



**Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

**Comunidade de besouros rola-bostas em áreas de restauração ecológica de Cerrado:
recuperação e efeito da introdução do gado**

Vitória Vilarinho Costa Chaves

Brasília, DF

Abril – 2022



**Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

**Comunidade de besouros rola-bostas em áreas de restauração ecológica de Cerrado:
recuperação e efeito da introdução do gado**

Vitória Vilarinho Costa Chaves

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientadora: Profa. Dra. Marina Regina Frizzas

Brasília, DF

Abril - 2022

**Comunidade de besouros rola-bostas em áreas de restauração ecológica de Cerrado:
recuperação e efeito da introdução do gado**

Vitória Vilarinho Costa Chaves

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia

Orientadora: Profa. Dra. Marina Regina Frizzas

Data da defesa: 29/04/2022

Banca examinadora:

Profa. Dra. Marina Regina Frizzas (Presidente/Orientadora)
Departamento de Zoologia/UnB

Profa. Dra. Isabel Belloni Schmidt (Membro interno)
Departamento de Ecologia/UnB

Dr. César Murilo de Albuquerque Correa (Membro externo)
Departamento de Ecologia/UFMT

Profa. Dra. Rosana Tidon (Suplente)
Departamento de Genética e Morfologia/UnB

Brasília – DF

Abril – 2022

*Dedico este trabalho ao Cerrado,
por deixar conhecê-lo e ajudá-lo.*

AGRADECIMENTOS

Esses últimos anos foram complicados, me tiraram do conforto e causaram diversas dores. Mas foram anos preciosos, pois hoje dou muito mais valor à vida e, por mais que seja muito grata a mim por ter tido coragem e forças para chegar até aqui, sei que não seria possível sem a presença e ajuda de muitas pessoas em minha vida. A primeira pessoa que preciso e quero agradecer é a minha mãe. Se não fosse essa mulher incrível, gentil, geniosa, leoa e mãe, eu realmente não estaria escrevendo essa dissertação. Obrigada por ter o melhor colo e por me dar forças. Você sempre significará força, amor e carinho para mim, e continuo aprendendo sempre com você.

Agradeço imensamente a minha irmã, que também me apoiou de forma intensa, inclusive ao balançar meus ombros para eu não surtar, ao mesmo tempo que me acalmava e me apoiava. Obrigada por ser a melhor irmã, pelas risadas (que foram muitas) e por tornar os dias mais leves. Agradeço ao meu pai, pelas conversas, trocas, conhecimentos, risadas, momentos de descanso na sua casa, em que podia pausar o mestrado por uma tarde, e por me dar dois irmãos mais novos, que eu amo e que também deixaram os dias mais leves.

Outra pessoa que agradeço muito é o Augusto Cesar. Pensa numa pessoa impaciente, mas que tem a maior paciência comigo, me faz travar a barriga de tanto rir, e ainda se disponibilizou a se enfiar no mato, junto com o Lúcio (Chiquinho), Uninho, cocô e muitas moscas para me ajudar na coleta desses besouros e agradeço demais por isso. E a todos os meus amigos, OBRIGADA! Pela paciência, amor, carinho, conversas e risadas (porque eu só tenho gente palhaça na minha vida, e eu amo). Obrigada a minha família também! Senti muita a falta de vocês nesses últimos anos.

E obrigada Marina! Obrigada por ser uma orientadora incrível, pelos conhecimentos, pela ajuda, suporte e carinho. Pela paciência, dedicação e, principalmente, pelo cuidado. Para mim, você é um exemplo de mulher, mãe, professora, orientadora, cientista e pessoa. Agradeço muito, não só pelos anos de mestrado, mas pelos anteriores também. Agradeço ao ICMBio e ao Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, por permitir o estudo da área de restauração, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) por fornecer a bolsa, que permitiu a realização desse projeto, aos Professores do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da UnB, pelos ensinamentos e vivência, e a UnB, por me proporcionar tanto.

OBRIGADA, OBRIGADA, OBRIGADA!

