$) foi gerada pela permutação dos constituintes dos grupos, com 10.000 repetições. Foram excluídos das análises os grupos sem identificação e *taxa* ausentes em pelo menos um dos ambientes.

Análise da comunidade de artrópodes epígeos

Embora a separação de morfoespécies possa ser uma abordagem não muito precisa e conservativa para estudos de comunidades de artrópodes (Krell 2004), assumiu-se aqui que os possíveis erros de divisão e agrupamento de espécies em morfoespécies não impossibilitam a comparação da comunidade entre os ambientes, visto que os critérios de separação foram os mesmos para cada ambiente, padronizando o erro associado. Mesmo assim, duas resoluções taxonômicas foram utilizadas para analisar a comunidade e garantir que os padrões observados procedem, uma incluindo as morfoespécies de aranhas, besouros e formigas (resolução fina) e a outra excluindo (resolução grossa).

Levando em contas as duas resoluções, a comparação da riqueza e diversidade taxonômica da comunidade de artrópodes epígeos entre ambientes foi realizada através de curvas de rarefação (interpolação) e extrapolação para riqueza (Colwell et al. 2012) e pelos valores do índice de diversidade de Shannon-Wiener (diversidade real). As curvas de rarefação e extrapolação foram baseadas em amostras, cada qual representou o conjunto das cinco armadilhas de cada subunidade. A rarefação por amostra gera o número de *taxa* esperado baseando-se no incremento do número de amostras, pois a comparação direta do número observado ignora as diferenças da distribuição de abundância dos *taxa* e diferenças na densidade de indivíduos entre parcelas (Gotelli & Colwell 2001). As curvas foram executadas pelo *freeware* EstimateS (Colwell 2013). A diferença da riqueza entre os ambientes foi analisada pelo desvio padrão, considerando intervalos de confiança de 95% gerados através do método *bootstrap*, com 10.000 repetições.

A diversidade real de cada ambiente foi calculada pela exponencial da entropia de Shannon (H), a partir da fórmula:

$$H = \exp \left(\sum_{i=1}^s p_i \ln p_i \right)$$

onde s é o número total de *taxa* coletados, e p_i é a proporção de indivíduos de cada táxon i relativos a todos indivíduos de todos os *taxa* coletados.

Análises multivariadas foram utilizadas para investigar diferenças na composição e estrutura da comunidade de artrópodes epígeos entre fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens. Uma análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) foi usada para detectar diferenças na comunidade tanto pela resolução fina quanto pela resolução grossa. A NMDS é uma técnica não paramétrica aplicada à matriz de dissimilaridade calculada entre os *taxa* utilizando qualquer medida de distância (Legendre & Legendre 1998). As medidas de distância de Bray-Curtis, utilizando o método *Hellinger* para reduzir a importância de *taxa* muito abundantes (Legendre & Gallagher 2001, Borcard et al. 2011), e a medida de Jaccard (qualitativa) foram aplicadas para gerar ordenações baseadas na composição, ou presença e ausência (índice de Jaccard) e baseadas na estrutura da comunidade (índice de Bray-Curtis). Para testar a significância da diferença de composição e estrutura da comunidade entre ambientes, uma análise de

similaridade (ANOSIM) foi utilizada. Os valores de R gerados pela estatística da ANOSIM, que representam as medidas do grau de separação, foram utilizadas para comparar o poder discriminatório dos diferentes conjuntos de dados analisados. Ambas análises foram executadas pelo programa R (R Development Core Team, 2007), utilizando o pacote “vegan” (Oksanen et al. 2015).

Por fim, para analisar se existem *taxa* indicadores de cada ambiente, o método do Valor Indicador (IndVal) de Dufrêne & Legendre (1997) foi aplicado. Esse método combina medidas de especificidade (abundância relativa) e fidelidade (frequência) para gerar os valores indicadores de cada táxon, que são expressos em porcentagem. Quanto maior a porcentagem do IndVal obtida, maior é a especificidade e fidelidade de determinado táxon, e mais representativo esse táxon é de um ambiente particular. A significância do IndVal é gerada por um procedimento de realocação aleatória de locais entre grupos de locais. Apenas os *taxa* com IndVals significativos ($P < 0,05$) e maiores que 50% (referência subjetiva) foram considerados indicadores do ambiente em questão.

Análise da composição isotópica de carbono e nitrogênio

As assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ obtidas dos *taxa* analisados encontram-se no Anexo II. Levando em consideração que no geral a distribuição dos valores da composição isotópica dos artrópodes seguiu uma distribuição normal, uma ANOVA de um fator (ambiente), seguida do teste de Tukey foi utilizada para verificar se os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ dos artrópodes epígeos diferiram entre cerrado, interface e pastagem ($P < 0,05$). Um biplot com os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos artrópodes analisados foi utilizado para interpretar as preferências alimentares e a variação trófica dos artrópodes de cada ambiente tanto de uma forma geral como de uma forma agrupada (ordens/famílias e subfamílias). A distribuição dos valores isotópicos dos artrópodes de cada ambiente foi também analisada através de boxplots.

Para interpretar se o recurso alimentar dos artrópodes epígeos foi proveniente do carbono de plantas com metabolismo C3 ou C4, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira de cada ambiente foram utilizados como valores de base (*baseline*), assim como valores de $\delta^{13}\text{C}$ de plantas C3 e de gramíneas C4 provenientes da literatura. Os valores da serapilheira de cada ambiente foram obtidos do estudo de Alves (dados não publicados). A média (\pm

desvio padrão) de $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira ($n = 3$) foi de -27.03‰ (1.69‰) no cerrado, -26.26‰ (3.23‰) na interface e -13.04‰ (1.03‰) na pastagem.

Considerando que há um fracionamento isotópico de $+0.5 \pm 1.2\text{‰}$ para o $\delta^{13}\text{C}$ entre consumidor e dieta (McCutchan et al. 2003), os artrópodes com base em uma dieta de fontes de carbono C3 foram considerados aqueles que apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ compatíveis com o valor de $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira do cerrado (corrigidos pelo valor de fracionamento) e entre a faixa de valores de $\delta^{13}\text{C}$ de plantas com metabolismo C3 do Cerrado (-24‰ a -33‰) (Coletta et al. 2009). Por outro lado, os artrópodes considerados como tendo uma dieta baseada em fontes de carbono C4 tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -11‰ a -15‰ , referentes a faixa de valores isotópicos de plantas com metabolismo C4 (Martinelli et al. 2009).

Por fim, o pacote computacional *Stable Isotope Analysis in R* (SIAR; Parnell et al. 2010) foi utilizado para inferir a contribuição relativa de fontes de carbono C3 e C4 na dieta dos artrópodes epígeos de cada ambiente. Para isso, os artrópodes epígeos analisados foram considerados como consumidores e as fontes provenientes das plantas C3 e C4 suas fontes alimentares. Para utilizar o SIAR, a composição isotópica de carbono e nitrogênio dos recursos e os valores de fracionamento isotópico (Δ) entre dieta e consumidor precisam ser atribuídos. Assim, os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ ($-27,30 \pm 1.69\text{‰}$) e $\delta^{15}\text{N}$ ($-1,17 \pm 0,87\text{‰}$) da serapilheira dos fragmentos de cerrado sentido restrito foram atribuídos para representar fontes de carbono C3 e os valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ ($-13,04 \pm 1,03\text{‰}$) e $\delta^{15}\text{N}$ ($0,72 \pm 2,72\text{‰}$) da serapilheira da pastagem para representar fontes de carbono C4. O valor de $\Delta^{13}\text{C}$ e $\Delta^{15}\text{N}$ foi assumido como sendo $+0,5 \pm 1,2\text{‰}$ e $+2.3 \pm 1.6\text{‰}$ respectivamente, de acordo com McCutchan et al. (2003).

RESULTADOS

Caracterização dos ambientes

As duas primeiras componentes da PCA explicaram 77,8% da variância total do conjunto de atributos do solo e da serapilheira de cada subunidade (Figura 7). A primeira componente (51,59% da inércia total) correspondeu a uma oposição entre fragmentos de cerrado e pastagens manejadas, ocasionada principalmente pela contribuição positiva do P, Ca^{2+} , Mg^{2+} , pH, K^+ , C/N e negativa do Al^{3+} . O segundo eixo (26,29% da inércia total) separou principalmente os fragmentos de cerrado da UA1 e as pastagens da UA2 das

demais subunidades pela influência, principalmente da porcentagem de água no solo, da porcentagem de argila e da matéria orgânica do solo (Tabela 2).

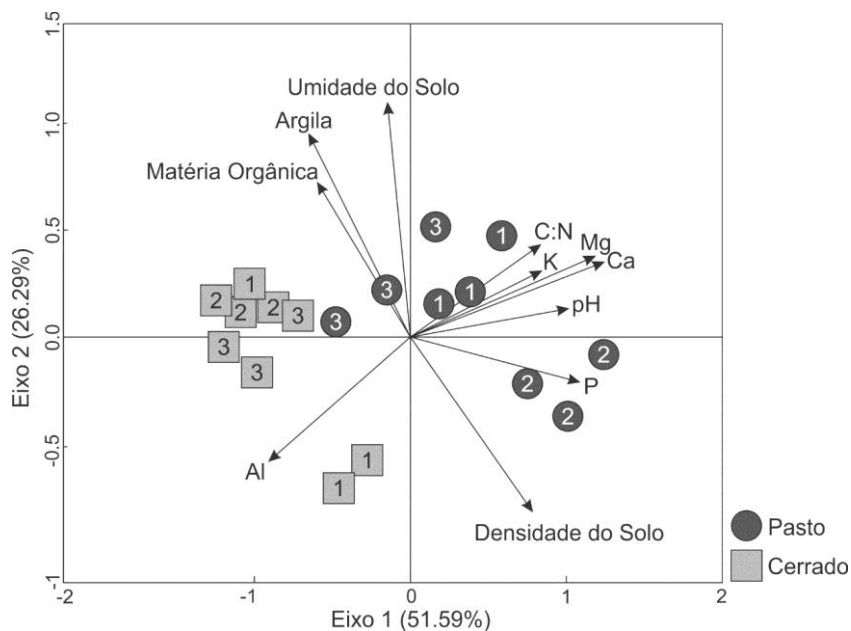


Figura 7. Resultado da ordenação das subunidades de fragmentos de cerrado sentido restrito e pastagens manejadas, em relação aos atributos físicos e químicos do solo (0-20 cm), nos dois primeiros eixos (componentes principais) da PCA.

Tabela 2. Peso da contribuição de cada atributo físico e químico na combinação linear de cada componente principal da PCA responsáveis pela ordenação das subunidades.

Atributos	PC1	PC2
pH	0.87	0.10
P	0.90	-0.16
K ⁺	0.72	0.24
Ca ²⁺	0.90	0.28
Mg ²⁺	0.89	0.28
Al ³⁺	-0.74	-0.47
Ds	0.64	-0.65
Argila%	-0.52	0.75
M.O.S	-0.43	0.69
Umidade%	-0.12	0.89
C/N (serapilheira)	0,70	0,34

Características gerais da fauna de artrópodes epígeos

Foram analisados um total de 27.656 artrópodes, distribuídos em 25 ordens entre as classes Insecta, Collembola, Arachnida, Diplopoda e Chilopoda. No geral, as classes Insecta e Collembola representaram juntas 92,3% dos artrópodes epígeos, seguidas de Arachnida (7,4%), Diplopoda (0,2%) e Chilopoda que representou apenas 0,1%. Excluindo as morfoespécies de Araneae, Coleoptera e Formicidae, foram identificados 76 *taxa* (resolução grossa), incluindo as larvas de insetos. Adicionando as morfoespécies, esse número foi para 382 *taxa* (resolução fina), destes, 95 foram morfoespécies de Araneae, 138 de Coleoptera e 111 de Formicidae. Nessa resolução, 81 *taxa* foram compartilhados entre fragmentos, interfaces e pastagens. Os fragmentos de cerrado sentido restrito apresentaram o maior número de *taxa* exclusivos (capturados somente nestes fragmentos de vegetação nativa) e compartilharam mais *taxa* com a interface. (Tabela 3). A lista de identificação e contagem completa dos *taxa* e morfoespécies encontra-se no Anexo I.

Tabela 3. Quantidade total de *taxa* e morfoespécies capturados em fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens, mostrando o número de *taxa* exclusivos de cada ambiente e o número de *taxa* compartilhados entre ambientes.

	Nº de <i>taxa</i> /morfoespécie		
	Cerrado	Interface	Pastagem
Araneae	42	46	39
Coleoptera	74	81	56
Formicidae	74	73	59
Outros <i>taxa</i>	33	35	31
Total	225	236	185
Nº de <i>taxa</i> /morfoespécie exclusivos			
Araneae	25	22	24
Coleoptera	32	28	26
Formicidae	23	12	10
Total	80	62	61
Nº de <i>taxa</i> compartilhados	Cerrado	Interface	Pastagem
Cerrado	—	57	7
Interface	57	—	36
Pastagem	7	36	—

No cerrado, os insetos predominaram sobre as demais classes, sendo superados na pastagem pela classe Collembola, que também foi bem representativa na interface (Figura 8). Referente as ordens, Hymenoptera (composta predominantemente por Formicidae) foi a mais representativa em todos os ambientes (em torno de 28% do total) e a mais representativa entre os insetos da pastagem (81% do total). No cerrado, Isoptera foi a segunda ordem que mais contribuiu em termos de proporção (representada predominantemente pela subfamília Nasutitermitinae), seguida de Coleoptera (14,8%) e Entomobryomorpha (14,1%). Na interface, as ordens Symphypleona (Collembola), Entomobryomorpha (Collembola) e Coleoptera foram bem representativas, com 21,2%, 19% e 10,1% do total de artrópodes respectivamente. Na pastagem por sua vez, Symphypleona também teve bastante representatividade (26,5%), sendo seguida das ordens Poduromorpha (Collembola) e Entomobryomorpha, ambas apresentando pouco mais de 15% do total de artrópodes (Tabela 4).

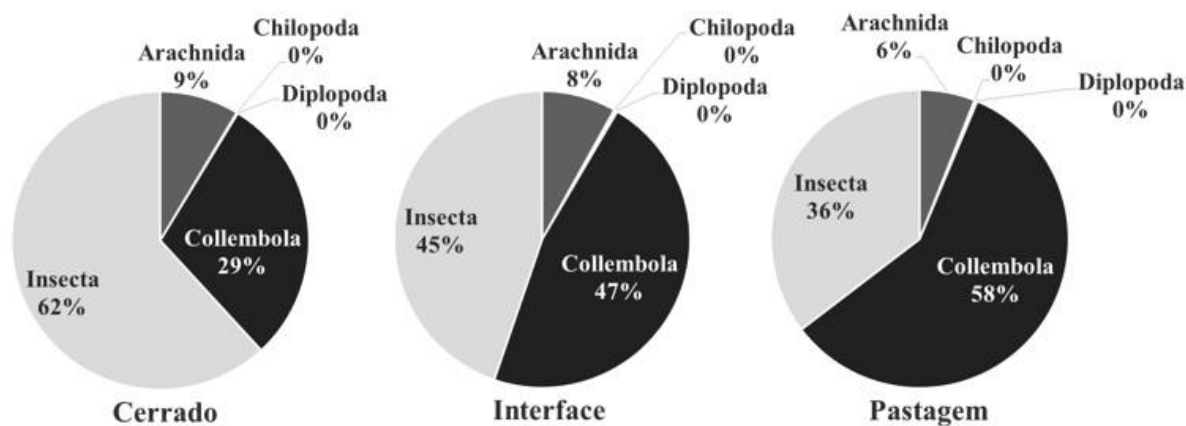


Figura 8. Proporção das classes de artrópodes epígeos capturados em fragmentos, interfaces e pastagens.

Das famílias de Acari identificadas, apenas Opiliocaridae (Opiliocarida) esteve ausente na pastagem. Na pastagem, a família de ácaros oribatídeos galumnidae foi mais representativa (62%) do que as outras famílias (não identificadas), ao contrário do observado no cerrado. Das famílias de ácaros Trombidiformes, Anystidae e Erythraeidea (adultos e larvas) foram bem representativas no cerrado. Na interface a família Anystidae também foi bem representativa e as outras famílias tiveram proporções equilibradas. No pasto houve uma predominância de larvas de Erythraeidea (66,6%). Das famílias de

aranhas, Lycosidae esteve entre as mais representativas nos três ambientes, mas apenas na interface foi a que obteve maior proporção (22,9%), seguida de Corinnidae (12,6%), que por sua vez foi a mais representativa na pastagem (27,1%). No cerrado a família Zodariidae predominou, representando 44,9% das aranhas encontradas. As famílias de Nitidulidae e Staphylinidae predominaram nos três ambientes. A subfamília Myrmicinae (Formicidae) também foi predominante nos três ambientes. A subfamília Dolichoderinae teve uma proporção considerável na interface (10,3%) e na pastagem (8,8%) e a subfamília Formicinae no cerrado (11,4%) e na interface (10,8%). As proporções dos demais *taxa* encontram-se na Tabela 4.

Atividade de artrópodes epígeos

Não houve diferenças na atividade-densidade média de artrópodes epígeos entre fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens ($df = 2$; $F = 6,445$; $P > 0,056$), mas uma diferença entre unidades amostrais foi detectada ($df = 2$; $F = 63,457$; $P < 0,05$). A atividade-densidade média foi significativamente maior na UA3 quando comparada com a UA1 ($q = 14,396$; $P < 0,05$) e UA2 ($q = 13,109$; $P < 0,05$), não havendo diferenças entre UA1 e UA2 ($q = 1,286$; $P > 0,05$). Quando analisados separadamente, alguns *taxa* apresentaram diferenças de atividade entre os ambientes (Tabela 4). Em nível de classe, uma maior atividade de Chilopoda foi observada na pastagem, e Insecta foi mais ativa no cerrado em comparação com a interface. As ordens Trombidiformes (Acari), Araneae e Isoptera foram mais ativas no cerrado, enquanto Blattodea, Coleoptera e Heteroptera foram mais ativas tanto no cerrado quanto na interface quando comparados com a pastagem. As ordens Entomobryomorpha e Poduromorpha tiveram uma maior atividade na pastagem quando comparadas com o cerrado e as ordens Psocoptera, Thysanoptera, assim como as larvas de insetos foram significativamente mais ativas na interface e pastagem do que no cerrado. Das superfamílias, famílias e subfamílias identificadas, apenas Galumnidae e larvas de Erythraeoidea foram mais ativas na pastagem do que na interface e no cerrado. Em contrapartida, Bdellidae, Erythraeoidea (adultos), Ctenidae, Zodariidae, Curculionidae, Nitidulidae, Staphylinidae e Platygastroidea tiveram populações mais ativas no cerrado do que na pastagem. Dos *taxa* identificados, 12 não foram capturados em pastagem, entre eles sete famílias de Araneae, sendo três delas de hábito errante (Caponidae, Clubionidae, Prodidomidae). Já na interface e no cerrado, sete dos *taxa* identificados não foram encontrados nesses ambientes (Tabela 4).

Tabela 4. Atividade-densidade relativa de artrópodes capturados em cerrado, interface e pastagem. A tabela mostra a proporção total de cada ordem em relação ao total de artrópodes capturados em cada ambiente (T%) e a proporção dos *taxa* em relação ao táxon de nível superior na hierarquia taxonômica (G%). O resultado da comparação realizada pela NPMANOVA também é apresentado, mostrando a soma total dos quadrados (SS) e os valores de F. As letras mostram a comparação entre cerrado (C), interface (I) e pastagem (P), onde letras seguidas do sinal “>” indicam que houve uma atividade-densidade significativamente maior ($p < 0,05$) naquele ambiente em relação ao outro; as letras seguidas do sinal “=” indicam que não houve diferenças e; as letras entre parênteses indicam o ambiente em que determinado táxon não foi capturado.