SUMÁRIO

RESUMO.....	2
ABSTRACT.....	3
INTRODUÇÃO.....	4
MATERIAL E MÉTODOS.....	10
<i>Área de estudo.....</i>	<i>10</i>
<i>Comunidade de besouros rola-bostas.....</i>	<i>11</i>
a) Besouros coprófagos considerados no estudo.....	12
b) Guildas funcionais.....	13
c) Tamanho corporal e biomassa.....	13
<i>Caracterização da estrutura da vegetação.....</i>	<i>13</i>
<i>Análise dos dados.....</i>	<i>14</i>
a) Caracterização da comunidade.....	14
b) Guildas funcionais, tamanho corporal e biomassa.....	15
c) Caracterização da vegetação.....	15
RESULTADOS.....	16
Caracterização da comunidade: composição e diversidade.....	16
Guildas funcionais, tamanho corporal e biomassa.....	20
Estrutura da vegetação.....	24
DISCUSSÃO.....	26
• Caracterização da comunidade de rola-bostas em áreas em processo de restauração e referência: composição, diversidade e guildas funcionais.....	26
• Estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração e referência e sua influência na diversidade de rola-bostas.....	28
• Uso do gado em áreas de restauração e efeito na comunidade de rola-bostas.....	28
CONCLUSÃO.....	31
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	32

RESUMO

O Cerrado é um dos biomas brasileiros mais ameaçado por degradações ambientais, causadas principalmente pela mudança no uso da terra voltadas as atividades agropecuárias, que é uma das principais causas do declínio de besouros rola-bostas, da subfamília Scarabaeinae. Somente a proteção dos habitats remanescentes não será o bastante para a persistência a longo prazo de muito táxons, e uma estratégia que visa reverter ou diminuir a perda da biodiversidade é a restauração ecológica, atividades intencionais que começam ou aceleram a recuperação de um ecossistema. Portanto, este trabalho teve como objetivos avaliar a estrutura da comunidade de rola-bostas em áreas de restauração no Cerrado, e verificar se existem alterações nesta comunidade em áreas de restauração com a presença de gado. Para isso, foram amostradas as comunidades de rola-bostas em dezembro de 2019, através de pitfalls iscados com fezes humanas, em duas áreas em processo de restauração, sendo uma onde houve a introdução de 20 cabeças de gado e a outra sem a presença do gado, e uma área de referência de campo sujo. Estas áreas estão inseridas em uma importante Unidade de Conservação do Cerrado, o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros em Goiás, Brasil. Os resultados demonstraram que as áreas em processo de restauração ainda não recuperaram a comunidade de rola-bostas característica de uma área de referência, com diferença nas abundâncias, tamanho corporal, e na riqueza e abundância das guildas funcionais em relação a área de referência. Entretanto, foi observado que a área em processo de restauração com gado apresentou uma maior diversidade em relação a área sem gado, demonstrando um efeito positivo do gado na comunidade de rola-bostas, provocado provavelmente pela mudança na estrutura da vegetação e pela maior quantidade e disponibilidade de recursos. Ainda é necessário um maior período de tempo para que a comunidade de besouros rola-bostas se recupere completamente. Por isso, precisamos proteger e conservar as áreas nativas remanescentes no bioma, bem como outras técnicas para acelerar o processo de restauração de campos e savanas, como a utilização do gado, o qual pode ser uma ferramenta na recuperação da comunidade de rola-bostas em áreas que estão em processo de restauração.

Palavras-chave: Scarabaeidae, Guildas funcionais, Restauração ecológica, Unidade de conservação, bioma Cerrado.

ABSTRACT

The Cerrado is one of the Brazilian biomes threatened by environmental degradation, caused mainly by land use change aimed at agricultural activities, which is one of the main causes of the decline of the Scarabaeinae beetles. Only the protection of remaining habitats will not be enough for the long-term persistence of many taxa, and one strategy that aims to reverse or reduce the loss of biodiversity is ecological restoration, which are intentional activities that begin or accelerate the recovery of an ecosystem. Therefore, this work aimed to evaluate the structure of the dung beetle community in areas undergoing restoration in the Brazilian Cerrado, and to verify whether there are changes in this community in restoration areas with the presence of cattle. For this purpose, the dung beetle communities were sampled in December 2019, through pitfalls baited with human feces, in two areas under restoration process, one where there was the introduction of 20 heads of cattle and the other without the presence of cattle, and a native area of campo sujo. These areas are part of an important Cerrado Conservation Unit, the Chapada dos Veadeiros National Park in Goiás, Brazil. The results showed that the areas undergoing restoration have not yet recovered the community of dung beetles characteristic of a native area, with differences in abundance, body size, and richness and abundance of functional guilds in relation to the native area. However, it was observed that the area under restoration with cattle showed a higher diversity compared to the area without cattle, demonstrating a positive effect of cattle on the dung beetle community, probably caused by the change in vegetation structure and the greater quantity and availability of resources. A longer period of time is still needed for the dung beetle community to fully recover. Therefore, we need to protect and conserve the remaining native areas in the biome, as well as study techniques to accelerate the process of restoration of grasslands and savannas, such as the use of cattle, which can be a tool in the recovery of the dung beetle community in areas that are in process of restoration.