TÁXON		Cerrado		Interface		Pastagem		Comparação		
Classe/ordem	Família/subfamília	T%	G%	T%	G%	T%	G%	SS	F	C x I x P
ARACHNIDA		8,59		8,10		6,00		0,422	0,070	
ACARI			79,97		86,87		89,21	0,579	0,065	
Outras ordens		3,55	51,63	3,53	50,08	1,72	32,12	—	—	
Opilioacarida		0,07	1,03	0,11	1,53	0	0			
	Opiliocaridae		100		100		0	—	—	(P)
Oribatida		1,25	18,18	2,45	34,80	2,22	41,45	1,028	0,403	
	Outras famílias		62,26		54,15		37,92	—	—	
	Galumnidae		37,74		45,85		62,08	1,270	1,491	P > I > C
Trombidiformes		2,00	29,16	0,96	13,58	1,42	26,42	1,427	1,578	C > P > I
	Anystidae		34,12		33,75		2,61	2,218	0,633	
	Bdellidae		6,47		15,00		4,58	1,879	0,845	I = C > P
	Cunaxidae		4,71		18,75		13,07	2,084	0,485	
	Erythraeoidea		31,76		22,50		13,07	2,511	0,723	C > P = I
	Erythraeoidea (larvas)		22,94		10,00		66,67	2,700	1,995	P > C > I

Continuação Tabela 4

Araneae	1,63	18,93	1,04	12,83	0,65	10,79	0,551	1,135	C > I = P
Outras famílias		16,67		37,93		30,00	—	—	
Actinopodidae		1,45		1,15		0	—	—	(P)
Anapidae		0,72		0		0	—	—	(I e P)
Barychelidae		0,72		0		0	—	—	(I e P)
Caponidae		0		5,75		0	—	—	(C e P)
Clubionidae		0		1,15		0	—	—	(C e P)
Corinnidae		7,25		12,64		27,14	2,363	0,460	
Ctenidae		6,52		2,30		1,43	2,351	2,071	C > I = P
Dipluridae		0		0		1,43	—	—	(C e I)
Gnaphosidae		3,62		6,90		4,29	2,339	0,044	
Hahniidae		0,72		1,15		0	—	—	(P)
Lycosidae		10,14		22,99		20,00	1,476	0,780	I > P
Miturgidae		0		2,30		2,86	—	—	(C)
Oonopidae		2,90		1,15		1,43	2,272	0,407	
Oxyopidae		1,45		1,15		4,29	2,045	0,066	
Prodidomidae		0		1,15		0	—	—	(C e P)
Salticidae		2,17		4,60		2,86	2,272	0,345	
Scytodidae		0,72		0		1,43	—	—	(I)
Tomisidae		0		0		1,43	—	—	(I)
Zodariidae		44,93		8,05		1,43	2,817	1,181	C > I = P
Opiliones	0	0	0,02	0,29	0,04	0,62	—	—	(C)

Continuação Tabela 4

Pseudoescorpiones	0,06	0,69	0,01	0,15	0	0	—	—	(P)		
Scorpiones	0,04	0,41	0,01	0,15	0	0	—	—	(P)		
CHILOPODA	0,06		0,10		0,12		1,668	1,556	P > C = I		
Geophilomorpha	0,06	100	0,01	12,50	0	0	—	—	(P)		
Scutigermomorpha	0	0	0,08	87,50	0,12	100	—	—	(C)		
DIPLOPODA	0,07		0,27		0,12		2,482	0,243			
Polydesmida	0	0	0	0	0,01	7,69	—	—	(C, D)		
Polyxenida	0,02	33,33	0,26	95,65	0,07	61,54	2,677	0,929	P > C		
Spirobolida	0,05	66,67	0,01	4,35	0,04	30,77	2,360	0,398			
COLLEMBOLA	29,40		46,73		58,28		1,225	0,336			
Entomobryomorpha	14,16	48,16	19,05	40,77	15,78	27,08	0,452	0,744	P > C		
		Outras famílias		84,26		61,23		52,70	—	—	
		Isotomidae		15,74		38,77		47,30	1,106	0,782	P > C
Symphyleona	9,61	32,68	21,26	45,50	26,53	45,52	2,355	0,330			
Poduromorpha	5,63	19,17	6,42	13,73	15,97	27,40	0,860	1,433	P > C		
INSECTA	61,82		44,71		35,36		0,346	0,711	C > I		
Blattodea	0,45	0,72	0,51	1,15	0,01	0,03	2,250	3,957	I = C > P		
Coleoptera	14,89	24,08	10,18	22,77	4,04	11,43	0,562	2,538	C = I > P		
		Outras famílias		6,33		8,92		18,31	—	—	
		Bostrichidae		0,08		0,12		0,23	—	—	
		Carabidae		0,32		0,94		0,23	2,291	1,225	I > P
		Chrysomelidae		0,16		0,12		0,92	—	—	
		Corylophidae		3,48		6,81		10,76	1,710	0,564	

Continuação Tabela 4

	Curculionidae	0,63	1,17	0,46	1,998	1,981	I = C > P			
	Platypodinae	0,32	0,47	0,23	2,360	0,398				
	Scolytinae	2,93	4,11	5,03	1,128	0,704				
	Nitidulidae	40,62	31,81	23,34	1,289	0,969	C > P			
	Ptiliidae	14,25	7,28	0	—	—	(P)			
	Scarabaeidae	1,35	2,46	3,89	1,525	0,687	P > C			
	Silvanidae	0,08	0,35	1,60	2,344	0,410				
	Staphylinidae	28,90	34,51	30,21	0,629	2,962	C = I > P			
	Pselaphinae	0,32	0,12	0,23	2,272	0,407				
	Tenebrionidae	0,24	0,82	4,58	2,428	0,291				
Dermaptera		0,04	0,06	0,12	0,27	0,01	0,03	2,376	0,471	I > P
Heteroptera		0,50	0,80	0,39	0,88	0,07	0,21	1,090	2,998	C = I > P
Hymenoptera		28,83	46,63	29,97	67,04	28,75	81,32	0,416	0,355	
	Formicidae	93,09	92,46	95,01	0,613	0,530				
	Dolichoderinae	7,73	10,39	8,87	1,056	0,402				
	Dorylinae	5,18	1,47	0,14	2,731	0,547				
	Ectatomminae	0,97	0,99	1,05	1,470	0,213				
	Formicinae	11,46	10,82	3,42	1,369	0,669	I > P			
	Myrmicinae	71,72	74,17	85,07	0,593	0,592				
	Ponerinae	2,81	2,11	1,42	0,833	0,616				
	Pseudomyrmecinae	0,13	0,04	0,03	2,259	0,327				
	Platygastroidea	6,91	7,54	4,99	0,827	0,996	I = C > P			
Isoptera		15,19	24,58	0,35	0,78	0,05	0,13	2,792	2,322	C > I > P

Continuação Tabela 4

	Nasutitermitinae	100	100	100	—	—			
Mantodea	0,04	0,06	0,05	0,11	0,02	0,05	2,165	1,585	I > C > P
Orthoptera	0,91	1,47	1,41	3,15	0,93	2,64	0,853	0,381	
Psocoptera	0,09	0,15	0,16	0,35	0,15	0,42	1,613	1,205	P > I = C
Sternorrhyncha	0,31	0,50	0,27	0,61	0,49	1,39	1,092	0,474	
Thysanoptera	0,26	0,42	0,51	1,15	0,32	0,92	0,666	1,556	I = P > C
Larvas (Insetos)	0,33	0,53	0,78	1,74	0,51	1,44	0,532	2,232	I = P > C

Riqueza e diversidade taxonômica da comunidade

As curvas de rarefação apontaram que a riqueza taxonômica de artrópodes epígeos foi menor na pastagem quando comparada com a interface e o cerrado, que não tiveram diferença entre si. Esse padrão foi observado tanto pela análise dos intervalos de confiança da resolução fina (Figura 9A) quanto pela resolução grossa (Figura 9B). Contudo, observando a extrapolação da curva da resolução grossa, a pastagem atinge a riqueza da interface e do cerrado com apenas uma amostra a mais. Os resultados do índice de Shannon-Wiener (H') também indicaram que a pastagem possui uma menor diversidade taxonômica de artrópodes epígeos tanto pela resolução fina quanto pela resolução grossa (Figura 9A e B).

Composição e estrutura da comunidade

A ordenação da NMDS separou principalmente as pastagens da UA1 e UA2 das suas respectivas interfaces e dos fragmentos de cerrado tanto pela resolução fina (Figura 10^a e B) quanto pela grossa (Figura 10C e D). Considerando a estrutura da comunidade (índice de Bray-Curtis), não houve uma separação evidente da pastagem da UA3 da sua respectiva interface e do fragmento de cerrado. No geral, a separação foi mais contundente considerando a composição da comunidade (índice de Jaccard) do que a estrutura, a qual separou mais nitidamente as unidades amostrais (Figura 9). O valor de R global da ANOSIM foi maior para a diferença de composição ($R = 0,376$; $P < 0,05$) e estrutura ($R = 0,251$; $P < 0,05$) da comunidade pela resolução fina. Pela resolução grossa, o valor de R considerando a composição foi menor ($R = 0,238$; $P < 0,05$), mas continuou mais alto do que considerando a estrutura da comunidade ($R = 0,157$; $P < 0,05$).

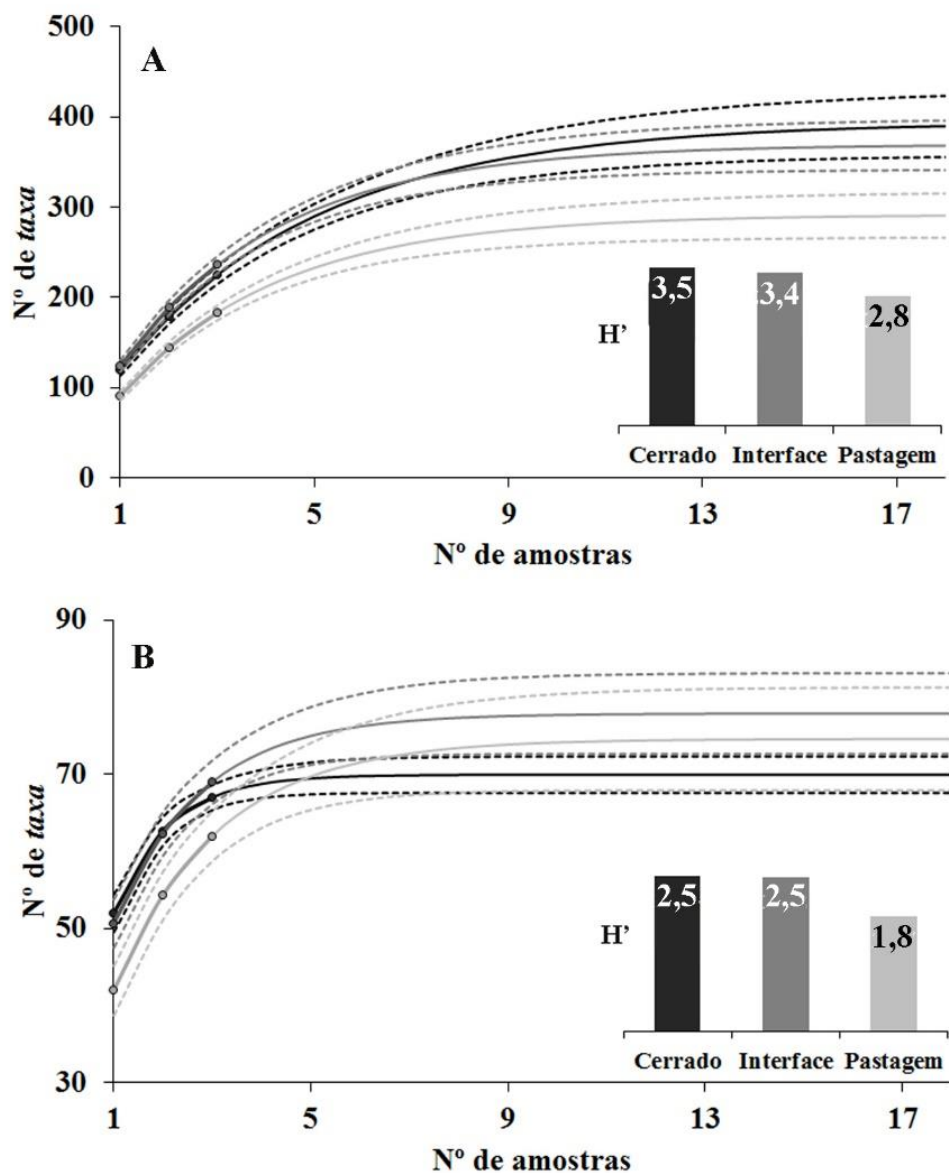


Figura 9. Riqueza (curva de rarefação e extrapolação por amostra) e diversidade taxonômica (índice de Shannon-Wiener) de artrópodes epígeos capturados em cerrado, interface e pastagem. O cerrado está representado pelas linhas sólidas de cor preta, a interface de cor cinza escuro e a pastagem de cinza claro. Os círculos representam a riqueza interporala (rarefeita) e as linhas pontilhadas são os intervalos de confiança de 95% obtidos através do método *bootstrap*, com 10.000 repetições.

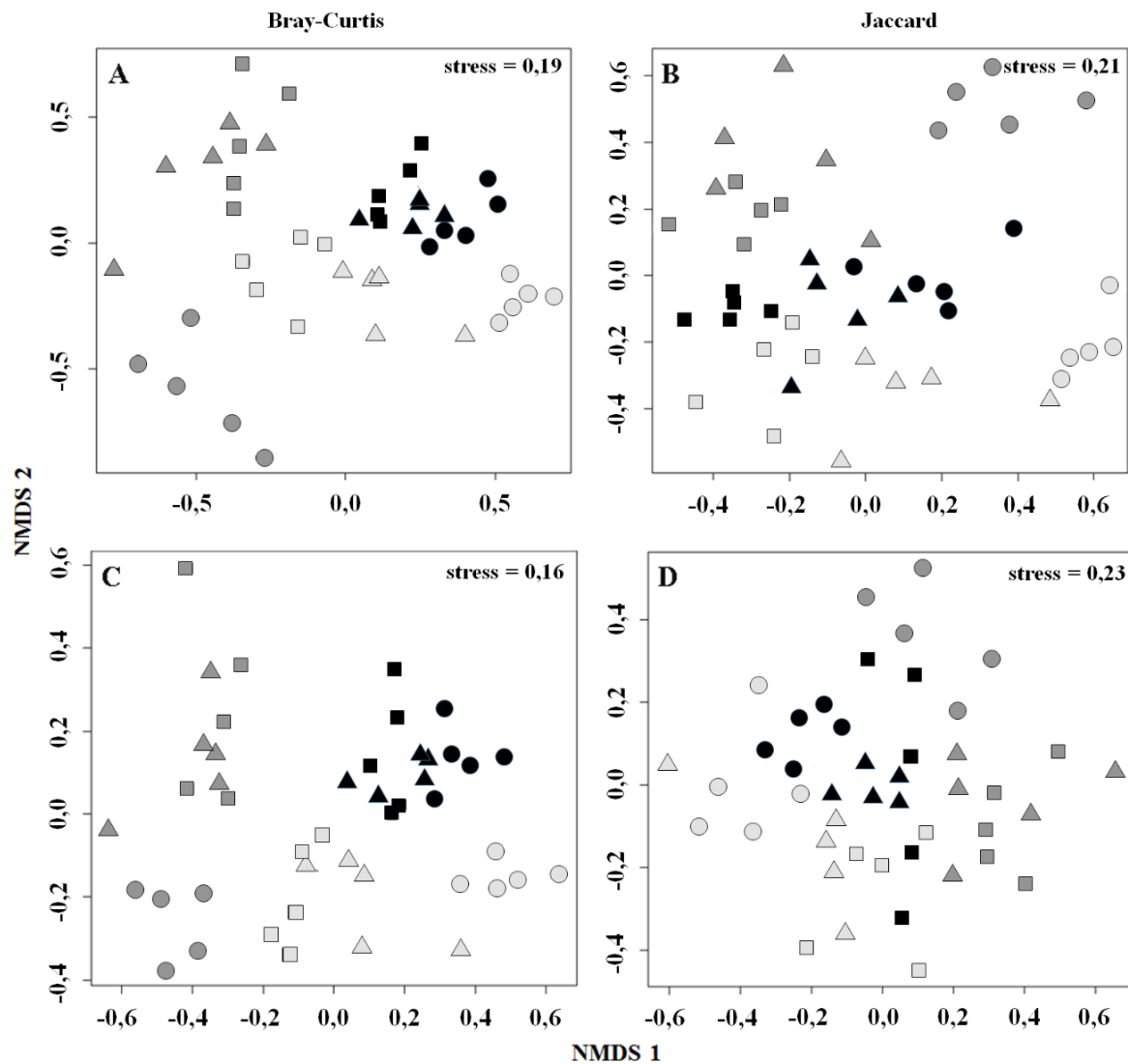


Figura 10. Resultado da ordenação analisada pela NMDS e seus valores de stress. (A) e (B) mostram a ordenação da resolução fina (384 *taxa*) e (C) e (D) da resolução grossa (76 *taxa*). Os fragmentos de cerrado estão representados pelos quadrados, as interfaces pelos triângulos e as pastagens pelos círculos. As unidades estão representadas pelas cores cinza claro (UA1), cinza escuro (UA2) e preta (UA3).

Taxa indicadores

Analisando a comunidade a partir da resolução fina, a IndVal detectou 14 *taxa* com valores de especificidade e fidelidade significativos ($p < 0,05$) no cerrado, 5 na interface e 6 na pastagem. Contudo, apenas no cerrado tiveram *taxa* com valores de IndVal maiores que 50% (Tabela 5). Pela resolução grossa, quatro de oito *taxa* detectados permaneceram com valores de IndVal acima de 50% (Figura 11). Nessa resolução, apenas três *taxa* foram

significativamente específicos e fiéis a interface e nenhum foi detectado na pastagem (Tabela 5).

Tabela 5. Taxa indicadores de cada ambiente analisados através do seu valor indicador (IndVal).

Resolução fina					
Cerrado	IndVal (%)	Interface	IndVal (%)	Pastagem	IndVal (%)
Ptiliidae*	64	Blattodea	49	Poduromorpha	46
Nitidulidae sp2*	60	Formicinae sp5	44	Staphylinidae sp8	33
Staphylinidae sp4*	58	Myrmicinae sp18	41	Tenebrionidae sp1	33
Zodariidae sp1*	57	Myrmicinae sp36	31	Ectatomminae sp2	33
Erythraeoidea*	55	Myrmicinae sp43	26	Ponerinae sp1	27
Wasmannia sp2*	53			Tenebrionidae sp3	23
Dinoponera sp1	48				
Formicinae sp2	45				
Dolichoderinae sp1	45				
Crematogaster sp1	40				
Coleoptera sp3	35				
Ponerinae sp3	33				
Nasutitermitinae	32				
Pseudoescorpiones	28				
Resolução grossa					
Cerrado	IndVal	Interface	IndVal		
Ptiliidae*	64	Blattodea	49		
Nitidulidae*	58	Carabidae	33		
Erythraeoidea *	55	Caponidae	26		
Zodariidae*	53				
Anystidae	39				
Nasutitermitinae	33				
Zoridae	32				
Pseudoescorpiones	28				

Apenas indicadores estatisticamente significantes de cada ambiente são mostrados.

*Valores indicadores maiores ou iguais a 50%

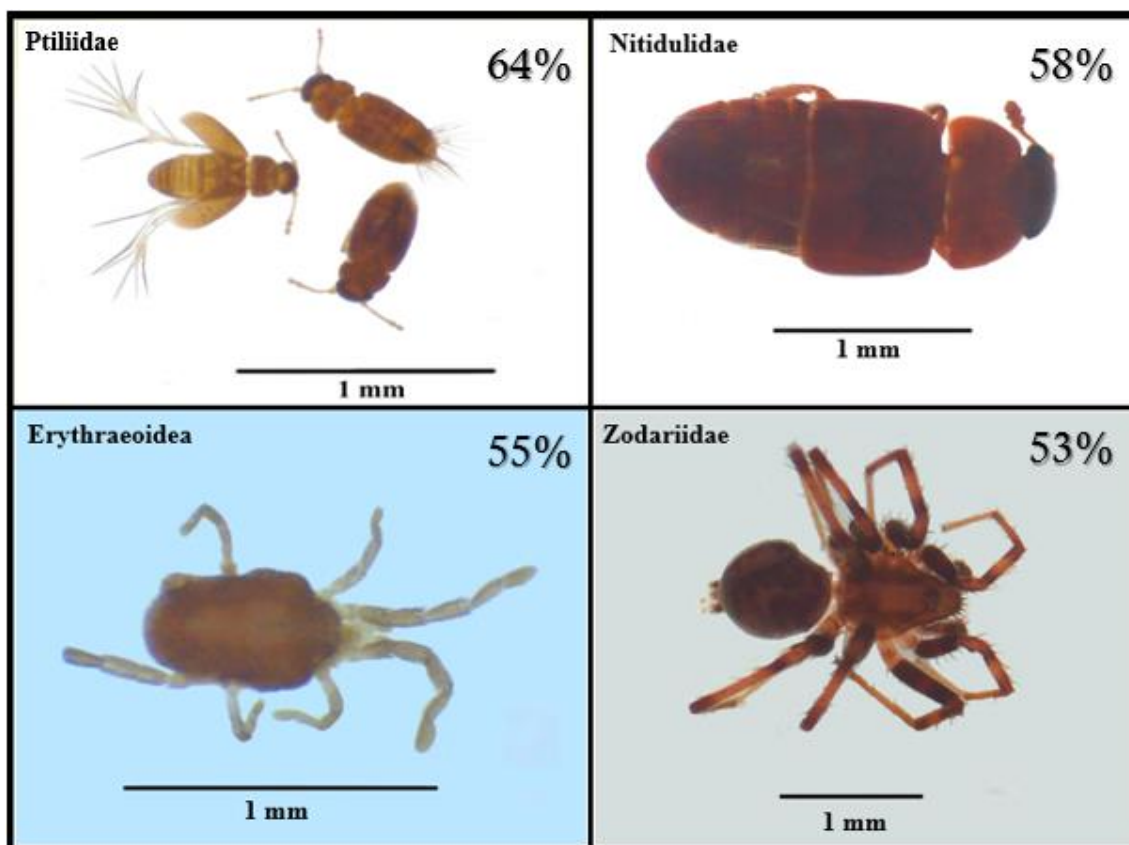


Figura 11. *Taxa* indicadores de fragmentos de cerrado detectados pela IndVal (> 50%) a partir da resolução grossa.

Composição isotópica dos artrópodes epígeos

A ANOVA detectou diferenças nos valores médios de $\delta^{13}\text{C}$ dos artrópodes epígeos entre ambientes ($df = 2$; $F = 42,563$; $P < 0,05$). A diferença ocorreu entre cerrado e pastagem ($q = 12,827$; $P < 0,05$) e interface e pastagem ($q = 9,530$; $P < 0,05$). Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos artrópodes abrangeram 9,3 unidades δ no cerrado, variando de $-25,36\text{‰}$ (*Crematogaster* sp1) a $-15,98\text{‰}$ (Formicinae sp2) e 10,5 unidades de $\delta^{15}\text{N}$, variando de $-1,55\text{‰}$ (Nasutitermitinae operários) a $8,95$ (Staphylinidae sp1). Na interface os valores de $\delta^{13}\text{C}$ abrangeram 14,9 unidades δ , variando de -28‰ (Dermaptera) a $-13,1\text{‰}$ (*Wasmannia* sp2) e $6,7\text{‰}$ unidades de $\delta^{15}\text{N}$, variando de $2,19\text{‰}$ (Staphylinidae sp1) a $8,9\text{‰}$ (Myrmicinae sp25). Na pastagem os valores de $\delta^{13}\text{C}$ abrangeram 14 unidades δ , variando de $-24,7\text{‰}$ (Staphylinidae sp1) a $-10,6\text{‰}$ (Myrmicinae sp3) e 5,4 unidades de $\delta^{15}\text{N}$, variando de 3‰ (Formicinae sp6) a $8,4\text{‰}$ (Myrmicinae sp4).

No geral, grande parte dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos artrópodes capturados em pastagens se concentraram dentro da faixa correspondente a fontes de carbono C4 (Figura 12), no entanto alguns valores foram menores e se misturaram aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de artrópodes do cerrado e da interface. Por outro lado, grande parte dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de artrópodes capturados em fragmentos de cerrado e interface se misturaram na região entre as delimitações das faixas de fontes C3 e C4, e apenas uma pequena parte dos valores se concentrou dentro da faixa correspondente a fontes C3 (Figura 12).

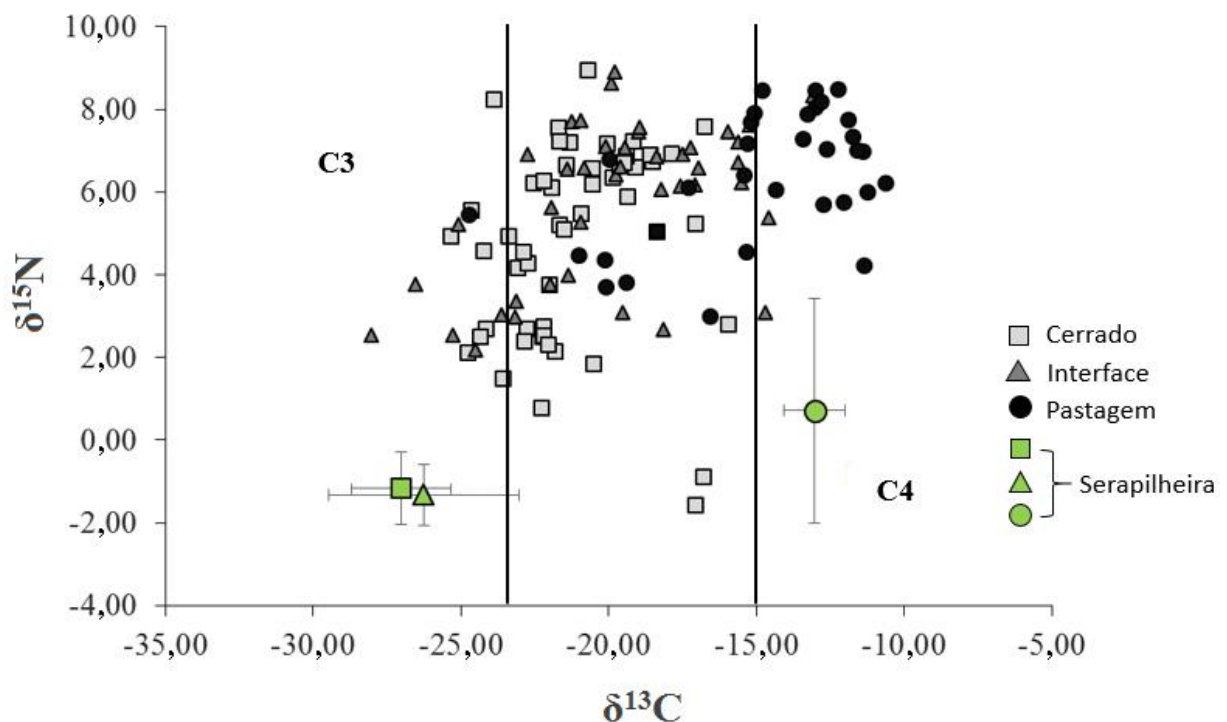


Figura 12. Valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos artrópodes epígeos e da serapilheira de fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens. As linhas delimitam os artrópodes epígeos que tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ dentro da faixa correspondente a fontes de carbono C3 ($\delta^{13}\text{C} = -24\text{‰}$ a -33‰ ; Coletta et al. 2009) e de carbono C4 (-11‰ a -15‰ ; Martinelli et al. 2009).

Analisando a composição isotópica dos artrópodes por grupos (Figura 13), pode-se observar uma sobreposição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de Formicinae e Nitidulidae entre os ambientes. Apesar de ter apenas um representante na pastagem, Staphylinidae teve o menor valor de $\delta^{13}\text{C}$ nesse ambiente, se sobrepondo aos estafilinídeos da interface e outros grupos da interface e do cerrado. As subfamílias de formigas Myrmicinae e Ponerinae da pastagem apresentaram sobreposição de $\delta^{13}\text{C}$ apenas com a interface. A ordem Blattodea, analisadas apenas em cerrado e interface também apresentaram sobreposição. Já a ordem Tenebrionidae e a subfamília Dolichoderinae, analisadas apenas em interface e pastagem, tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ distintos entre ambientes, mas semelhantes entre si. Em relação aos valores de $\delta^{15}\text{N}$, os principais grupos apresentaram sobreposição entre ambientes. A subfamília Nasutitermitinae apresentou os valores mais baixos de $\delta^{15}\text{N}$ e uma considerável variação nos valores de. Todas as famílias de aranhas analisadas (Gnaphosidae, Zodaridae, Actinopodidae, Lycosidae) tiveram valores de $\delta^{15}\text{N}$ acima de 6‰ e grande parte dos outros grupos se concentrou acima dos 4‰.

No cerrado, 50% dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ foram encontrados entre -22,8‰ e -19,4‰, com uma concentração maior no terceiro quartil (mediana = -21,7‰). Na interface, os valores tiveram uma distribuição mais simétrica, concentrando 50% deles entre -21,9‰ e -17,2‰ (mediana = -19,7‰). Já na pastagem, a distribuição foi mais assimétrica, com 50% dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados entre -17,1‰ e -12,1‰ (mediana = -13,9‰) e concentrando-se no primeiro quartil (Figura 14). A distribuição dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos artrópodes no cerrado teve 50% dos seus valores entre 2,6‰ e 6,7‰ (mediana = 5,1‰), na interface entre 3,7‰ e 7‰ (mediana = 6,4‰) e na pastagem entre 5,1‰ e 7,7‰, com mediana igual a 6,5‰ (Figura 15).

A contribuição relativa de fontes de carbono C3 e C4 na dieta dos artrópodes epígeos encontrados em pastagens, interfaces e fragmentos de cerrado sentido restrito é mostrada na Figura 16.

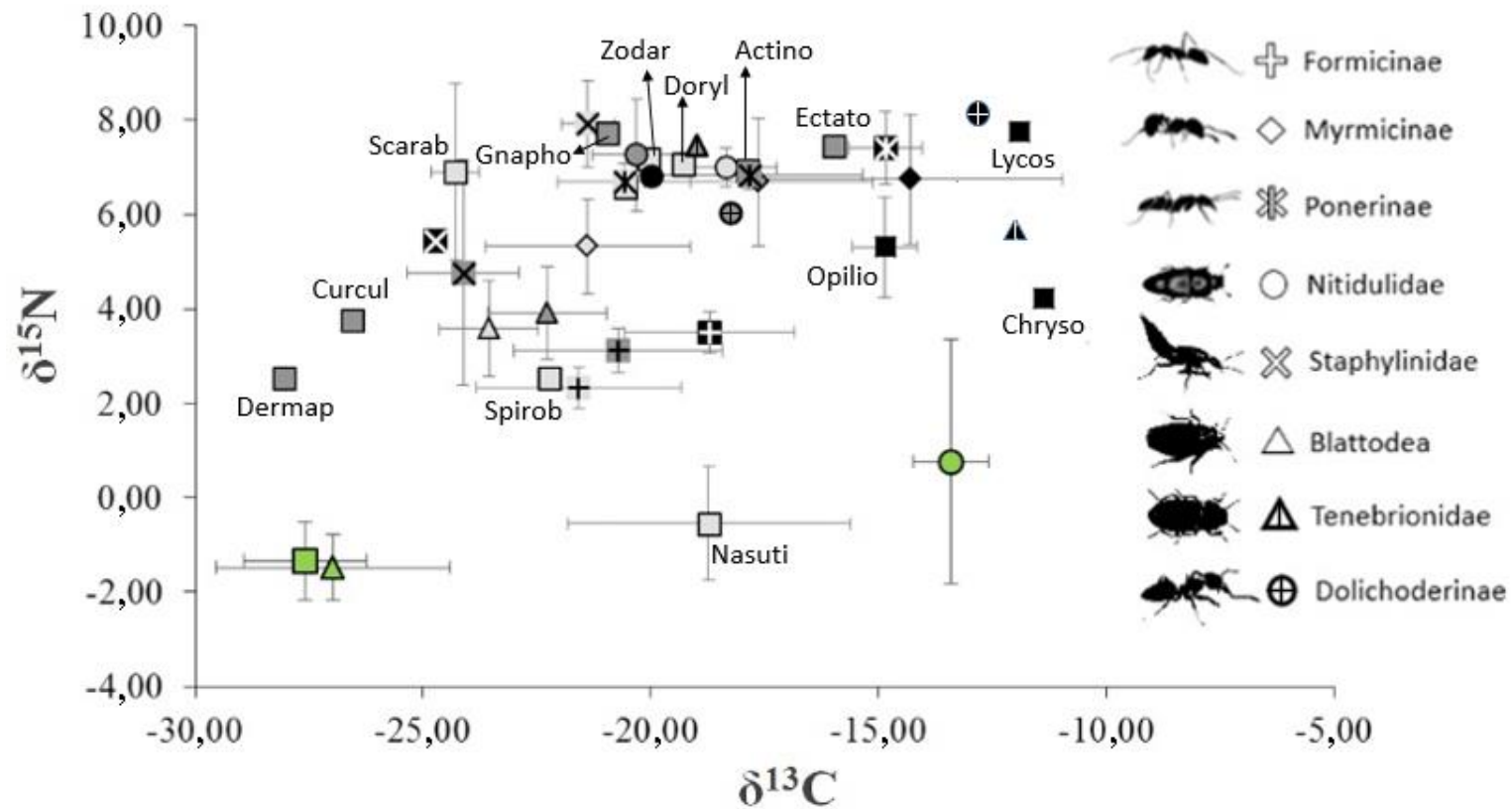


Figura 13. Valores de $\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$ dos artrópodes epígeos agrupados em nível de ordens/famílias e subfamílias. As médias (\pm desvio padrão) apresentados são de grupos que tiveram mais de um táxon representante. Grupos que foram analisados em apenas um dos ambientes são representados por quadrados (Actino = Actinopodidae; Chryso = Chrysomelidae; Curcul = Curculionidae; Dermap = Dermaptera; Doryl = Dorylinae; Ectato = Ectatomminae; Gnapho = Gnaphosidae; Lycos = Lycosidae; Nasuti = Nasutitermitinae; Opilio = Opiliones; Scarab = Scarabaeidae; Zodar = Zodariidae). Os artrópodes de fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens estão representados pelas cores cinza claro, cinza escuro e preto respectivamente.

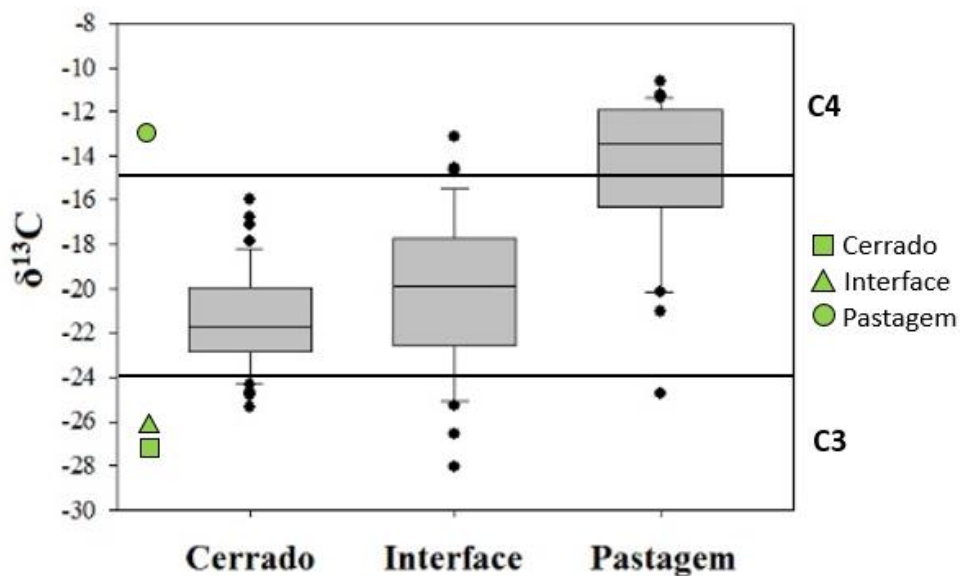


Figura 14. Distribuição dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ dos artrópodes epígeos capturados em fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens. Os símbolos representam os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da serapilheira de cada ambiente. As linhas delimitam as faixas de valores de $\delta^{13}\text{C}$ correspondentes a fontes C3 e C4 da literatura.

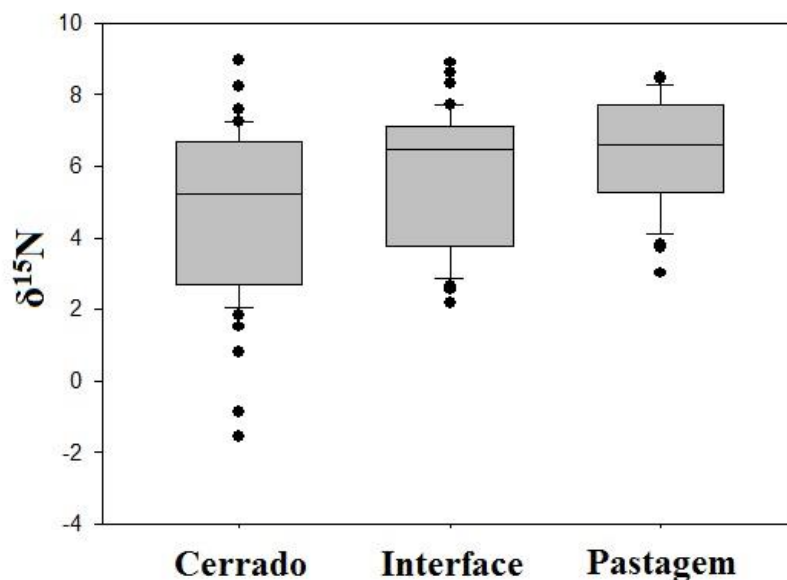


Figura 15. Distribuição dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos artrópodes epígeos capturados em fragmentos de cerrado, interfaces e pastagens.

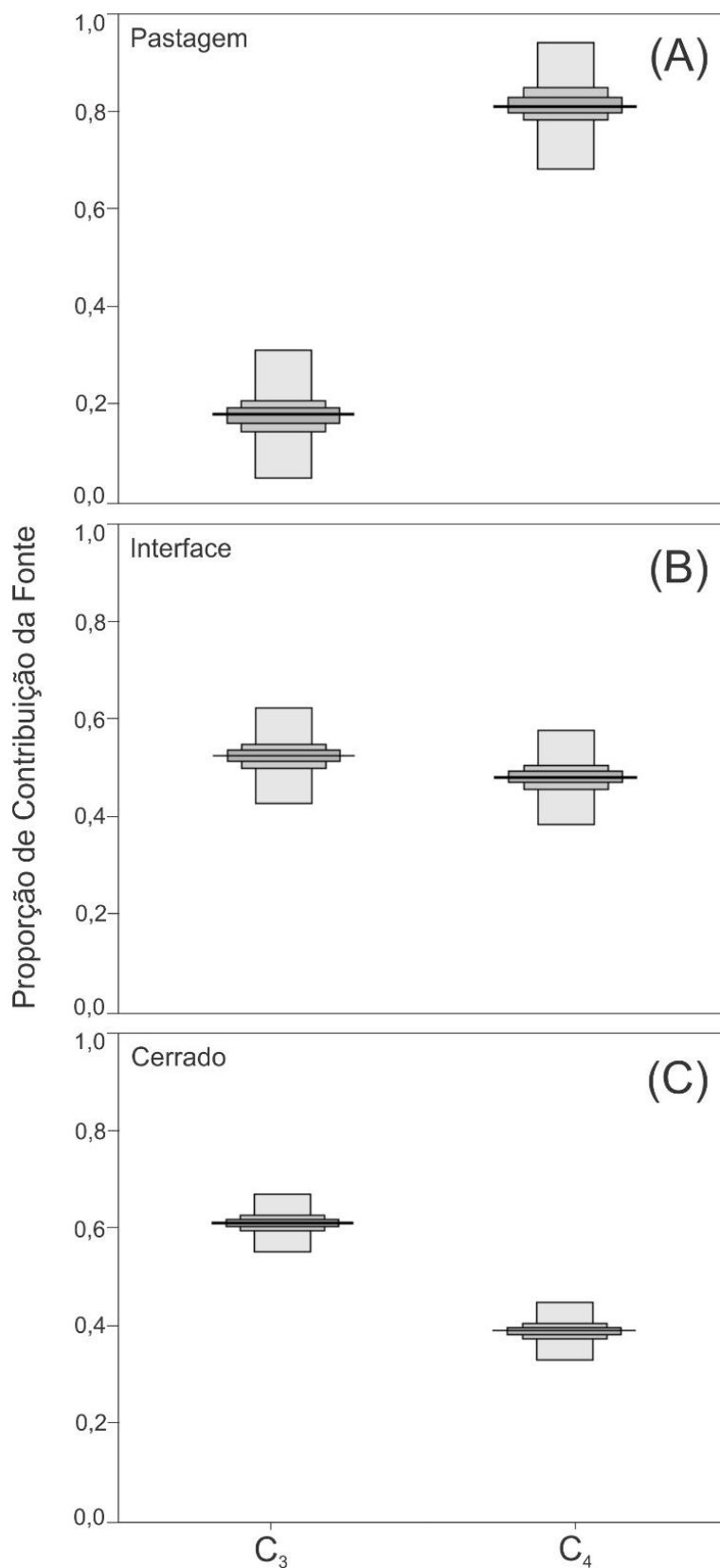


Figura 16. Contribuição relativa de fontes de carbono C3 e C4 na dieta de artrópodes epígeos na pastagem (A), interface (B) e no cerrado (C) estimado pela análise isotópica no R (SIAR; Parnell et al. 2010). As caixas representam, da maior para a menor, a contribuição relativa gerada por um modelo de mistura a 1%, 25%, 50% e 99% níveis de probabilidade.