Keywords: Scarabaeidae, Functional guilds, Ecological restoration, Conservation unit, Cerrado biome

INTRODUÇÃO

Um declínio significativo da diversidade global vem ocorrendo nas últimas décadas (Butchart et al., 2010; SCBD, 2010). Mais de um terço dos ecossistemas globais já foram convertidos em terras agrícolas ou cidades, e outro terço já foi severamente degradado, com a invasão de espécies exóticas, poluição e fragmentação (MEA, 2005). Dentre os biomas brasileiros, o Cerrado é um dos que vem sendo fortemente ameaçado por degradações ambientais.

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, ocupando cerca de 204 milhões de ha distribuídos em mais de 12 estados brasileiros (Rosa & Marca, 2009). Esse bioma é considerado a savana tropical mais rica do mundo, com alta diversidade de habitats, grande riqueza de espécies (Ratter et al., 2003), número significativo de endemismo de animais e plantas (Machado et al., 2004), e onde se encontra grande parte das nascentes de importantes bacias hidrográficas (Aquino et al., 2012). Apesar de sua relevância, vem sofrendo uma severa perda e fragmentação de suas áreas nativas e, por isso, é considerado um dos *hotspots* de biodiversidade do mundo (Myers et al., 2000).

Sua biodiversidade vem sendo ameaçada pelo crescimento humano e urbano, agricultura em larga escala e pecuária (Klink & Moreira, 2002), que causam a degradação do solo e dos ecossistemas nativos, perda de habitat e dispersão de espécies exóticas (Klink & Machado, 2005). Apenas 55% da área total do bioma ainda se mantêm com a vegetação nativa (Mapbiomas, 2017), e estima-se uma taxa de perda de vegetação de 0,49% ao ano (Sano et al., 2019).

Cerca de 42,5% do território do Cerrado é destinado a atividades agropecuárias, sendo 23,8% apenas para as pastagens (Mapbiomas, 2017). Além da perda da vegetação nativa, devido à conversão para pastos com espécies exóticas, à introdução de pastadores domesticados, como bois, cavalos e ovelhas, e o manejo da terra, com a utilização de medicamentos veterinários, fertilizantes e agrotóxicos, trazem efeitos negativos a biodiversidade (Lehmann & Parr, 2016). A alteração dos habitats é apontada como responsável pela perda da biodiversidade de insetos, sendo a mudança no uso da terra e a fragmentação de habitat as principais causas do declínio de insetos e principalmente de besouros rola-bostas (Sánchez-Bavo & Wyckhuys, 2019).

Os rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeinae) são detritívoros e estão amplamente distribuídos nos trópicos (Hanski & Cambefort, 1991), consomem principalmente fezes de

mamíferos e outros materiais em decomposição, durante o estágio larval e quando adultos (Halffter & Edmonds, 1982). Devido a esse comportamento, este grupo promove diversos serviços ecossistêmicos, como a ciclagem de nutrientes, dispersão secundária de sementes, bioturbação do solo, aprimoramento do crescimento vegetal, controle biológico de alguns parasitas de vertebrados (Nichols et al., 2008) e redução de emissões de gases de efeito estufa de excrementos em pastos (Slade et al., 2016; Piccini et al., 2017). São sensíveis a mudanças ambientais (Halffter & Arellano, 2002) e, devido a dependência das fezes de mamíferos, vêm sofrendo com os efeitos em cascata causados pela perda de espécies de mamíferos (Bogoni et al., 2019).

Em alguns locais, como na Austrália, verificou-se que os rola-bostas nativos não eram capazes de utilizar as fezes de animais introduzidos, como vacas e cavalos, o que impactou a comunidade local, causando a extinção de diversas espécies. Entretanto, no Brasil, algumas espécies de rola-bostas apresentam uma maior plasticidade alimentar, e utilizam as fezes do gado como recurso em áreas de pasto (Louzada & Carvalho e Silva, 2009), sem afetar a diversidade funcional e os serviços ecossistêmicos prestados (Louzada & Carvalho e Silva, 2009; Correa et al., 2019a; Correa et al., 2019b; Oliveira et al., 2021).