DISCUSSÃO

Os resultados indicam que o uso de pastagens não afeta significativamente a atividade-densidade média da fauna de artrópodes epígeos. Esse fator, no entanto, se deu principalmente pelo aumento da atividade de colêmbolos nas pastagens em relação aos fragmentos de cerrado sentido restrito, visto que diversos *taxa*, principalmente de insetos e aracnídeos, tiveram sua atividade reduzida ou não foram detectados nesse ambiente. Com isso, a pastagem apresentou a menor riqueza e diversidade taxonômica de artrópodes epígeos e se mostrou distinta dos fragmentos de cerrado sentido restrito, principalmente no que diz respeito a composição da comunidade. Essa distinção, por sua vez, revelou *taxa* consideravelmente fiéis e específicos de fragmentos de cerrado e potencialmente sensíveis ao uso de pastagens. A interface entre fragmentos de cerrado e pastagens manejadas manteve-se semelhante ao fragmento em termos de riqueza e diversidade taxonômica de artrópodes epígeos, assim como em termos de composição e estrutura da comunidade. Por fim, apesar de grande parte dos artrópodes capturados em pastagens estarem assimilando em seus tecidos fontes alimentares provenientes de fonte C4, uma boa parte apresentou um incremento e até uma preferência por fontes de carbono C3, indicando que existe uma conexão trófica de artrópodes epígeos entre os ambientes.

A elevada atividade e predominância de artrópodes epígeos das classes Insecta e Collembola parece ser uma característica comum em solos de cerrado nativo e pastagem na região do Distrito Federal (Oliveira et al. 2010). As pastagens amostradas no presente estudo apresentaram uma elevada atividade de populações da classe Collembola, principalmente da família Isotomidae e da ordem Poduromorpha, ao passo que alguns *taxa* da classe Insecta e Arachnida, que foram representativos no cerrado, como ácaros trombidiformes, aranhas, coleópteros e cupins, tiveram sua atividade reduzida sob o uso de pastagens. No entanto, devido às limitações inerentes ao método de coleta (Topping & Sunderland 1992), ressalta-se aqui que a ausência ou o baixo número de indivíduos de determinado *taxa* reflete apenas a atividade desses animais na superfície do solo ao longo dos sete dias em que as armadilhas permaneceram em campo e não necessariamente a ausência e, menos ainda, a densidade real desses *taxa*. Em coletas de monólitos de solo, por exemplo, cupins podem apresentar uma abundância bem maior em pastagens do que em vegetações nativas do cerrado (Benito et al. 2004; Silva et al. 2006; 2008; Portilho et al 2011; Marchão et al. 2009b), contudo, assim como observado neste estudo, o número

de predadores (Araneae, Scorpiones e Pseudoescorpiones) pode ser reduzido sob o uso de pastagens (Benito et al. 2004).

A alteração da estrutura e complexidade de habitats promovida pela redução da diversidade vegetal, por exemplo, pode afetar o microclima local e a qualidade e quantidade de recursos disponíveis para a biota associada (Brown 1991). Exemplos apontam que a heterogeneidade espacial, a variedade de recursos alimentares e a complexidade de habitats promovem a diversidade de animais do solo (Bardgett 2002, Saitoh et al. 2013). Além disso, habitats mais complexos parecem estar diretamente e positivamente relacionados com o aumento da abundância de inimigos naturais (predadores e parasitoides), principalmente de aranhas (Langellotto & Denno 2004, Birkhofer et al. 2008b). Isso talvez possa explicar a redução da atividade predadores (Bdellidae; Erythraeoidea (adultos); Araneae, Scorpiones, Pseudoescorpiones; Staphylinidae) e parasitoides (Platygastroidea) em pastagens, embora a atividade de Chilopoda e Opiliones (predadores) e de larvas de Erythraeoidea (ectoparasitas) tenha sido maior nesse ambiente. No entanto, larvas de algumas espécies de ácaros ectoparasitas da família Erythraeidae (Erythraeoidea), assim como espécies de microhymenópteros parasitoides do gênero *Baeus* sp. (Platygastroidea: Scelionidae), que também foram encontrados em pastagens (Anexo I), são muitas vezes registradas parasitando ovos de aranhas (Austin 1985, Welbourn & Young 1988), o que pode ter contribuído para a redução da atividade desses predadores.

O aumento da atividade de populações de colêmbolos em pastagens pode ter tido relação com a redução da atividade de predadores, principalmente de aranhas, tendo em vista que colêmbolos epígeos são potenciais presas para esses aracnídeos (Wise et al. 1999, Agustí et al. 2003, Wise 2004). Outros fatores que podem estar associados ao favorecimento da atividade de colêmbolos em pastagens podem estar ligados as variáveis de manejo, como a aplicação de fertilizantes e atividade do gado. Embora seja difícil separar o efeito dessas duas variáveis, exemplos mostram que ambas podem favorecer ou desfavorecer a atividade de colêmbolos e nematoides do solo (Bardgett & Cock 1998), o que poderia explicar consequentemente a maior atividade de ácaros da família Galumnidae (Oribatida) em pastagens, por serem potenciais predadores desses animais (Schneider et al. 2004).

Colêmbolos geralmente são considerados organismos fungívoros (Hunt et al. 1987, De Ruiter et al. 1994), entretanto, descobertas recentes apontam que estes organismos também consomem bactérias (Crotty et al. 2011). Isso, por vez, talvez possa favorecer certas populações de colêmbolos tanto em manejos intensivos quanto conservativos. Evidências sugerem que o tipo de manejo pode influenciar a razão entre bactérias e fungos no sistema (Hendrix et al. 1990), com manejos mais intensivos (com entrada elevada de fertilizantes inorgânicos) favorecendo uma via bacteriana e menos intensivos (com baixa entrada, fertilizantes orgânicos) favorecendo uma via fúngica (Altieri 1999, de Vries et al. 2012). Apesar disso, estudos evidenciam que mesmo sob efeitos de distúrbios no solo, pelo pisoteio e pastejo animal por exemplo, a densidade populacional de colêmbolos pode aumentar em sistemas de pastagens devido a adição de fertilizantes nitrogenados (Bardgett & Cook 1998, Cole et al. 2008), o que sugere que esses animais são regulados por forças de baixo para cima (*bottom-up*), impulsionados pelo aumento de energia gerado pelos *inputs* no solo (serapilheira e exsudados de raízes), o que por vez estimula o crescimento microbiano e o aumento de recursos para a fauna (Cole et al. 2005).

Como a maior parte desses estudos geralmente são realizados em ecossistemas de clima temperado e, levando em conta que no presente estudo não foi testada nenhuma dessas variáveis (complexidade de habitats, predação e manejo), não é possível tirar conclusões mais detalhadas sobre os padrões de atividade da fauna de artrópodes epígeos encontrados em pastagens manejadas sobre solos de cerrado. Estudos que combinem técnicas para acessar a atividade e densidade real de artrópodes do solo, assim como experimentos manipulativos para avaliar quais variáveis podem ser determinantes para regular a atividade dessa fauna, são necessários para explicar os padrões observados. Apesar disso, técnicas que acessam a densidade da fauna revelam alguns padrões semelhantes aos encontrados aqui. A predominância de Formicidae e Isoptera em fisionomias de cerrado, por exemplo, já foram observadas em outros estudos (Benito et al. 2004; Marchão et al. 2009b), mas ao contrário do observado pelos valores de atividade-densidade relativa do presente estudo, Isoptera geralmente é o grupo mais representativo em termos de densidade tanto em vegetações nativas quanto em pastagens contínuas (Benito et al. 2004; Marchão et al. 2009b; Portilho et al. 2011), embora em pastagens sua riqueza é reduzida, favorecendo espécies que se adaptam aos recursos disponíveis e podem se tornar pragas (Brandão & Souza 1998, Constantino 2002, Benito et al. 2004).

A predominância de espécimes da subfamília Nasutitermitinae observada no presente estudo reflete o elevado número de espécies que essa subfamília possui no Cerrado, sendo dominantes também em termos de abundância e construção de termiteiros (Constantino 2005). A baixa atividade de cupins observada nas pastagens analisadas aqui pode estar relacionada com as propriedades do solo. Vendrame et al. (2009) observaram que a abundância de cupins sob pastagens em latossolos do Cerrado possui correlação com baixos níveis de $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$, dois dos cátions que foram responsáveis pela ordenação dos ambientes na primeira componente da PCA, sendo indicadores da fertilidade dos solos sob as pastagens manejadas. No entanto, fica evidente aqui que as armadilhas *pitfalls* não foram eficientes para representar esse grupo.

Em contrapartida, a família Formicidae foi melhor representada, e, assim como outros estudos, as subfamílias Myrmicinae e Formicinae foram as mais frequentes em áreas de cerrado (Dias et al. 1997, Ramos et al. 2003) e, em pastagens, uma quantidade menor de morfoespécies também já foi observada (Marchão et al. 2009b). A diversidade de formigas geralmente é reduzida pelas perturbações causadas por práticas de manejo em agroecossistemas, mas muitas espécies podem tolerar e recolonizar o ambiente depois do distúrbio (Folgarait 1998), e, em alguns casos, a riqueza de espécies encontrada em pastagem pode ser semelhante a encontrada em vegetação nativa de cerrado (Frizzo 2011). A predominância de Myrmicinae observada nas pastagens do presente estudo pode estar associada ao hábito generalista de algumas espécies dessa subfamília (Fowler et al. 1991, Andersen 1995).

Diversos estudos que utilizaram formigas como bioindicadores de distúrbios, incluindo os efeitos da mudança do uso da terra e da intensidade de pastejo animal, evidenciam que essas perturbações mudam consistentemente a composição da comunidade, mas não afetam necessariamente a riqueza e abundância de formigas (Hoffmann 2010). Isso em parte pode estar relacionado à forte relação que determinadas espécies e grupos funcionais possuem com a estrutura da vegetação e o tipo de solo, de modo que essas espécies são mais sensíveis a perturbação, mas por outro lado, essa perda pode ser compensada por espécies mais generalistas e tolerantes ou pela invasão de espécies oportunistas (Hoffmann 2010, Ribas et al. 2012). Apesar de formigas pertencerem a diferentes níveis tróficos, provavelmente a maioria, assim como os cupins, funcione como “engenheiros do ecossistema” (*sensu* Jones et al. 1994), promovendo, através de suas ações na construção de ninhos, formação de galerias, incorporação de

nutrientes pelo estoque de alimentos e acumulação de fezes e corpos, modificações na estrutura dos solos e em processos que afetam direta ou indiretamente o fluxo de energia e matéria nos ecossistemas (Folgarait 1998, Jouquet et al. 2006).

Apesar do crescente reconhecimento da importância funcional que a fauna do solo possui para processos ecossistêmicos (Wall et al. 2012), a principal resposta que emerge de estudos que avaliaram relações entre diversidade e funcionamento é que existe uma certa redundância funcional entre espécies da comunidade dos solos, sendo assim, a composição da comunidade, as características de espécies ou grupos funcionais chave e suas abundâncias relativas e complementariedades, ao invés da riqueza de espécies por si só, parecem os fatores determinantes que impulsionam os processos do solo e do funcionamento dos ecossistemas (Wurst et al. 2012; Bardgett & Van Der Putten 2014). Aqui evidenciou-se que tanto a riqueza e diversidade taxonômica como a estrutura e, principalmente, a composição da comunidade de artrópodes epígeos foram afetadas pelo uso de pastagens manejadas. Até que ponto esse efeito pode comprometer os processos e o funcionamento desses sistemas ainda necessita ser compreendido, mas aqui fica evidente pelo resultado da curva de rarefação, utilizando uma resolução mais detalhada (fina), assim como por estudos que investigaram grupos focais, como cupins e escarabeídeos, que a riqueza de artrópodes decresce e a composição da comunidade é alterada pelo uso de pastagens manejadas com gramíneas africanas sob solos do Cerrado (Carrijo et al. 2009, Almeida et al. 2011).

Apesar disso, alguns aspectos observados pelas análises da comunidade no presente estudo merecem ser interpretados com cautela. Analisando a riqueza taxonômica pela curva de rarefação referente a resolução grossa, nota-se que apesar da interpolação revelar uma menor riqueza na pastagem, a extrapolação mostra que aumentando o esforço amostral essa riqueza torna-se equivalente a encontrada no cerrado e na interface, indicando que as pastagens ainda podem manter a riqueza dos grupos taxonômicos nessa resolução. Quanto a composição e estrutura da comunidade, os baixos valores de R global da ANOSIM indicam que a dissimilaridade entre os ambientes não foi tão forte, principalmente pela resolução grossa. Isso, contudo, se deu possivelmente pelo elevado número de variáveis (*taxa*) e pela sobreposição observada na NMDS, ou seja, pela similaridade de alguns pontos da interface e do cerrado. Os menores valores de R global da ANOSIM referentes a estrutura da comunidade refletiram em parte a semelhança entre os ambientes da UA3 como observado pela ordenação da NMDS. Essa semelhança por

vez pode estar ligada as características do manejo na pastagem dessa unidade, onde o pousio é mais longo e, como observado na PCA, seu solo exhibe características intermediárias as de pastagens e fragmentos de cerrado das outras unidades.

Assim, considerou-se aqui que, principalmente em uma resolução taxonômica mais detalhada (fina), a composição e estrutura da comunidade de artrópodes epígeos podem ser dissimilares entre fragmentos de cerrado sentido restrito e pastagens manejadas, mas o grau de dissimilaridade parece depender do manejo. Essa dissimilaridade foi responsável por revelar ao menos quatro *taxa* potencialmente sensíveis ao uso de pastagens. Entre eles, a família Ptiliidae, que obteve o maior valor de fidelidade e especificidade aos fragmentos de cerrado, é composta por pequenas espécies de hábito fungívoro (Marinoni et al. 2001), geralmente encontrados em detritos orgânicos em decomposição, troncos apodrecidos, fezes de mamíferos (Casari & Ide 2012) e ainda em carcaça de animais (Almeida et al. 2015). Até a data atual, não há nenhum registro de gêneros ou espécies dessa família no Cerrado.

Ao contrário de Ptiliidae, os outros *taxa* indicadores foram encontrados em pastagens, mas com atividade reduzida e, desses, Zodariidae e Erythraeoidea (adultos) são compostas por espécies de predadores. Estudando diversos sistemas de manejo sob latossolos do Cerrado, Portilho et al. (2011) registraram aranhas da família Zodariidae apenas em fragmentos de área nativa de cerrado e floresta semidecídua. Até então não há registros de gêneros ou espécies das únicas famílias de Erythraeoidea (Erythraeidae e Smarididae) no Cerrado. Devido ao seu ciclo de vida peculiar (larvas ectoparasitas de insetos e adultos predadores), esses ácaros são considerados potenciais agentes de controle biológico de pragas (Muñoz-Cárdenas et al. 2015). A família Nitidulidae, por sua vez, foi indicadora basicamente por conta de uma das morfoespécies identificadas, sendo difícil caracterizar seu hábito alimentar, visto que espécies dessa família podem conter espécies detritívoras, fungívoras, carnívoras e herbívoras (Marinoni et al. 2001).

Mais estudos são necessários para ampliar o conhecimento a respeito dos grupos funcionais da fauna de artrópodes do solo no Cerrado, identificando hábitos e preferências alimentares em uma resolução taxonômica mais detalhada e, assim, compreender melhor se, além do efeito sobre a riqueza e composição da comunidade, a mudança do uso da terra pode alterar a estrutura da teia trófica e comprometer processos ecossistêmicos. Técnicas promissoras como a análise da variação natural da composição isotópica do

tecido de animais pode ajudar essa compreensão. Aqui, observou-se que a maior parte dos artrópodes epígeos capturados em fragmentos de cerrado e em suas interfaces possuem valores de $\delta^{13}\text{C}$ que condizem com as características estruturais da vegetação de cerrado sentido restrito, possuindo uma mistura de fontes C3 do estrato arbóreo e arbustivo e de fontes C4 do estrato herbáceo. Essa característica possibilitou que alguns grupos, possivelmente mais generalistas, se adaptassem as condições das pastagens, mas como observado pela amplitude dos valores de $\delta^{13}\text{C}$, alguns artrópodes capturados nesse ambiente apresentaram fontes de carbono C3 incorporadas em seus tecidos.

A maior amplitude de valores de $\delta^{15}\text{N}$ dos artrópodes capturados em fragmentos de cerrado sentido restrito evidenciam a complexidade trófica dessa teia alimentar, entretanto, os baixos valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados nos tecidos de *Nasutitermitinae* podem ter influenciado esse padrão. Muitas espécies de cupins da subfamília *Nasutitermitinae* possuem hábitos alimentares associados com madeira e solo (Noirot 1992, Bourguignon et al. 2011), no entanto, também existem espécies que forrageiam na serapilheira, incluindo gramíneas (Bignell & Eggleton 2000, Eggleton & Tayasu 2001), o que talvez seja o caso observado aqui. Na outra extremidade, *Staphylinidae* apresentou o maior valor de $\delta^{15}\text{N}$ no cerrado. Encontrada nos três ambientes, a família *Staphylinidae* (representada na análise pela morfoespécie sp1) obteve a maior amplitude de valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre todos os artrópodes analisados (6,76 unidades de δ). Como as espécies dessa família são predominantemente predadoras (Marinoni et al. 2001), esses valores podem indicar que essa morfoespécie é generalista e preda em vários níveis tróficos. Curiosamente, os indivíduos desta morfoespécie, capturados em pastagens, apresentaram valores de $\delta^{13}\text{C}$ condizentes com uma dieta restritamente de fontes C3.

Os grupos *Formicinae*, *Myrmicinae*, *Ponerinae* e *Nitidulidae* mantiveram a mesma posição trófica nos três ambientes (cerrado, interface e pastagem), indicando que o uso de pastagens manejadas não altera a posição trófica desses grupos. Investigando o efeito do uso da terra na estrutura trófica de assembleias de formigas epígeas na Austrália, Gibb & Cunningham (2011) mostraram que, dos gêneros de formigas analisadas, todas mantiveram uma posição trófica constante através dos sistemas investigados (remanescente de vegetação nativa, pastagens e reflorestamento), indicando que apesar da flexibilidade ecológica e das dietas generalistas, as formigas são relativamente conservativas em suas posições tróficas relativas. Em relação a fonte de carbono utilizada por esses grupos, a amplitude dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ observada aqui mostram que

Myrmicinae e Ponerinae adaptaram-se bem aos recursos disponíveis em pastagens, ao passo que Formicinae e, principalmente Nitidulidae, tiveram um incremento de fontes C3 em seus tecidos, reforçando a fidelidade e especificidade de Nitidulidae com o cerrado.

As estimativas de contribuição relativa de fontes de carbono C3 e C4 para a dieta dos artrópodes epígeos analisados aqui mostram que fontes de carbono C4 contribuem expressivamente para a dieta de artrópodes epígeos de fragmentos de cerrado sentido restrito ($\approx 40\%$) e essa contribuição é intensificada na interface, possivelmente, pela influência direta das pastagens manejadas, que são restritamente fontes de carbono C4. Essa expressiva relação com fontes de carbono C4 explica em parte porque alguns grupos se adaptam bem as condições do manejo de pastagens contínuas manejadas com gramíneas africanas, visto que em torno de 80% do carbono assimilado no tecido desses artrópodes é proveniente de fontes C4. Esse fator também contribui para esclarecer porque o uso de pastagens sob sistemas savânicos possui um menor efeito para a comunidade de invertebrados do solo do que sistemas florestais (Decaëns et al. 2004). No entanto, alguns representantes da comunidade de artrópodes epígeos das pastagens apresentaram sinais e até uma predominância de carbono C3 em seus tecidos, revelando uma conexão trófica entre os ambientes e indicando que, possivelmente, alguns grupos ainda são dependentes dos componentes funcionais C3 da vegetação adjacente.

CONCLUSÕES

Os resultados evidenciam que o estrato herbáceo de fragmentos de cerrado sentido restrito, composto por representantes vegetais de ciclo fotossintético C4, contribuem consideravelmente como fonte de energia para alguns *taxa* da fauna de artrópodes epígeos analisados, que, sobre o uso de pastagens manejadas, acabam mantendo sua posição trófica, mas também apresentam sinais de uma conexão trófica com fontes de carbono C3 provenientes da vegetação adjacente. Por outro lado, a menor riqueza e diversidade, além da diferença na composição e estrutura da comunidade de artrópodes epígeos em pastagens manejadas e a manutenção desses atributos na interface mostram a importância da complexidade estrutural da vegetação em fragmentos de cerrado sentido restrito.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADÂMOLI, J., MACEDO, J., AZEVEDO, L. G. & MADEIRA-NETO, J. 1985. Caracterização dos Cerrados. Pp. 33–73 in Goedert, W. J. (ed.). *Solos dos Cerrados*. EMBRAPA/Nobel, Brasília.
- AGUSTÍ, N., SHAYLER, S. P., HARWOOD, J. D., VAUGHAN, I. P., SUNDERLAND, K. D. & SYMONDSON, W. O. C. 2003. Collembola as alternative prey sustaining spiders in arable ecosystems: Prey detection within predators using molecular markers. *Molecular Ecology* 12:3467–3475.
- ALMEIDA, L. M., CORRÊA, R. C. & GROSSI, P. C. 2015. Coleoptera species of forensic importance from Brazil: an updated list. *Revista Brasileira de Entomologia* 59:274–284. Elsevier Editora Ltda.
- ALMEIDA, S., LOUZADA, J., SPERBER, C. & BARLOW, J. 2011. Subtle Land-Use change and tropical biodiversity: Dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. *Biotropica* 43:704–710.
- ALTIERI, M. A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74:19–31.
- ANDERSEN, A. N. 1995. A Classification of Australian Ant Communities, Based on Functional Groups Which Parallel Plant Life-Forms in Relation to Stress and Disturbance. *Journal of Biogeography* 22:15–29.
- ANDERSON, M. J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32–46.
- ATTWOOD, S. J., MARON, M., HOUSE, A. P. N. & ZAMMIT, C. 2008. Do arthropod assemblages display globally consistent responses to intensified agricultural land use and management? *Global Ecology and Biogeography* 17:585–599.
- AUSDEN, M. & DRAKE, M. 2006. Invertebrates. Pp. 214–249 in Sutherland, W. J. (ed.). *Ecological census techniques: A handbook*. Cambridge University Press, Cambridge.
- AUSTIN, A. D. 1985. The function of spider egg sacs in relation to parasitoids and predators, with special reference to the Australian fauna. *Journal of Natural History*

19:359–376.

- BACCARO, F. B., FEITOSA, R. M., FERNANDEZ, F., FERNANDES, I. O., IZZO, T. J., DE SOUZA, J. L. P. & SOLAR, R. 2015. Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Editora INPA, Manaus. 388 pp.
- BALBINO, L. C., BRUAND, A., BROSSARD, M., GRIMALDI, M., HAJNOS, M. & GUIMARÃES, M. F. 2002. Changes in porosity and microaggregation in clayey Ferralsols of the Brazilian Cerrado on clearing for pasture. *European Journal of Soil Science* 53:219–230.
- BARDGETT, R. D. 2002. Causes and consequences of biological diversity in soil. *Zoology (Jena, Germany)* 105:367–74.
- BARDGETT, R. D. 2005. *The Biology of Soil: A Community and Ecosystem Approach*. Oxford University Press, New York. 242 pp.
- BARDGETT, R. D. & COOK, R. 1998. Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology* 10:263–276.
- BARDGETT, R. D. & VAN DER PUTTEN, W. H. 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature* 505:505–511. Nature Publishing Group.
- BARDGETT, R. D., YEATES, G. W. & ANDERSON, J. M. 2005. Patterns and determinants of soil biological diversity. Pp. 100–118 in Bardgett, R. D., Usher, M. B. & Hopkins, D. W. (eds.). *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge University Press, Cambridge.
- BARRIOS, E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecological Economics* 64:269–285.
- BARROS, E., GRIMALDI, M., SARRAZIN, M., CHAUVEL, A., MITJA, D., DESJARDINS, T. & LAVELLE, P. 2004. Soil physical degradation and changes in macrofaunal communities in Central Amazon. *Applied Soil Ecology* 26:157–168.
- BARROS, E., MATHIEU, J., TAPIA-CAROL, S., NASCIMENTO, A. R. L. & LAVELLE, P. 2006. Soil Macrofauna Communities in Brazilian Amazonia. Pp. 43–55 in Moreira, F. S. M., Siqueira, J. O. & Brussaard, L. (eds.). *Soil Biodiversity in Amazonian and Other Brazilian Ecosystems*. CABI, Oxfordshire.

- BEARE, M. H., REDDY, M. V., TIAN, G. & SRIVASTAVA, S. C. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of decomposer biota. *Applied Soil Ecology* 6:87–108.
- BENITO, N. P., BROSSARD, M., PASINI, A., GUIMARÃES, M. D. F. & BOBILLIER, B. 2004. Transformations of soil macroinvertebrate populations after native vegetation conversion to pasture cultivation (Brazilian Cerrado). *European Journal of Soil Biology* 40:147–154.
- BENNETT, A. F. & SAUNDERS, D. A. 2010. Habitat fragmentation and landscape change. Pp. 88–106 in Sodhi, N. S. & Ehrlich, P. R. (eds.). *Conservation Biology for All*. Oxford University Press, Oxford.
- BENTON, T. G., VICKERY, J. A. & WILSON, J. D. 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18:182–188.
- BERG, M. P. 2012. Patterns of Biodiversity at Fine and Small Spatial Scales. Pp. 136–152 in Wall, D. H., Bardgett, R. D., Behan-Pelletier, V., Herrick, J. E., Jones, T. H., Ritz, K., Six, J., Strong, D. R. & Van der Putten, W. H. (eds.). *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford.
- BIGNELL, D. E. & EGGLETON, P. 2000. Termites in Ecosystems. Pp. 363–387 *Termites: Evolution, Sociality, Symbioses, Ecology*. Springer, Netherlands.
- BIRKHOFFER, K., BEZEMER, T. M., BLOEM, J., BONKOWSKI, M., CHRISTENSEN, S., DUBOIS, D., EKELUND, F., FLIESSBAC, A., GUNST, L., HEDLUND, K., MÄDER, P., MIKOLA, J., ROBIN, C., SETÄLÄ, H., TATIN-FROUX, F., VAN DER PUTTEN, W. H. & SCHEU, S. 2008a. Long-term organic farming fosters below and aboveground biota: Implications for soil quality, biological control and productivity. *Soil Biology and Biochemistry* 40:2297–2308.
- BIRKHOFFER, K., SCHÖNING, I., ALT, F., HEROLD, N., KLARNER, B., MARAUN, M., MARHAN, S., OELMANN, Y., WUBET, T., YURKOV, A., BEGEROW, D., BERNER, D., BUSCOT, F., DANIEL, R., DIEKÖTTER, T., EHNES, R. B., ERDMANN, G., FISCHER, C., FOESEL, B., GROH, J., GUTKNECHT, J., KANDELER, E., LANG, C., LOHAUS, G., MEYER, A., NACKE, H., NÄTHER, A., OVERMANN, J., POLLE, A., POLLIERER, M. M., SCHEU, S., SCHLOTTER,

- M., SCHULZE, E. D., SCHULZE, W., WEINERT, J., WEISSER, W. W., WOLTERS, V. & SCHRUMPF, M. 2012. General relationships between abiotic soil properties and soil biota across spatial scales and different land-use types. *PLoS ONE* 7.
- BIRKHOFFER, K., WISE, D. H. & SCHEU, S. 2008b. Subsidy from the detrital food web, but not microhabitat complexity, affects the role of generalist predators in an aboveground herbivore food web. *Oikos* 117:494–500.
- BISSETT, A., BROWN, M. V., SICILIANO, S. D. & THRALL, P. H. 2013. Microbial community responses to anthropogenically induced environmental change: Towards a systems approach. *Ecology Letters* 16:128–139.
- BORCARD, D., GILLET, F. & LEGENDRE, P. 2011. Numerical Ecology with R. Springer, New York. 319 pp.
- BOURGUIGNON, T., ŠOBOTNÍK, J., LEPOINT, G., MARTIN, J.-M., HARDY, O. J., DEJEAN, A. & ROISIN, Y. 2011. Feeding ecology and phylogenetic structure of a complex neotropical termite assemblage, revealed by nitrogen stable isotope ratios. *Ecological Entomology* 36:261–269.
- BRANDÃO, C. R. ., CANCELLO, E. M. & YAMAMOTO, C. I. 2000. Invertebrados terrestres. Versão preliminar. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. 38 pp.
- BRANDÃO, D. & SOUZA, F. 1998. Effects of deforestation and implantation of pastures on the termite fauna in the Brazilian ‘Cerrado’ region. *Tropical Ecology* 39:175–178.
- BRESCOVIT, A. D., BONALDO, A. B., BERTANI, R. & RHEIMS, C. A. 2002. Araneae. Pp. 303–343 in Adis, J. (ed.). *Amazonian Arachnida and Myriapoda. Identification keys to all classes, orders, families, some genera, and lists of known terrestrial species*. Pensoft Publisher, Moscow.
- BROWN, V. K. 1991. The effect of changes in habitat structure during succession in terrestrial communities. Pp. 141–168 *Habitat Structure: the Physical Arrangement of Objects in Space*. Chapman and Hall, London.
- BRUSSAARD, L. 1997. Biodiversity and Ecosystem Functioning in Soil. *Ambio* 26:563–

570.

- BRUSSAARD, L. 2012. Ecosystem services provided by the soil biota. Pp. 45–58 in Wall, D. H., Bardgett, R. D., Behan-Pelletier, V., Herrick, J. E., Hefin Jones, T., Ritz, K., Six, J., Strong, D. R. & Van Der Putten, W. H. (eds.). *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford.
- CARRIJO, T. F., BRANDÃO, D., DE OLIVEIRA, D. E., COSTA, D. A. & SANTOS, T. 2009. Effects of pasture implantation on the termite (Isoptera) fauna in the Central Brazilian Savanna (Cerrado). *Journal of Insect Conservation* 13:575–581.
- CARVALHO, J. L. N., CARLOS EDUARDO PELEGRINO, C., FEIGL, B. J., PÍCCOLO, M. D. C., GODINHO, V. D. P., HERPIN, U. & CERRI, C. C. 2009. Conversion of cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. *Scientia Agricola* 66:233–241.
- CASARI, S. A. & IDE, S. 2012. Coleoptera. Pp. 453–535 *Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia*. Holos, Ribeirão Preto.
- CHAPIN, F. S., SALA, O. E. & HUBER-SANWALD, E. 2001. Global biodiversity in a changing environment. Springer-Verlag, New York. 376 pp.
- CHAPIN, F. S., ZAVALETA, E. ., EVINER, V. T., NAYLOR, R. L., VITOUSEK, P. M., REYNOLDS, H. L., HOOPER, D. U., LAVOREL, S., SALA, O. E., HOBBIE, S. E., MACK, M. C. & DÍAZ, S. 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234–42.
- COLE, L., BUCKLAND, S. M. & BARDGETT, R. D. 2005. Relating microarthropod community structure and diversity to soil fertility manipulations in temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 37:1707–1717.
- COLE, L., BUCKLAND, S. M. & BARDGETT, R. D. 2008. Influence of disturbance and nitrogen addition on plant and soil animal diversity in grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 40:505–514.
- COLEMAN, D. C. & WALL, D. H. 2015. Soil Fauna: Occurrence, Biodiversity, and Roles in Ecosystem Function. Pp. 111–149 *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Academic Press, London.

- COLWELL, R. K. 2013. EstimateS: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples. Version 9.1.0 User's Guide. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>, Acessado em: 15 de novembro de 2015.
- COLWELL, R. K., CHAO, A., GOTELLI, N. J., LIN, S. Y., MAO, C. X., CHAZDON, R. L. & LONGINO, J. T. 2012. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of Plant Ecology* 5:3–21.
- CONSTANTINO, R. 2002. The pest termites of South America: taxonomy, distribution and status. *Journal of Applied Entomology* 126:355–365.
- CONSTANTINO, R. 2005. Padrões de diversidade e endemismo de térmitas no bioma Cerrado. Pp. 319–333 *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação*. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- COUTINHO, H. L. C., NOELLEMAYER, E., BALIEIRO, F. C., PIÑEIRO, G., FIDALGO, E. C. C., MARTIUS, C. & SILVA, C. F. 2015. Impacts of Land-use Change on Carbon Stocks and Dynamics in Central-southern South American Biomes: Cerrado, Atlantic Forest and Southern Grasslands. Pp. 243–264 in Banwart, S. A., Noellemeyer, E. & Milne, E. (eds.). *Soil carbon: Science, management and policy for multiple benefits*. CABI, Oxfordshire.
- CROTTY, F. V., BLACKSHAW, R. P. & MURRAY, P. J. 2011. Tracking the flow of bacterially derived ¹³C and ¹⁵N through soil faunal feeding channels. *Rapid communications in mass spectrometry : RCM* 25:1503–13.
- CROTTY, F. V., BLACKSHAW, R. P., ADL, S. M., INGER, R. & MURRAY, P. J. 2014. Divergence of feeding channels within the soil food web determined by ecosystem type. *Ecology and Evolution* 4:1–13.
- D'ANDRÉA, A. F., NAVES SILVA, M. L., CURI, N., GUIMARÃES GUILHERME, L. R., FONSECA, A., LEANDRO, M. & SILVA, N. 2004. Carbon and nitrogen storage, and inorganic nitrogen forms in a soil under different management systems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 39:179–186.
- DECAËNS, T. 2010. Macroecological patterns in soil communities. *Global Ecology and Biogeography* 19:287–302.

- DECAËNS, T., JIMÉNEZ, J. J., BARROS, E., CHAUVEL, A., BLANCHART, E., FRAGOSO, C. & LAVELLE, P. 2004. Soil macrofaunal communities in permanent pastures derived from tropical forest or savanna. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103:301–312.
- DECAËNS, T., JIMÉNEZ, J. J., GIOIA, C., MEASEY, G. J. & LAVELLE, P. 2006. The values of soil animals for conservation biology. *European Journal of Soil Biology* 42:S23–S38.
- DECAËNS, T., LAVELLE, P. & JIMÉNEZ, J.-J. 2008. Priorities for conservation of soil animals. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 3.
- DECAËNS, T., LAVELLE, P., JIMENEZ JAEN, J. J., ESCOBAR, G. & RIPPSTEIN, G. 1994. Impact of land management on soil macrofauna in the oriental Llanos of Colombia. *European Journal of Soil Biology* 30:157–168.
- DENIRO, M. J. & EPSTEIN, S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:341–351.
- DIAS, V. S., BROSSARD, M. & LOPES-ASSAD, M. L. 1997. Macrofauna edáfica invertebrada em áreas de vegetação nativa da região de cerrados. Pp. 168–173 *Contribuição ao conhecimento ecológico do Cerrado*. Trabalhos selecionados do 3º Congresso de Ecologia do Brasil, Universidade de Brasília, Departamento de Ecologia.
- DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67:345–366.
- DUNN, R. R. 2004. 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* 191:215–224.
- EGGLETON, P. & TAYASU, I. 2001. Feeding groups, lifetypes and the global ecology of termites. *Ecological Research* 16:941–960.
- EISENBEIS, G. & WICHARD, W. 1987. Atlas on the Biology of Soil Arthropods. Springer-Verlag, Berlin. 473 pp.

- ETTEMA, C. H. & WARDLE, D. A. 2002. Spatial soil ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 17:177–183.
- FIDALGO, E. C. C., BENITES, V. M., MACHADO, P. L. O. A., MADARI, B. E., MOURA, I. B. & LIMA, C. X. 2007. Estoque de carbono nos solos do Brasil. Boletim de pesquisa e desenvolvimento. Embrapa Solos, Rio de Janeiro. 26 pp.
- FOLEY, J. A., DEFRIES, R., ASNER, G. P., BARDFORD, C., BONAN, G., CARPENTER, S. R., CHAPIN, F. S., COE, M. T., DAILY, G. C., GIBBS, H. K., HELKOWSKI, J. H., HOLLOWAY, T., HOWARD, E. A., KUCHARIK, C. J., MONFREDA, C., PATZ, J. A., PRENTICE, I. C., RAMANKUTTY, N. & SNYDER, P. K. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309:570–574.
- FOLGARAIT, P. J. 1998. Ant biodiversity and its relationship to ecosystem functioning: A review. *Biodiversity and Conservation* 7:1221–1244.
- FOWLER, H. G. L., FORTI, C., BRANDÃO, C. R. F., DELABIE, J. H. C. & VASCONCELOS, H. L. 1991. Ecologia nutricional de formigas. Pp. 131–209 *Ecologia nutricional de insetos e suas implicações no manejo de pragas*. Manole, São Paulo.
- FREDSON, J., LOPES, B., ANDRADE, E. M. DE, ANTONIO, F., LOBATO, D. O., ARAUJO, H., PALÁCIO, D. Q., DIRCEU, F. & ARRAES, D. 2009. Deposição e decomposição de serapilheira em área da Caatinga.= Litter productivity and deposition in area of Caatinga. *Revista Agro@mbiente On-line* 3:72–79.
- FRIZZO, T. L. M. 2011. A intensificação da agricultura e o papel de árvores isoladas na conservação da fauna de formigas do cerrado fora de unidades de conservação. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Uberlândia (UFU), Uberlândia. 47 pp.
- GAMFELDT, L., HILLEBRAND, H. & JONSSON, P. R. 2008. Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology* 89:1223–1231.
- GIBB, H. & CUNNINGHAM, S. A. 2011. Habitat contrasts reveal a shift in the trophic position of ant assemblages. *Journal of Animal Ecology* 80:119–127.

- GILLER, K. E., BEARE, M. H., LAVELLE, P., IZAC, A. N. & SWIFT, M. J. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function. *Applied Soil Ecology* 6:3–16.
- GILLER, K. E., BIGNELL, D. E., LAVELLE, P., SWIFT, M. J., BARRIOS, E., MOREIRA, F., VAN NOORDWIJK, M., BAROIS, I., KARANJA, N. & HUISING, J. 2005. Soil biodiversity in rapidly changing tropical landscapes: scaling down and scaling up. Pp. 295–318 in Bardgett, R. D., Usher, M. B. & Hopkins, D. W. (eds.). *Biological Diversity and Function in Soils*. Cambridge University Press, Cambridge.
- GILLER, P. S. 1996. The diversity of soil communities, the ‘poor man’s tropical rainforest’. *Biodiversity & Conservation* 5:135–168.
- GOEHRING, D. M., DAILY, G. C. & SEKERÇIOĞLU, Ç. H. 2002. Distribution of ground-dwelling arthropods in tropical countryside habitats. *Journal of Insect Conservation* 6:83–91.
- GOTELLI, N. J. & COLWELL, R. K. 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4:379–391.
- HALAJ, J., PECK, R. W. & NIWA, C. G. 2005. Trophic structure of a macroarthropod litter food web in managed coniferous forest stands: a stable isotope analysis with $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$. *Pedobiologia* 49:109–118.
- HÄTTENSCHWILER, S., TIUNOV, A. V. & SCHEU, S. 2005. Biodiversity and Litter Decomposition in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 36:191–218.
- HAYNES, R. J. & NAIDU, R. 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51:123–137.
- HEID, D. M., DANIEL, O., GLAESER, D. F., VITORINO, A. C. T. & PADOVAN, M. P. 2012. Edaphic mesofauna of land use systems in two soils in the State of Mato Grosso do Sul. *Revista de Ciências Agrárias / Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences* 55:17–25.