Ainda assim, a criação de gado provoca mudanças na estrutura espacial e na composição da vegetação, afetando as condições microclimáticas locais (Edmondson et al., 2016; Listopad et al., 2018), disponibilizando ainda uma maior quantidade de recursos para os rola-bostas e outros organismos. Isso pode influenciar a composição das comunidades, alterando a riqueza, abundância, diversidade e biomassa (Tonelli et al., 2018), tornando-as diferentes das comunidades nativas. Além disso, pode ocorrer ainda uma substituição de parte da comunidade de rola-bostas, uma vez que as espécies generalistas tendem a substituir as endêmicas causando uma homogeneização biótica (McKinney & Lockwood, 1999).

Em áreas de pastagens com vegetação exótica, a comunidade de besouros rola-bostas apresenta uma menor riqueza e, composição de espécies diferente das encontradas em áreas de Cerrado nativo (Almeida et al., 2011; Correa et al., 2019b; Macedo et al., 2020; Oliveira et al., 2021), demonstrando uma perda de diversidade taxonômica em áreas de pastagem. Contudo, somente a proteção passiva dos habitats remanescentes não será o bastante em muitos locais, pois não há habitats adequados o suficiente para a persistência a longo prazo de muitos táxons (Brudvig, 2011). Uma estratégia que tem se tornado importante para reverter ou diminuir a perda da biodiversidade é a restauração ecológica (Brudvig, 2011; Bullock et al., 2011).

A restauração ecológica são atividades intencionais que começam ou aceleram a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, respeitando sua saúde, integridade e sustentabilidade, e visando a restauração de um ecossistema semelhante, mas não necessariamente igual ao original (SER International Science and Policy Working Group, 2004). A restauração consiste em remover ou modificar um distúrbio específico, o que permite que os processos ecológicos tenham uma recuperação independente (SER International Science and Policy Working Group, 2004). Por exemplo, retirar o gado de áreas degradadas é uma forma de remover ou modificar um distúrbio.

Entretanto, alguns organismos podem se tornar invasores, dificultando este processo (SER International Science and Policy Working Group, 2004) e, neste caso, mais ações serão necessárias para auxiliar o ecossistema a se recuperar. Cada local apresenta condições ambientais e históricas diferentes, com diversas fontes de degradação. Por isso, é necessário avaliar e identificar as diversas necessidades e formas de intervenções para cada lugar e situação (SER International Science and Policy Working Group, 2004). Cada local necessita de projetos específicos de acordo com o nível de degradação e vegetação anterior, sendo que os objetivos mudarão de acordo com a área e condições ambientais (Schmidt et al., 2019).

Além de aumentar a biodiversidade, a restauração ecológica também pode contribuir com os meios de subsistência humanos (SCBD, 2010) e, por isso, vem assumindo um papel importante nas políticas ambientais globais (Bullock et al., 2011). Pesquisas sobre restauração são importantes, pois podem fornecer informações sobre a dinâmica e funcionamento dos sistemas ecológicos (Jordan et al., 1990). Entretanto, estas pesquisas tem um viés botânico, principalmente para a restauração de florestas (Palma & Laurance, 2015). Para savanas e campos existem poucos estudos, sendo que este número é ainda menor para o Cerrado (Coutinho et al., 2018).

Restaurar áreas de savana e campo apresentam algumas barreiras, como limitações de dispersão e disponibilidade de sementes (Hedberg & Kotowski, 2010) e o complexo mosaico da vegetação, sendo necessário diferentes formas para restaurá-las (Schmidt et al., 2019). Outra barreira é o controle de espécies de gramíneas exóticas potencialmente invasoras (GEI), introduzidas no Brasil para a pecuária (Martha & Vilela, 2002).

Normalmente, áreas dominadas por estas gramíneas não conseguem retornar a seu estado original após o abandono, o que exige intervenções ativas de controle, possibilitando acelerar o processo de restauração destas áreas (Link et al., 2017; Cava et al., 2018). Houve um

avanco nos últimos anos nas pesquisas sobre restauração do Cerrado e a busca das melhores formas de preparação, manejo e introdução de espécies nativas para os diversos tipos de fitofisionomias presentes no bioma, visando o controle das gramíneas exóticas e reintrodução de espécies nativas (Coutinho et al., 2018; Sampaio et al., 2019; Schmidt et al., 2019).

Metodologias, como plantar espécies de árvores em alta densidade para abafar o crescimento das GEIs, se provaram eficientes para o controle de espécies de gramíneas exóticas em ecossistemas florestais (Cabin et al., 2002; Rodrigues et al., 2009). Mas, em áreas de campos e savanas, essa metodologia pode prejudicar alguns grupos de plantas que são dependentes de luz (Parr et al., 2014), como gramíneas nativas, a se estabeleceram (Veldman et al., 2015; Schmidt et al., 2019). Por isso, é necessário entender as condições locais das áreas a serem restauradas e identificar corretamente os tipos de vegetação originais, para que a restauração seja eficiente (Schmidt et al., 2019).