- HENDRIX, P. F., CROSSLEY JR., D. A., BLAIR, J. M. & COLEMAN, D. C. 1990. Soil biota as components of sustainable agroecosystems. Pp. 637–654 *Sustainable Agricultural Systems*. Soil and Water Conservation Society, Iowa.
- HOFFMANN, B. D. 2010. Using ants for rangeland monitoring: Global patterns in the responses of ant communities to grazing. *Ecological Indicators* 10:105–111.
- HOOD-NOWOTNY, R. & KNOLS, B. G. J. 2007. Stable isotope methods in biological and ecological studies of arthropods. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 124:3–16.
- HOOPER, D. U., ADAIR, E. C., CARDINALE, B. J., BYRNES, J. E. K., HUNGATE, B. A., MATULICH, K. L., GONZALEZ, A., DUFFY, J. E., GAMFELDT, L. & O'CONNOR, M. I. 2012. A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature* 486:105–108.
- HUNKE, P., ROLLER, R., ZEILHOFER, P., SCHRÖDER, B. & MUELLER, E. N. 2015. Soil changes under different land-uses in the Cerrado of Mato Grosso, Brazil. *Geoderma Regional* 4:31–43. Elsevier B.V.
- HUNT, H. W., COLEMAN, D. C., INGHAM, E. R., INGHAM, R. E., ELLIOTT, E. T., MOORE, J. C., ROSE, S. L., REID, C. P. P. & MORLEY, C. R. I. 1987. The detrital food web in a shortgrass prairie *:57–68.
- HYODO, F. 2015. Use of stable carbon and nitrogen isotopes in insect trophic ecology. *Entomological Science* 18:295–312.
- JONES, C. G., LAWTON, J. H. & SHACHAK, M. 1994. Organisms as Ecosystem Engineers Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69:373–386.
- JOUQUET, P., DAUBER, J., LAGERLÖF, J., LAVELLE, P. & LEPAGE, M. 2006. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. *Applied Soil Ecology* 32:153–164.
- KAREIVA, P., WATTS, S., MCDONALD, R. & BOUCHER, T. 2007. Domesticated nature: shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316:1866–1869.
- KASCHUK, G., ALBERTON, O. & HUNGRIA, M. 2011. Quantifying effects of

- different agricultural land uses on soil microbial biomass and activity in Brazilian biomes: Inferences to improve soil quality. *Plant and Soil* 338:467–481.
- KIBBLEWHITE, M. G., RITZ, K. & SWIFT, M. J. 2008. Soil health in agricultural systems. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 363:685–701.
- KLINK, C. A. & JOLY, C. A. 1989. Identification and distribution of C3 and C4 grasses in open and shaded habitats in Sao Paulo state, Brazil. *Biotropica*. 21:30–34.
- KLINK, C. A. & MACHADO, R. 2005. A Conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1:147–155.
- KLINK, C. A. & MOREIRA, A. G. 2002. Past and Current Human Occupation, and Land Use. Pp. 69–88 in Oliveira, P. S. & Marquis, R. J. (eds.). *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York.
- KRANTZ, G. W. & WALTER, D. E. 2009. A Manual of Acarology. Texas Tech University Press, Lubbock. 807 pp.
- KRELL, F. T. 2004. Parataxonomy vs. taxonomy in biodiversity studies - Pitfalls and applicability of ‘morphospecies’ sorting. *Biodiversity and Conservation* 13:795–812.
- LANGELLOTTO, G. A. & DENNO, R. F. 2004. Responses of invertebrate natural enemies to complex-structured habitats: A meta-analytical synthesis. *Oecologia* 139:1–10.
- LARDY, L. C., BROSSARD, M., ASSAD, M. L. L. & LAURENT, J. Y. 2002. Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92:147–158.
- LAVELLE, P. 1997. Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecological Research* 27:93–132.
- LAVELLE, P. 2012. Soil as a habitat. Pp. 7–27 in Wall, D. H., Bardgett, R. D., Behan-Pelletier, V., Herrick, J. E., Jones, T. H., Ritz, K., Six, J., Strong, D. R. & Van der Putten, W. H. (eds.). *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press,

Oxford.

- LAVELLE, P., BIGNELL, D. & LEPAGE, M. 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *European Journal of Soil Biology* 33:159–193.
- LAVELLE, P., DECAËNS, T., AUBERT, M., BAROT, S., BLOUIN, M., BUREAU, F., MARGERIE, P., MORA, P. & ROSSI, J.-P. 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology* 42:S3–S15.
- LAWTON, J. H., BIGNELL, D. E., BOLTON, B., BLOEMERS, G. F., EGGLETON, P., HAMMOND, P. M., HODDA, M., HOLT, R. D., LARSEN, T. B., MAWDSLEY, N. A., STORK, N. E., SRIVASTAVA, D. S. & WATT, A. D. 1998. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. *Nature* 391:72–76.
- LEFCHECK, J. S., BYRNES, J. E. K., ISBELL, F., GAMFELDT, L., GRIFFIN, J. N., EISENHAUER, N., HENSEL, M. J. S., HECTOR, A., CARDINALE, B. J. & DUFFY, J. E. 2015. Biodiversity enhances ecosystem multifunctionality across trophic levels and habitats. *Nature Communications* 6:1–7. Nature Publishing Group.
- LEGENDRE, P. & GALLAGHER, E. D. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129:271–280.
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. F. J. 2012. Numerical Ecology. Elsevier, Amsterdam. 1006 pp.
- LUZ, R. A., FONTES, L. S., CARDOSO, S. R. S. & LIMA, E. F. B. 2013. Diversity of the Arthropod edaphic fauna in preserved and managed with pasture areas in Teresina-Piauí-Brazil. *Brazilian Journal of Biology* 73:483–489.
- MACHADO, A. B. M., DRUMMOND, G. M. & PAGLIA, A. P. 2008. Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção (Vol 1). Ministério do Meio Ambiente. Biodiversidade 19, Brasília. 487 pp.
- MACHADO, R. B., NETO, M. B. R., PEREIRA, P. G. P., CALDAS, E. F., GOLÇALVES, D. A., SANTOS, N. S., TABOR, K. & STEININGER, M. 2004.

- Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservação Internacional, Brasília. 23 pp.
- MAIA, S. M. F., OGLE, S. M., CERRI, C. E. P. & CERRI, C. C. 2009. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma* 149:84–91.
- MARAUN, M., MARTENS, H., MIGGE, S., THEENHAUS, A. & SCHEU, S. 2003. Adding to ‘the enigma of soil animal diversity’: fungal feeders and saprophagous soil invertebrates prefer similar food substrates. *European Journal of Soil Biology* 39:85–95.
- MARCHÃO, R. L., BECQUER, T., BRUNET, D., BALBINO, L. C., VILELA, L. & BROSSARD, M. 2009a. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop-livestock management systems. *Soil and Tillage Research* 103:442–450.
- MARCHÃO, R. L., LAVELLE, P., CELINI, L., BALBINO, L. C., VILELA, L. & BECQUER, T. 2009b. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 44:1011–1020.
- MARINONI, R. C., GANHO, N. G., MONNÉ, M. L. & MERMUDES, J. R. M. 2001. Hábitos alimentares em Coleoptera (Insecta): Compilação, organização de dados e novas informações sobre alimentação nas famílias de coleópteros. Holos, Ribeirão Preto. 64 pp.
- MARTINELLI, G. & MORAES, M. A. 2013. Livro vermelho da flora do Brasil. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 1100 pp.
- MARTINELLI, L. A., OMETTO, J. P. H. B., FERRAZ, E. S., VICTORIA, R. L., CAMARGO, P. B. & MOREIRA, M. Z. 2009. Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. Oficina de Textos, São Paulo. 144 pp.
- MATHIEU, J., ROSSI, J.-P., MORA, P., LAVELLE, P., MARTINS, P. F. D. S., ROULAND, C. & GRIMALDI, M. 2005. Recovery of Soil Macrofauna Communities after Forest Clearance in Eastern Amazonia, Brazil. *Conservation Biology* 19:1598–1605.

- MATSON, P. A., PARTON, W. J., POWER, A. G. & SWIFT, M. J. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. *Science* 277:504–509.
- MCCUTCHAN, J. H., LEWIS JR, W. M., KENDALL, C. & MCGRATH, C. C. 2003. Variation in trophic shift for stable isotope ratios of carbon, nitrogen, and sulfur. *Oikos* 102:378–390.
- MCNABB, D. M., HALAJ, J. & WISE, D. H. 2001. Inferring trophic positions of generalist predators and their linkage to the detrital food web in agroecosystems: a stable isotope analysis. *Pedobiologia* 45:289–297.
- MINAGAWA, M. & WADA, E. 1984. Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 48:1135–1140.
- MITTERMEIER, R. A., TURNER, W. R., LARSEN, F. W., BROOKS, T. M. & GASCON, C. 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots. Pp. 3–22 in Zachos, F. E. & Habel, J. C. (eds.). *Biodiversity hotspots. Distribution and protection of conservation priority areas*. Springer-Verlag, Heidelberg, Berlin.
- MUÑOZ-CÁRDENAS, K., FUENTES-QUINTERO, L. S., RUEDA- RAMIREZ, D., RODRÍGUEZ, C. D. & CANTOR, R. F. 2015. The Erythraeoidea (Trombidiformes: Prostigmata) as Biological Control Agents, with Special Reference to the Genus *Balaustium*. P. 337 in Carrillo, D., Moraes, G. J. de & Peña, J. E. (eds.). *Prospects for Biological Control of Plant Feeding Mites and Other Harmful Organisms*. Springer, New York.
- NAEEM, S., THOMPSON, L. J., LAWLER, S. P., LAWTON, J. H. & WOODFIN, R. M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368:734–737.
- NEHER, D. A. 1999. Soil community composition and ecosystem processes. *Agroforestry Systems* 45:159–185.
- NEWBOLD, T., HUDSON, L. N., HILL, S. L., CONTU, S., LYSENKO, I., SENIOR, R. A., BÖRGER, L., BENNETT, D. J., CHOIMES, A., COLLEN, B., DAY, J., DE PALMA, A., DIÁZ, S., ECHEVERRIA-LONDOÑO, S., EDGAR, M. J., FELDMAN, A., GARON, M., HARRISON, M. L. K., ALHUSSEINI, T.,

- INGRAM, D. J., ITESCU, Y., KATTGE, J., KEMP, V., KIRKPATRICK, L., KLEYER, M., LAGINHA PINTO CORREIA, D., MARTIN, C. D., MEIRI, S., NOVOSOLOV, M., PAN, Y., PHILLIPS, H. R. P., PURVES, D. W., ROBINSON, A., SIMPSON, J., TUCK, S. L., WEIHER, E., WHITE, H. J., EWERS, R. M., MACE, G. M., SCHARLEMANN, J. P. & PURVIS, A. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature* 520:45–50.
- NIELSEN, U. N., AYRES, E., WALL, D. H. & BARDGETT, R. D. 2011. Soil biodiversity and carbon cycling: a review and synthesis of studies examining diversity-function relationships. *European Journal of Soil Science* 62:105–116.
- NIELSEN, U. N., WALL, D. H. & SIX, J. 2015. Soil Biodiversity and the Environment. *Annual Review of Environment & Resources* 40:63–90.
- NOIROT, C. 1992. From wood-feeding to humus-feeding: an important trend in termite evolution. Pp. 107–119 *Biology and Evolution of Social Insects*. Leuven University Press, Leuven.
- OKSANEN, J., BLANCHET, F. G., KINDT, R., LEGENDRE, P., MINCHIN, P. R., O'HARA, R. B., SIMPSON, G. L., SOLYMOS, P., STEVENS, M. H. H. & WAGNER, H. 2015. Vegan: Community Ecology Package. Disponível em: <<https://cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf>>, Acessado em: 15 de dezembro de 2015.
- OLIVEIRA, C. M. DE, RESK, D. V. S. & FRIZZAS, M. R. 2010. Artrópodes epígeos: dinâmica populacional e influência do sistema de preparo do solo e rotação de culturas. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF*. 28 pp.
- OLIVEIRA, C. M., RESCK, D. V. S. & FRIZZAS, M. R. 2006. Artrópodes edáficos: influência dos sistemas de preparo do solo e de rotação de culturas. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF*. 26 pp.
- OLIVEIRA, D. E., CARRIJO, T. F. & BRANDÃO, D. 2013. Physiognomies, Species Composition of Termites (Isoptera) in Different Cerrado Vegetation. *Sociobiology* 60:190–197.
- OLIVEIRA, P. S. & MARQUIS, R. J. 2002. The cerrados of Brazil: ecology and natural

- history of a neotropical savanna. (P. S. Oliveira and R. J. Marquis, Eds.). Columbia University Press, New York. 368 pp.
- OLIVER, I. & BEATTIE, A. J. 1996. Invertebrate morphospecies as surrogates for species: a case study. *Conservation Biology* 10:99–109.
- PACHECO, R., VASCONCELOS, H. L., GROG, S., CAMACHO, G. P. & FRIZZO, T. L. M. 2013. The importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. *Biodiversity and Conservation* 22:983–997.
- PARNELL, A. C., INGER, R., BEARHOP, S. & JACKSON, A. L. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. *PloS one* 5:e9672.
- PETERSON, B. J. & FRY, B. 1987. Stable Isotopes in Ecosystem Studies. *Source: Annual Review of Ecology and Systematics* 18:293–320.
- PIMM, S. L., JENKINS, C. N., ABELL, R., BROOKS, T. M., GITTLEMAN, J. L., JOPPA, L. N., RAVEN, P. H., ROBERTS, C. M. & SEXTON, J. O. 2014. The biodiversity of species and their rates of extinction, distribution, and protection. *Science* 344:1246752.
- PINHEIRO-ALVES, R. 2015. Carbono no solo e sua relação com a paisagem no Alto São Bartolomeu, região de Cerrado do Brasil Central. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, DF. 99 pp.
- PINHEIRO-ALVES, R., COUTO JÚNIOR, A. F., MARTINS, E. S. & NARDOTO, G. B. (n.d.). Role of soil carbon in the landscape functioning of Alto São Bartolomeu watershed, Cerrado region. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*.
- PIVELLO, V. R., SHIDA, C. N. & MEIRELLES, S. T. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: A threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8:1281–1294.
- POLLIERER, M. M., LANGEL, R., SCHEU, S. & MARAUN, M. 2009. Compartmentalization of the soil animal food web as indicated by dual analysis of stable isotope ratios ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ and $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$). *Soil Biology and Biochemistry* 41:1221–1226. Elsevier Ltd.
- PONSARD, S. & ARDITI, R. 2000. What can stable isotopes ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) tell about

the food web of soil macro-invertebrates? *Ecology* 81:852–864.

- PORTILHO, I. I. R., CREPALDI, R. A., BORGES, C. D., SILVA, R. F., SALTON, J. C. & MERCANTE, F. M. 2011. Fauna invertebrada e atributos físicos e químicos do solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira* 46:1310–1320.
- POSTMA-BLAAUW, M. B., DE GOEDE, R. G. M., BLOEM, J., FABER, J. H. & BRUSSAARD, L. 2010. Soil biota community structure and abundance under agricultural intensification and extensification. *Ecology* 91:460–473.
- VAN DER PUTTEN, W. H., DE RUITER, P. C., BEZEMER, T. M., HARVEY, J. A., WASSEN, M. & WOLTERS, V. 2004. Trophic interactions in a changing world. *Basic and Applied Ecology* 5:487–494.
- QUIRINO, B. F., PAPPAS, G. J., TAGLIAFERRO, A. C., COLLEVATTI, R. G., NETO, E. L., DA SILVA, M. R. S. S., BUSTAMANTE, M. M. C. & KRÜGER, R. H. 2009. Molecular phylogenetic diversity of bacteria associated with soil of the savanna-like Cerrado vegetation. *Microbiological Research* 164:59–70.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2013. R: A language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing.
- RAFAEL, J. A., MELO, G. A. R., CARVALHO, C. J. B., CASARI, S. A. & CONSTANTINO, R. 2012. Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. Holos Editora, Ribeirão Preto. 810 pp.
- RAMOS, L. DE S., FILHO, R. Z. B., DELABIE, J. H. C., LACAU, S., DOS SANTOS, M. DE F. S., DO NASCIMENTO, I. C. & MARINHO, C. G. S. 2003. Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de serapilheira em áreas de cerrado ‘stricto sensu’ em Minas Gerais. *Lundiana* 4:95–102.
- RATTER, J. A., BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO, F. 2006. Biodiversity patterns of the woody vegetation of the Brazilian Cerrado. Pp. 31–66 in Pennington, R. T., Lewis, G. P. & Ratter, J. A. (eds.). *Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation*. CRC Press, London.
- REATTO, A., CORREIA, J. R. & SPERA, S. T. 1998. Solos do bioma Cerrado: aspectos

- pedológicos. Pp. 47–86 *Cerrado: Ambiente e Flora*. Embrapa Cerrados, Planaltina, DF.
- RIBAS, C. R., CAMPOS, R. B. F., SCHMIDT, F. A. & SOLAR, R. R. C. 2012. Ants as indicators in Brazil: A review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche* 636749:1–23.
- RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. 2008. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. Pp. 151–212 in Sano, S. M., Almeida, S. P. & Ribeiro, J. F. (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. Embrapa Informação Tecnológica, Planaltina, DF.
- ROTH, C. H. & PAVAN, M. A. 1991. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. *Geoderma* 48:351–361.
- RUESS, L. & CHAMBERLAIN, P. M. 2010. The fat that matters: Soil food web analysis using fatty acids and their carbon stable isotope signature. *Soil Biology and Biochemistry* 42:1898–1910. Elsevier Ltd.
- DE RUITER, P. C., NEUTEL, A. M. & MOORE, J. C. 1994. Modelling food webs and nutrient cycling in agro-ecosystems. *Trends in ecology & evolution*.
- SABU, T. K. & SHIJU, R. T. 2010. Efficacy of pitfall trapping, Winkler and Berlese extraction methods for measuring ground-dwelling arthropods in moist-deciduous forests in the Western Ghats. *Journal of insect science* 10:1–17.
- SAITOH, S., FUJII, S. & TAKEDA, H. 2013. Effect of habitat structural complexity on collembolan communities. *Ecological Research* 29:81–90.
- SALA, O. E., CHAPIN, F. S., ARMESTO, J. J., BERLOW, E., BLOOMFIELD, J., DIRZO, R., HUBER-SANWALD, E., HUENNEKE, L. F., JACKSON, R. B., KINZIG, A., LEEMANS, R., LODGE, D. M., MOONEY, H. A., OESTERHELD, M., POFF, N. L., SYKES, M. T., WALKER, B. H., WALKER, M. & WALL, D. H. 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* 287:1770–1774.
- SALMON, S. & PONGE, J. F. 2012. Species traits and habitats in springtail communities: A regional scale study. *Pedobiologia* 55:295–301. Elsevier GmbH.
- SANO, E. E., BARCELLOS, A. O. & BEZERRA, H. S. 2000. Assessing the spatial distribution of cultivated pasture in the Brazilian savana. *Pasturas Tropicales* 22:2–

15.

- SANO, E. E., ROSA, R., BRITO, J. L. S. & FERREIRA, L. G. 2008. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 43:153–156.
- SANO, E. E., ROSA, R., BRITO, J. L. S. & FERREIRA, L. G. 2010. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment* 166:113–124.
- SCHEU, S. & FALCA, M. 2000. The soil food web of two beech forests (*Fagus sylvatica*) of contrasting humus type: stable isotope analysis of a macro- and a mesofauna-dominated community. *Oecologia* 123:285–296.
- SCHEU, S. & SCHULZ, E. 1996. Secondary succession, soil formation and development of a diverse community of oribatids and saprophagous soil macro-invertebrates. *Biodiversity and Conservation* 5:235–250.
- SCHEU, S. & SETÄLÄ, H. 2002. Multitrophic interactions in decomposer food-webs. Pp. 223–264 in Tschamntke, T. & Hawkins, B. A. (eds.). *Multitrophic level interactions*. Cambridge University Press, Cambridge.
- SCHNEIDER, K., MIGGE, S., NORTON, R. A., SCHEU, S., LANGEL, R., REINEKING, A. & MARAUN, M. 2004. Trophic niche differentiation in soil microarthropods (Oribatida, Acari): evidence from stable isotope ratios ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$). *Soil Biology and Biochemistry* 36:1769–1774.
- SCHWARTZ, M. W., BRIGHAM, C. A., HOEKSEMA, J. D., LYONS, K. G., MILLS, M. H. & VAN MANTGEM, P. J. 2000. Linking biodiversity to ecosystem function: Implications for conservation ecology. *Oecologia* 122:297–305.
- SENA-SOUZA, J. P., MARTINS, E. S., COUTO JÚNIOR, A. F., REATTO, A., VASCONCELOS, V., GOMES, M. P., CARVALHO JÚNIOR, O. A. & REIS, A. M. 2013. Mapeamento geomorfológico da bacia hidrográfica do rio São Bartolomeu, escala 1:100.000. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, Planaltina, DF. 38 pp.
- SILVA, R. F., AQUINO, A. M., MERCANTE, F. M. & GUIMARÃES, M. DE F. 2008. Macrofauna invertebrada do solo em sistema integrado de produção agropecuária no

- cerrado. *Acta Scientiarum. Agronomy* 30:725–731.
- SILVA, R. F., AQUINO, A. M., MERCANTE, F. M. & GUIMARÃES, M. F. 2006. Soil invertebrate macrofauna under different production systems in a Hapludox in the Cerrado Region [Macrofauna invertebrada do solo sob diferentes sistemas de produção em Latossolo da Região do Cerrado]. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 41:697–704.
- SIQUEIRA, G. M., SILVA, E. F. F. & PAZ-FERREIRO, J. 2014. Land use intensification effects in soil arthropod community of an Entisol in Pernambuco State, Brazil. *The Scientific World Journal* 625856:7.
- SOUTHWOOD, T. R. E. & HENDERSON, P. A. 2009. *Ecological Methods*. John Wiley and Sons, New Jersey. 592 pp.
- STICHT, C., SCHRADER, S. & GIESEMANN, A. 2006. Influence of chemical agents commonly used for soil fauna investigations on the stable C-isotopic signature of soil animals. *European Journal of Soil Biology* 42:S326–S330.
- SWIFT, M. J. & ANDERSON, J. M. 1994. Biodiversity and Ecosystem Function in Agricultural Systems. Pp. 15–38 in Schulze, E. D. & Mooney, H. A. (eds.). *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, New York.
- SWIFT, M. J., HEAL, O. W. & ANDERSON, J. M. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell, Oxford. 372 pp.
- SWIFT, M. J., IZAC, A. M. N. & VAN NOORDWIJK, M. 2004. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - Are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:113–134.
- THORBEEK, P. & BILDE, T. 2004. Reduced numbers of generalist arthropod predators after crop management. *Journal of Applied Ecology* 41:526–538.
- TILMAN, D. 1999. The ecological consequences of changes in biodiversity: A search for general principles. *Ecology* 80:1455–1474.
- TOPPING, C. J. & SUNDERLAND, K. D. 1992. Limitations to the use of pitfall traps in ecological studies exemplified by a study of spiders in a field of winter wheat. *Journal of Applied Ecology* 29:485–491.

- TRIPLEHORN, C. A. & JOHNSON, N. F. 2005. Borror and DeLong's introduction to the study of insects. Thomson, California. 864 pp.
- TSIAFOULI, M. A., THÉBAULT, E., SGARDELIS, S. P., DE RUITER, P. C., VAN DER PUTTEN, W. H., BIRKHOFFER, K., HEMERIK, L., DE VRIES, F. T., BARDGETT, R. D., BRADY, M. V., BJORNRLUND, L., JØRGENSEN, H. B., CHRISTENSEN, S., D'HERTEFELDT, T., HOTES, S., HOL, W. H. G., FROUZ, J., LIIRI, M., MORTIMER, S. R., SETÄLÄ, H., TZANOPOULOS, J., UTESENY, K., PIŽL, V., STARY, J., WOLTERS, V. & HEDLUND, K. 2014. Intensive agriculture reduces soil biodiversity across Europe. *Global change biology*.
- VENDRAME, P. R. S., MARCHÃO, R. L., BRITO, O. R., GUIMARÃES, M. D. F. & BECQUER, T. 2009. Relationship between macrofauna, mineralogy and exchangeable calcium and magnesium in Cerrado Oxisols under pasture. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 44:996–1001.
- VIANA, L. T., BUSTAMANTE, M. M. DA C., MOLINA, M., PINTO, A. DE S., KISSELLE, K., ZEPP, R. & BURKE, R. A. 2011. Microbial communities in cerrado soils under native vegetation subjected to prescribed fire and under pasture. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 46:1665–1672.
- VILLANI, M. G., ALLEE, L. L., DÍAZ, A. & ROBBINS, P. S. 1999. Adaptive strategies of edaphic arthropods. *Annual Review of Entomology* 44:233–56.
- DE VRIES, F. T., LIIRI, M. E., BJØRNRLUND, L., BOWKER, M. A., CHRISTENSEN, S., SETÄLÄ, H. M. & BARDGETT, R. D. 2012. Land use alters the resistance and resilience of soil food webs to drought. *Nature Climate Change* 2:276–280. Nature Publishing Group.
- DE VRIES, F. T., THÉBAULT, E., LIIRI, M., BIRKHOFFER, K., TSIAFOULI, M. A., BJØRNRLUND, L., JØRGENSEN, H. B., BRADY, M. V., CHRISTENSEN, S., DE RUITER, P. C., D'HERTEFELDT, T., FROUZ, J., HEDLUND, K., HEMERIK, L., HOL, W. H. G., HOTES, S., MORTIMER, S. R., SETÄLÄ, H., SGARDELIS, S. P., UTESENY, K., VAN DER PUTTEN, W. H., WOLTERS, V., BARDGETT, R. D., THEBAULT, E., LIIRI, M., BIRKHOFFER, K., TSIAFOULI, M. A., BJORNRLUND, L., JORGENSEN, H., BRADY, M. V., CHRISTENSEN, S., DE RUITER, P., D'HERTEFELDT, T., FROUZ, J., HEDLUND, K., HEMERIK, L.,

- HOL, W. H. G., HOTES, S., MORTIMER, S. R., SETÄLÄ, H., SGARDELIS, S. P., UTESENY, K., VAN DER PUTTEN, W. H., WOLTERS, V. & BARDGETT, R. D. 2013. Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110:14296–14301.
- WALL, D. H., BARDGETT, R. D., BEHAN-PELLETIER, V., HERRICK, J. E., HEFIN JONES, T., RITZ, K., SIX, J., STRONG, D. R. & VAN DER PUTTEN, W. H. 2012. *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford. 424 pp.
- WARDLE, D. A. 2002. *Communities and Ecosystems. Linking the Aboveground and Belowground Components*. Princeton University Press, Princeton. 408 pp.
- WARDLE, D. A., BARDGETT, R. D., KLIRONOMOS, J. N., SETÄLÄ, H., VAN DER PUTTEN, W. H. & WALL, D. H. 2004. Ecological Linkages Between Aboveground and Belowground Biota. *Science* 304:1629–1633.
- WELBOURN, W. C. & YOUNG, O. P. 1988. Mites parasitic on spiders, with a description of a new species of *Eutrombidium* (Acari, Eutrombidiidae). *Journal of Arachnology* 16:373–385.
- WISE, D. H. 2004. Wandering spiders limit densities of a major microbi-detritivore in the forest-floor food web. *Pedobiologia* 48:181–188.
- WISE, D. H., SNYDER, W. E., TUNTIBUNPAKUL, P. & HALAJ, J. 1999. Spiders in Decomposition Food Webs of Agroecosystems: Theory and Evidence. *Journal of Arachnology* 27:363–370.
- WOLTERS, V. 2001. Biodiversity of soil animals and its function. *European Journal of Soil Biology* 37:221–227.
- WOLTERS, V., SILVER, W. L., BIGNELL, D. E., COLEMAN, D. C., LAVELLE, P., VAN DER PUTTEN, W. H., DE RUITER, P., RUSEK, J., WALL, D. H., WARDLE, D. A., BRUSSAARD, L., DANGERFIELD, J. M., BROWN, V. K., GILLER, K. E., HOOPTER, D. U., SALA, O., TIEDJE, J. & VAN VEEN, J. A. 2000. Effects of global changes on above- and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: Implications for ecosystem functioning. *BioScience* 50:1089–1097.

WURST, S., DE DEYN, G. B. & ORWIN, K. 2012. Soil biodiversity and functions. Pp. 28–44 in Wall, D. H., Bardgett, R. D., Behan-Pelletier, V., Herrick, J. E., Hefin Jones, T., Ritz, K., Six, J., Strong, D. R. & Van Der Putten, W. H. (eds.). *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press, Oxford.

YAMADA, T. 2005. The Cerrado of Brazil: A success story of production on acid soils. *Soil Science and Plant Nutrition* 51:617–620.

ANEXO I – Lista completa de identificação e quantidade de taxa e morfoespécies capturados pelas armadilhas *pitfalls* em fragmentos de cerrado (C), interfaces (I) e pastagens (P) de cada unidade amostral (UA).

	UA1				UA2				UA3				
TÁXON	C	I	P	TOTAL UA1	C	I	P	TOTAL UA2	C	I	P	TOTAL UA3	SOMA
ARACHNIDA													
ACARI													
INDEFINIDOS	29	60	54	143	66	85	66	217	206	150	66	422	782
IXODIDA			1*	1*									1
OPIILIOACARIDA													
Opilioacaridae	1			1	5	9		14					15
ORIBATIDA													
Indefinidos	6	8	4	18	24	11	7	42	36	92	80	208	268
Galumnidae	1	23	18	42	30	34	66	130	9	37	65	111	283
TROMBIDIFORMES													
Anystidae	6	1		7	50	17	3	70	2	9	1	12	89
Bdellidae			2	2	3	4	2	9	8	8	3	19	30
Cunaxidae	3	11	4	18		2	16	18	5	2		7	43
Erythraeoidea	8			8	22	17	19	58	24	1	1	26	92
Erythraeoidea (larvas)	5	2		7	14	6	102	122	20			20	149
ARANEAE													
<i>Araneae sp1</i>						2*		2*					2
<i>Araneae sp2</i>					1*			1*					1

<i>Araneae sp3</i>					1*			1*					1	
<i>Araneae sp4</i>									1*				1*	1
<i>Araneae sp5</i>									3	1			4*	4
<i>Araneae sp6</i>									1*				1*	1
<i>Araneae sp7</i>						1		1	1				1	2
<i>Araneae sp8</i>	1*			1*										1
<i>Araneae sp9</i>	1	1		2*										2
<i>Araneae sp10</i>	1*			1*										1
<i>Araneae sp11</i>	2*			2*										2
<i>Araneae sp12</i>	1*			1*										1
<i>Araneae sp13</i>	1*			1*										1
<i>Araneae sp14</i>	1	2		3		3		3						6
<i>Araneae sp15</i>							1*	1*						1
<i>Araneae sp16</i>							1*	1*						1
<i>Araneae sp17</i>							2*	2*						2
<i>Araneae sp18</i>							2*	2*						2
<i>Araneae sp19</i>		1		1			1	1						2
<i>Araneae sp20</i>						1	1	2*						2
<i>Araneae sp21</i>							2*	2*						2
<i>Araneae sp22</i>							1*	1*						1
<i>Araneae sp23</i>							1*	1*						1
<i>Araneae sp24</i>							1*	1*						1
<i>Araneae sp25</i>											1*	1*		1

<i>Araneae sp26</i>											1*	1*	1
<i>Araneae sp27</i>											1*	1*	1
<i>Araneae sp28</i>			1*	1*									1
<i>Araneae sp29</i>			1*	1*									1
<i>Araneae sp30</i>			1*	1*									1
<i>Araneae sp31</i>			1*	1*									1
<i>Araneae sp32</i>			1*	1*									1
<i>Araneae sp33</i>					2			2	2	1		3	5
<i>Araneae sp34</i>										1*		1*	1
<i>Araneae sp35</i>										1*		1*	1
<i>Araneae sp36</i>		1		1						1		1	2
<i>Araneae sp37</i>		1		1						1		1	2
<i>Araneae sp38</i>										1*		1*	1
<i>Araneae sp39</i>										1*		1*	1
<i>Araneae sp40</i>		1*		1*									1
<i>Araneae sp41</i>	1	1		2									2
<i>Araneae sp42</i>		1*		1*									1
<i>Araneae sp43</i>									1*			1	1
<i>Araneae sp44</i>									1*			1*	1
Actinopodidae													
<i>Actinopodidae sp1</i>								2	1			3*	3
Anapidae													
<i>Anapidae sp1</i>					1*			1*					1

Oonopidae													
<i>Oonopidae sp1</i>								2*				2*	2
<i>Oonopidae sp2</i>				2			2		1	1		2	4
Oxyopidae													
<i>Oxyopidae sp1</i>		1		1			3	3	2			2	6
Prodidomidae													
<i>Prodidomidae sp1</i>						1*		1*					1
Salticidae													
<i>Salticidae sp1</i>						1*		1*					1
<i>Salticidae sp2</i>	2*			2*									2
<i>Salticidae sp3</i>						1	2	3*					3
<i>Salticidae sp4</i>		2*		2*									2
<i>Salticidae sp5</i>						1*		1*					1
Scytodidae													
<i>Scytodidae sp1</i>						1*		1*					1
Tomisidae													
Tomisidae sp1							1*	1*					1
Zodariidae													
<i>Zodariidae sp1</i>	1			1	52	3		55	9			9	65
<i>Zodariidae sp2</i>						4		4			1	1	5
OPILIONES									2	4		6*	6
PSEUDOESCORPIONES	2	1		3	1			1	2			2	6
SCORPIONES	2	1		3					1			1	4

CHILOPODA													
GEOPHILOMORPHA		1	5	6		1	8	9		5		5	20
SCUTIGEROMORPHA	2			2	2			2	1	1		2	6
DIPLOPODA													
POLYDESMIDA											1	1	1
POLYXENIDA		7		7	1	15		16	1		8	9	32
SPIROBOLIDA						1	3	4	4		1	5	9
COLLEMBOLA													
ENTOMOBRYOMORPHA													
Indefinidos	564	411	40	1015	166	271	501	938	282	294	358	961	2887
Isotomidae	10	62	353	425					179	556	454	1189	1614
SYMPHYPLEONA	62	148	314	524	35	19	7	61	718	1612	2547	4877	5462
PODUROMORPHA	36	199	1125	1360		1	1	2	442	337	600	1379	2741
INSECTA													
AUCHENORRHYNCHA	45	23	51	119	10	19	30	59	13	21	24	58	236
BLATTODEA	23	17		4	11	15	1	27	4	11		15	82
COLEOPTERA													
<i>Coleoptera sp1</i>	1		1	2		22		22	1			1	25
<i>Coleoptera sp2</i>	3	5	24	32	4	4	11	19	30	7	4	41	92
<i>Coleoptera sp3</i>	3			3	4	3		7	3	2		5	15
<i>Coleoptera sp4</i>						3		3	1			1	4
<i>Coleoptera sp5</i>		6	2	8		1	2	3					11
<i>Coleoptera sp6</i>	6	2		8	1		26	27	3	2		5	40

<i>Coleoptera sp7</i>						3		3	3	3		6	9
<i>Coleoptera sp8</i>					1*			1*					1
<i>Coleoptera sp9</i>	2		1	3	1	1		2		3	1	4	9
<i>Coleoptera sp10</i>									1*			1*	1
<i>Coleoptera sp11</i>	1*			1*									1
<i>Coleoptera sp12</i>	1			1		2		2					3
<i>Coleoptera sp13</i>					1		1	2*					2
<i>Coleoptera sp14</i>										1	1	2*	2
<i>Coleoptera sp15</i>										1	1	2*	2
<i>Coleoptera sp16</i>											1*	1*	1
<i>Coleoptera sp17</i>											2*	2*	2
<i>Coleoptera sp18</i>											1*	1*	1
<i>Coleoptera sp19</i>			1*	1*									1
<i>Coleoptera sp20</i>		1		1						1		1	2
<i>Coleoptera sp21</i>		1		1						1		1	2
<i>Coleoptera sp22</i>		1*		1*									1
Bostrichidae													
<i>Bostrichidae sp1</i>					1*			1*					1
<i>Bostrichidae sp2</i>						1		1			1	1	2
Carabidae													
<i>Carabidae sp1</i>						1*		1*					1
<i>Carabidae sp2</i>					1*			1*					1
<i>Carabidae sp3</i>					1			1		1		1	2

<i>Carabidae sp4</i>						1*		1*					1
<i>Carabidae sp5</i>						1		1		2		2	3
<i>Carabidae sp6</i>			1*	1*									1
<i>Carabidae sp7</i>										1*		1*	1
<i>Carabidae sp8</i>		1*		1*									1
<i>Carabidae sp9</i>					1*			1*					1
<i>Carabidae sp10</i>									1*			1*	1
Chrysomelidae													
<i>Chrysomelidae sp1</i>						1	1	2*					2
<i>Chrysomelidae sp2</i>			2	2			1	1					3
<i>Chrysomelidae sp3</i>									1*			1*	1
<i>Chrysomelidae sp4</i>	1*			1*									1
Corylophidae													
Corylophidae sp1	22	48	8	78	3		7	10	19	10	32	61	149
Curculionidae													
<i>Curculionidae sp1</i>	1*			1*		6*		6*					7
<i>Curculionidae sp2</i>					1*			1*					1
<i>Curculionidae sp3</i>					1			1	1	3		4	5
<i>Curculionidae sp4</i>		1*		1*									1
<i>Curculionidae sp5</i>					1*			1*					1
<i>Curculionidae sp6</i>					1*			1*					1
<i>Curculionidae sp7</i>											1*	1*	1
<i>Curculionidae sp8</i>											1*	1*	1

<i>Curculionidae sp9</i>	1			1	1			1					2
Platypodinae													
Platypodinae sp1		1		1					4	3	1	8	9
Scolytinae													
<i>Scolytinae sp1</i>	5	1	6	12	6	1		7	1	2	5	8	27
<i>Scolytinae sp2</i>	11	18	4	33	2	1		3	10	8	7	25	61
<i>Scolytinae sp3</i>						3*		3*					3
<i>Scolytinae sp4</i>					1*			1*					1
<i>Scolytinae sp5</i>	1*			1*									1
<i>Scolytinae sp6</i>		1*		1*									1
Nitidulidae													
<i>Nitidulidae sp1</i>						5*		5*					5
<i>Nitidulidae sp2</i>	130	37	9	176	43	12	23	78	338	200	53	591	845
<i>Nitidulidae sp3</i>			1	1		1	3	4			1	1	6
<i>Nitidulidae sp4</i>					1	12	8	21		2	4	6	27
<i>Nitidulidae sp5</i>	1*			1*									1
<i>Nitidulidae sp6</i>		2*		2*									2
Ptiliidae	94	17		111	6	7		13	80	38		118	242
Scarabaeidae													
<i>Scarabaeidae sp1</i>	6			6		2		2	2	1		3	11
<i>Scarabaeidae sp2</i>						7		7	6	4		1	17
<i>Scarabaeidae sp3</i>		1	4	5		1		1		1		1	7
<i>Scarabaeidae sp4</i>											7*	7*	7

<i>Scarabaeidae sp5</i>									2	1		3*	3
<i>Scarabaeidae sp6</i>									1*			1*	1
<i>Scarabaeidae sp7</i>										1*		1*	1
<i>Scarabaeidae sp8</i>							1*	1*					1
<i>Scarabaeidae sp9</i>										1*		1*	1
<i>Scarabaeidae sp10</i>											1*	1*	1
<i>Scarabaeidae sp11</i>							1*	1*					1
<i>Scarabaeidae sp12</i>							1*	1*					1
<i>Scarabaeidae sp13</i>							1*	1*					1
<i>Scarabaeidae sp14</i>											1*	1*	1
<i>Scarabaeidae sp15</i>										1*		1*	1
Silvanidae													
Silvanidae sp1		3	5	8	1		2	3					11
Staphylinidae													
<i>Staphylinidae sp1</i>	37	25		62	48	116	2	166	82	57	51	190	418
<i>Staphylinidae sp2</i>	4	12		16	1			1	4	1	2	7	24
<i>Staphylinidae sp3</i>		1	3	4			13	13	27			27	44
<i>Staphylinidae sp4</i>	5			5	7	1		8	42	7		49	62
<i>Staphylinidae sp5</i>						5*		5*					5
<i>Staphylinidae sp6</i>						1*		1*					1
<i>Staphylinidae sp7</i>	17	8		25							7	7	32
<i>Staphylinidae sp8</i>			27*	27*									27
<i>Staphylinidae sp9</i>	16	5	10	31		1		1					32

<i>Staphylinidae sp10</i>	23	10		33					2			2	35
<i>Staphylinidae sp11</i>	7			7									7
<i>Staphylinidae sp12</i>					6			6	1			1	7
<i>Staphylinidae sp13</i>					4	1		5			1	1	6
<i>Staphylinidae sp14</i>	1*			1*									1
<i>Staphylinidae sp15</i>	1	1		2*									2
<i>Staphylinidae sp16</i>										7*		7*	7
<i>Staphylinidae sp17</i>	1	1		2					7	4		11	13
<i>Staphylinidae sp18</i>										1*		1*	1
<i>Staphylinidae sp19</i>		3		3					1			1	4
<i>Staphylinidae sp20</i>											1*	1*	1
<i>Staphylinidae sp21</i>		2	1	3			1	1					4
<i>Staphylinidae sp22</i>					1*			1*					1
<i>Staphylinidae sp23</i>					1*			1*					1
<i>Staphylinidae sp24</i>									2*			2*	2
<i>Staphylinidae sp25</i>									1	1		2*	2
<i>Staphylinidae sp26</i>									3*			3*	3
<i>Staphylinidae sp27</i>									1*			1*	1
<i>Staphylinidae sp28</i>	2	1		3*									3
<i>Staphylinidae sp29</i>	1	1		2*									2
<i>Staphylinidae sp30</i>	2*			2*									2
<i>Staphylinidae sp31</i>	1	1		2*									2
<i>Staphylinidae sp32</i>						1*		1*					1

<i>Staphylinidae sp33</i>						1*		1*					1
<i>Staphylinidae sp34</i>						1		1			1	1	2
<i>Staphylinidae sp35</i>						1*		1*					1
<i>Staphylinidae sp36</i>		1	3	4			2	2					6
<i>Staphylinidae sp37</i>		2	1	3						6	1	7	1
<i>Staphylinidae sp38</i>											1*	1*	1
<i>Staphylinidae sp39</i>											1*	1*	1
<i>Staphylinidae sp40</i>			1*	1*									1
<i>Staphylinidae sp41</i>			2*	2*									2
<i>Staphylinidae sp42</i>										1*		1*	1
<i>Staphylinidae sp43</i>										1*		1*	1
<i>Staphylinidae sp44</i>		1*		1*									1
<i>Staphylinidae sp45</i>		1*		1*									1
<i>Staphylinidae sp46</i>		1*		1*									1
<i>Staphylinidae sp47</i>						1*		1*					1
<i>Staphylinidae sp48</i>						1*		1*					1
<i>Staphylinidae sp49</i>		2		2					2			2	4
<i>Staphylinidae sp50</i>									1*			1*	1
<i>Staphylinidae sp51</i>									1*			1*	1
Pselaphinae													
<i>Pselaphinae sp1</i>					2	1		3	1			1	4
<i>Pselaphinae sp2</i>									1*			1*	1
<i>Pselaphinae sp3</i>										1*		1*	1

Tenebrionidae													
<i>Tenebrionidae sp1</i>			7	7			1	1					8
<i>Tenebrionidae sp2</i>	1	5		6*									6
<i>Tenebrionidae sp3</i>		1	8	9*									9
<i>Tenebrionidae sp4</i>	1	1		2*									2
<i>Tenebrionidae sp5</i>			1	1*									1
<i>Tenebrionidae sp6</i>			2	2*									2
<i>Tenebrionidae sp7</i>							1	1*					1
<i>Tenebrionidae sp8</i>	1			1*									1
DERMAPTERA					3	7		1		3	1	4	14
DIPTERA													
Indefinidos	70	211	244	525	12	61	76	149	74	113	133	320	994
Drosophilidae	79	104	166	349	3	60	25	88	205	76	23	304	741
HETEROPTERA	10	5	3	18	24	25	2	51	8	3	3	14	83
HYMENOPTERA													
Indefinidos	28	11	36	75	10	20	9	39	48	35	23	160	220
Formicidae													
Dolichoderinae													
<i>Dolichoderinae sp1</i>	40	15		55	69	74		143	65	91	32	188	386
<i>Dolichoderinae sp2</i>						44	159	23		2		2	205
<i>Dolichoderinae sp3</i>			8	8							2	2	10
<i>Dolichoderinae sp4</i>	2			2			38	38		7	19	26	66
<i>Dolichoderinae sp5</i>						2		2*					2

<i>Dolichoderinae sp6</i>			4	4*									4
<i>Dolichoderinae sp7</i>									6			6	6
Dorylinae													
<i>Dorylinae sp1</i>						1		1	112	27		139	140
<i>Dorylinae sp2</i>	3			3							3	3	6
<i>Dorylinae sp3</i>		6		6*									6
<i>Dorylinae sp4</i>							1	1*					1
<i>Dorylinae sp5</i>									1			1*	1
<i>Dorylinae sp6</i>									2			2*	2
Ectatomminae													
<i>Ectatomminae sp1</i>	1	1		2	5	4	2	11	13	17	12	42	55
<i>Ectatomminae sp2</i>							14	14*					14
<i>Ectatomminae sp3</i>			1	1						1	1	2	3
<i>Ectatomminae sp4</i>											1	1*	1
<i>Ectatomminae sp5</i>									1*			1*	1
<i>Ectatomminae sp6</i>									1*			1*	1
<i>Ectatomminae sp7</i>	1*			1*									1
Formicinae													
<i>Formicinae sp1</i>	1	2	1	4	10	21	2	33	11	12	5	28	65
<i>Formicinae sp2</i>	25	8		33	55			55	3		6	9	97
<i>Formicinae sp3</i>		1		1	33	28		61	1			1	63
<i>Formicinae sp4</i>	7	12		19	30	4		34		2		2	55
<i>Formicinae sp5</i>		3		3	9	21		30		22	21	43	76

<i>Formicinae sp6</i>	8	2	1	11	31	2	11	44	19	17	28	64	119
<i>Formicinae sp7</i>		1		1							2	2	3
<i>Formicinae sp8</i>					4	5	10	19		66	4	7	89
<i>Formicinae sp9</i>		2		2		1		1			1	1	4
<i>Formicinae sp10</i>						2*		2*					2
<i>Formicinae sp11</i>										2	2	4*	4
<i>Formicinae sp12</i>											2	2*	2
<i>Formicinae sp13</i>										3	2	5*	5
<i>Formicinae sp14</i>											1	1*	1
<i>Formicinae sp15</i>		1		1						11	2	13	14
<i>Formicinae sp16</i>					1*			1*					1
<i>Formicinae sp17</i>					4*			4*					4
<i>Formicinae sp18</i>					3			3	4			4	7
<i>Formicinae sp19</i>					2*			2*					2
Myrmicinae													
<i>Myrmicinae sp1</i>	82	289		371	99	114	167	380	85	209	329	623	1374
<i>Myrmicinae sp2</i>	11	14		25	12	42		54					79
<i>Myrmicinae sp3</i>	69	11	30	110	64	115	404	583	28	161	81	270	963
<i>Myrmicinae sp4</i>	8		2	10	5		772	777	206	1		207	994
<i>Myrmicinae sp5</i>					86	3		89*					89
<i>Myrmicinae sp6</i>		47	21	68	7	50	30	87		12	50	62	217
<i>Myrmicinae sp7</i>		9		9							24	24	33
<i>Myrmicinae sp8</i>		12	4	16			37	37					53

<i>Myrmicinae sp9</i>		1		1	16	14		30	1	1		2	33
<i>Myrmicinae sp10</i>	22	14		36	15	4	38	57	12	35	35	82	175
<i>Myrmicinae sp11</i>		22	11	33							7	7	40
<i>Myrmicinae sp12</i>	1		37	38	38	8	19	65	33	5	101	139	242
<i>Myrmicinae sp13</i>	1	1	3	5	1	4	12	17			4	4	26
<i>Myrmicinae sp14</i>	9*			9*									9
<i>Myrmicinae sp15</i>						5*		5*					5
<i>Myrmicinae sp16</i>	1	1		2	2			2		2	5	7	11
<i>Myrmicinae sp17</i>					38		1	39		32	3	35	74
<i>Myrmicinae sp18</i>		18	16	34		154	1	155	5			5	194
<i>Myrmicinae sp19</i>		29		29	1			1		2	12	14	44
<i>Myrmicinae sp20</i>	25			25		1		1		38		38	64
<i>Myrmicinae sp21</i>	27			27		2	33	35		1	4	5	67
<i>Myrmicinae sp22</i>	14	4		18	8	4	109	121	22	6	4	32	171
<i>Myrmicinae sp23</i>		4		4	6	3	37	46	25			25	75
<i>Myrmicinae sp24</i>		13	2	15		4		4	1		1	2	21
<i>Myrmicinae sp25</i>					1			1			13	13	14
<i>Myrmicinae sp26</i>	1	2		3	8	1		9	1	7	5	13	25
<i>Myrmicinae sp27</i>									1*			1*	1
<i>Myrmicinae sp28</i>									4*			4*	4
<i>Myrmicinae sp29</i>	1			1					4	1	3	8	9
<i>Myrmicinae sp30</i>	1	5		6					8			8	14
<i>Myrmicinae sp31</i>									2	3		5*	5

<i>Creumatogaster sp3</i>		1		1*									1
<i>Wasmannia sp1</i>	19			19					88			88	107
<i>Wasmannia sp2</i>	10	17		27	5			5	30			30	62
Ponerinae													
<i>Ponerinae sp1</i>	2	3		5			20	20	1		8	9	34
<i>Ponerinae sp2</i>	2			2*									2
<i>Ponerinae sp3</i>					6			6	3			3	9
<i>Ponerinae sp4</i>	6			6					14			14	20
<i>Ponerinae sp5</i>	3			3		4		4					7
<i>Ponerinae sp6</i>					2*			2*					2
<i>Ponerinae sp7</i>									2*			2*	2
<i>Anochetus sp</i>	1	1	2	4			6	6					1
<i>Dinoponera sp1</i>	21			21					8	6	1	15	36
<i>Odontomachus sp1</i>	2			2	4	4		8					10
<i>Odontomachus sp2</i>	1			1*									1
<i>Pachycondyla sp1</i>		7		7		8	3	11			2	2	20
<i>Pachycondyla sp2</i>						2*		2*					2
Pseudomyrmecinae													
<i>Pseudomyrmecinae sp1</i>									1		1	2*	2
<i>Pseudomyrmecinae sp2</i>					1			1	1	1		2	3
Platygastroidea													
Indefinidos	42	57	92	191	39	35	10	84	34	42	18	94	369
<i>Baeus sp</i>	46	39	32	117	1	4	1	6	7	12	2	21	144

ISOPTERA													
Nasutitermitinae	7	3		10	542	12		554	740	14	5	752	1323
LEPIDOPTERA		1		1	1	2		3	1	1		2	6
MANTODEA	1	1		2	1	3	2	6	1			1	9
NEUROPTERA													
Ascalaphidae	1			1		1		1					2
ORTHOPTERA	27	71	51	149	38	23	45	106	12	24	5	41	296
PHASMANTODEA					1*			1*					1
PSOCOPTERA	3	2		5	3	8	15	26	2	3	1	6	37
STERNORRHYNCHA	1	5	5	11	14	8	6	28	11	10	42	63	102
THYSANOPTERA	15	19	17	51	4	14	6	24	3	10	12	25	100
LARVAS (INSECTA)	10	12	21	43	4	22	13	39	13	30	21	64	146
TOTAL	2074	2402	2970	7446	2420	1863	3126	7409	4576	4855	5545	14976	29826
Nº DE TAXA	126	132	77	208	118	126	100	216	127	127	109	224	390
Nº TAXA EXCLUSIVOS	25	15	16	69	25	21	21	75	26	18	19	74	—

*Taxa exclusivos de subunidades ou unidades

ANEXO II – Lista dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ dos artrópodes epígeos analisados. A tabela mostra os artrópodes que tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ associados a fontes C3 (-24‰ a -33‰) ou C4 (-11‰ a -15‰) e a contribuição (%) de cada fonte para os artrópodes que tiveram valores de $\delta^{13}\text{C}$ intermediários.

Ambiente	Táxon	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$	C3	C4	C3%	C4%
Cerrado	Actinopodidae sp	-17.88	6.93			38	62
Cerrado	Araneae sp5	-21.95	6.10			67	33
Cerrado	<i>Atta</i> sp2	-24.18	2.69	x			
Cerrado	Blattodea	-24.26	4.59	x			
Cerrado	Blattodea	-22.76	4.28			73	27
Cerrado	Blattodea	-23.10	4.18			75	25
Cerrado	Blattodea	-22.03	3.76			68	32
Cerrado	Blattodea	-24.37	2.51	x			
Cerrado	Blattodea	-24.79	2.14	x			
Cerrado	<i>Crematogaster</i> sp1	-25.36	4.93	x			
Cerrado	<i>Crematogaster</i> sp1	-23.42	4.93			78	22
Cerrado	<i>Crematogaster</i> sp1	-22.90	4.55			74	26
Cerrado	<i>Dinoponera</i> sp1	-21.34	7.21			63	37
Cerrado	<i>Dinoponera</i> sp1	-19.64	6.67			51	49
Cerrado	<i>Dinoponera</i> sp1	-19.13	6.61			47	53
Cerrado	Dorylinae sp1	-19.18	7.24			47	53
Cerrado	Dorylinae sp1	-19.41	6.88			49	51
Cerrado	Formicinae sp1	-22.21	2.76			69	31
Cerrado	Formicinae sp1	-20.53	1.84			57	43
Cerrado	Formicinae sp2	-15.98	2.81			25	75
Cerrado	Formicinae sp2	-21.85	2.16			67	33
Cerrado	Formicinae sp2	-23.60	1.51	x			
Cerrado	Formicinae sp3	-22.79	2.70			73	27
Cerrado	Formicinae sp3	-22.27	2.52			70	30
Cerrado	Formicinae sp6	-22.88	2.41			74	26
Cerrado	Formicinae sp6	-22.08	2.32			68	32
Cerrado	Myrmicinae sp1	-21.46	6.67			64	36
Cerrado	Myrmicinae sp1	-22.56	6.22			72	28
Cerrado	Myrmicinae sp1	-19.39	5.90			49	51
Cerrado	Myrmicinae sp1	-20.94	5.50			60	40
Cerrado	Myrmicinae sp12	-21.69	5.20			65	35
Cerrado	Myrmicinae sp20	-20.56	6.19			57	43
Cerrado	Myrmicinae sp21	-19.90	6.36			53	47
Cerrado	Myrmicinae sp4	-17.10	5.24			33	67
Cerrado	Myrmicinae sp4	-18.40	5.05			42	58
Cerrado	Myrmicinae sp5	-21.51	5.12			64	36
Cerrado	Nasutitermitinae soldados	-22.29	0.79			70	30
Cerrado	Nasutitermitinae soldados	-16.81	-0.89			30	70
Cerrado	Nasutitermitinae operários	-17.07	-1.55			32	68
Cerrado	Nitidulidae sp2	-16.80	7.60			30	70
Cerrado	Nitidulidae sp2	-18.60	6.91			43	57
Cerrado	Nitidulidae sp2	-18.53	6.75			43	57
Cerrado	Nitidulidae sp2	-19.48	6.72			50	50
Cerrado	<i>Odontomachus</i> sp1	-22.23	6.29			69	31

Cerrado	Scarabaeidae sp1	-24.67	5.57	x			
Cerrado	Scarabaeidae sp2	-23.91	8.24	x			
Cerrado	Scolytinae sp1	-20.56	6.57			57	43
Cerrado	Spirobolida	-22.23	2.53			69	31
Cerrado	Staphylinidae sp1	-20.72	8.95			58	42
Cerrado	Staphylinidae sp1	-21.69	7.24			65	35
Cerrado	Staphylinidae sp6	-21.73	7.57			66	34
Cerrado	Zodaridae sp1	-20.06	7.18			54	46
Interface	Blattodea	-20.94	5.27			60	40
Interface	Blattodea	-21.37	4.00			63	37
Interface	Blattodea	-23.13	3.36			76	24
Interface	Blattodea	-23.62	3.02	x			
Interface	Coleoptera sp1	-25.30	2.54	x			
Interface	Curculionidae sp1	-26.56	3.78	x			
Interface	Dermaptera	-28.05	2.54	x			
Interface	Dinoponera sp1	-15.62	6.71			22	78
Interface	Dinoponera sp1	-15.64	7.22			22	78
Interface	Dolichoderinae sp1	-18.25	6.05			41	59
Interface	Ectatomminae sp1	-15.97	7.45			25	75
Interface	Formicinae sp1	-21.99	3.78			68	32
Interface	Formicinae sp3	-23.17	2.97			76	24
Interface	Formicinae sp5	-18.15	2.66			40	60
Interface	Formicinae sp6	-19.53	3.07			50	50
Interface	Gnaphosidae sp3	-20.96	7.73			60	40
Interface	Myrmicinae sp1	-17.52	6.91			36	64
Interface	Myrmicinae sp1	-19.75	6.43			52	48
Interface	Myrmicinae sp1	-15.50	6.22			21	79
Interface	Myrmicinae sp1	-17.09	6.16			33	67
Interface	Myrmicinae sp1	-17.60	6.13			36	64
Interface	Myrmicinae sp2	-18.39	6.84			42	58
Interface	Myrmicinae sp3	-17.24	7.08			34	66
Interface	Myrmicinae sp3	-15.26	7.62			19	81
Interface	Myrmicinae sp6	-21.26	7.70			62	38
Interface	Myrmicinae sp10	-14.69	3.07		x		
Interface	Myrmicinae sp18	-21.93	5.63			67	33
Interface	Myrmicinae sp19	-18.97	7.57			46	54
Interface	Myrmicinae sp20	-14.58	5.37		x		
Interface	Myrmicinae sp25	-19.81	8.90			52	48
Interface	Nitidulidae sp2	-19.60	6.61			50	50
Interface	Nitidulidae sp2	-21.42	6.56			63	37
Interface	Nitidulidae sp4	-19.91	8.63			53	47
Interface	<i>Odontomachus</i> sp1	-16.97	6.58			32	68
Interface	<i>Pachycondyla</i> sp1	-20.12	7.10			54	46
Interface	<i>Pachycondyla</i> sp1	-20.86	6.59			59	41
Interface	Staphylinidae sp1	-22.75	6.92			73	27
Interface	Staphylinidae sp1	-24.51	2.19	x			
Interface	Staphylinidae sp4	-25.10	5.22	x			
Interface	Tenebrionidae sp2	-19.00	7.47			46	54
Interface	<i>Wasmannia</i> sp1	-19.47	7.06			50	50
Interface	<i>Wasmannia</i> sp2	-13.12	8.32		x		
Pastagem	<i>Anochetus</i> sp1	-13.45	7.29		x		
Pastagem	Chrysomelidae sp2	-11.37	4.24		x		

Pastagem	Coleoptera sp6	-11.24	6.00		x		
Pastagem	<i>Dinoponera</i> sp1	-15.43	6.42			21	79
Pastagem	Dolichoderinae sp2	-12.83	8.18		x		
Pastagem	Formicinae sp5	-19.44	3.82			49	51
Pastagem	Formicinae sp5	-20.11	3.71			54	46
Pastagem	Formicinae sp6	-16.57	3.01			29	71
Pastagem	Lycosidae sp6	-11.91	7.75		x		
Pastagem	Myrmicinae sp1	-17.32	6.12			34	66
Pastagem	Myrmicinae sp1	-13.04	8.05		x		
Pastagem	Myrmicinae sp3	-11.43	7.00		x		
Pastagem	Myrmicinae sp3	-12.77	5.72		x		
Pastagem	Myrmicinae sp3	-12.64	7.03		x		
Pastagem	Myrmicinae sp4	-18.40	5.05			42	58
Pastagem	Myrmicinae sp6	-15.11	7.93			18	82
Pastagem	Myrmicinae sp7	-21.03	4.47			61	39
Pastagem	Myrmicinae sp12	-11.61	7.01		x		
Pastagem	Nitidulidae sp2	-19.99	6.80			53	47
Pastagem	Opiliones	-15.37	4.56			20	80
Pastagem	Opiliones	-14.35	6.07		x		
Pastagem	Ponerinae sp1	-14.83	8.48		x		
Pastagem	Ponerinae sp1	-15.20	7.71			19	81
Pastagem	Ponerinae sp1	-15.32	7.18			20	80
Pastagem	Staphylinidae sp1	-24.73	5.45	x			
Pastagem	Tenebrionidae sp1	-12.06	5.77		x		