Atualmente, as áreas que irão passar pelo processo de restauração de campos e savanas são preparadas antes da introdução das espécies nativas, a fim de controlar as gramíneas exóticas. Para isso, pode ser usado o manejo de fogo, que diminui a biomassa destas gramíneas e controla as sementes recém produzidas; e gradagens do solo, que elimina e expõem as sementes destas gramíneas presentes no banco de sementes (Martins et al., 2011; Andrade, 2019; Sampaio et al., 2019). A semeadura direta é uma técnica eficaz e com bom custo-benefício, que permite a introdução simultânea de diferentes formas de vida, e vem sendo utilizada atualmente para a reintrodução das espécies nativas em áreas de campos e savanas (Pellizzaro et al., 2017; Sampaio et al., 2019; Schmidt et al., 2019; Raupp et al., 2020).

Muitas pesquisas e esforços para restaurar áreas ainda focam apenas na recuperação da vegetação, onde o sucesso da restauração é avaliado apenas pela restauração das comunidades de plantas nativas, sem se preocupar se a fauna também está se recuperando e sendo capaz de se manter nessas áreas, assim como suas funções ecossistêmicas (Majer, 2009). Além disso, a fauna pode e vem auxiliando o processo de restauração em alguns projetos no Brasil (Campos et al., 2012), onde aves e mamíferos, atuando como dispersores primários de sementes, e besouros rola-bostas, como dispersores secundários, vem sendo utilizados como ferramentas para restauração (Campos et al., 2012; Almeida et al., 2021).

Além de ferramentas para o processo de restauração, o uso de organismos bioindicadores é indicado para avaliar mudanças ambientais, fatores ecológicos específicos e diversidade taxonômica (Gerlach et al., 2013), e os rola-bostas são considerados organismos

bioindicadores de mudanças ambientais. Estes são sensíveis a essas mudanças (Halffter & Arellano, 2002), são facilmente amostrados, sua taxonomia e ecologia são bem conhecidas (McGeoch et al., 2002; Spector, 2006; Nichols et al., 2007; Gardner et al., 2008) e alguns apresentam alta especificidade por determinados habitats (Hill, 1996), inclusive no Cerrado (Almeida & Louzada 2009; Gries et al. 2012, Correa et al. 2019). Portanto, estes também podem indicar o estado da restauração.

Alguns estudos com rola-bostas já foram realizados em áreas de restauração no Brasil (Audino et al., 2014; Hernández et al., 2014; Almeida et al., 2021) e no mundo (Gollan et al., 2011; Tocco et al., 2013; Derhé et al., 2016; González-Tokman et al., 2018; Sullivan et al., 2018). Entretanto a maior parte destes estudos foram feitos em restaurações de ambientes florestais, sendo que o Cerrado possui pouco conhecimento sobre este grupo até o momento.

Além disso, estes estudos demonstram que estes locais demoram muitos anos para restaurar as comunidades de rola-bostas ou estas não são restauradas, mesmo após anos de início do processo de restauração (Audino et al., 2014; Hernández et al., 2014; González-Tokman et al., 2018; Sullivan et al., 2018). Após a retirada do gado em áreas no bioma Pantanal, comunidades de rola-bostas demoraram cerca de 10 anos para que sua abundância e riqueza aumentassem novamente (Correa et al., 2020). Isso demonstra que, além dos esforços em restaurar a vegetação, também é necessário buscar meios que auxiliem na restauração das comunidades de rola-bostas e os serviços ecossistêmicos por estes prestados.

O gado bovino vem sendo utilizado como método de controle de gramíneas exóticas em áreas de restauração de campos, diminuindo a quantidade e tamanho dessas plantas, permitindo o estabelecimento e crescimento de plantas nativas semeadas (Posada et al., 2011; Pykala, 2003). Apesar de sua importância no processo de restauração, a presença do gado pode influenciar a comunidade de rola-bostas em áreas de restauração de campos, visto a mudança na estrutura da vegetação e maior quantidade de recursos disponibilizados (Edmondson et al., 2016; Listopad et al., 2018; Tonelli et al., 2018). O uso de técnicas pastoreias de gados em áreas em restauração nos alpes da Itália influenciou a comunidade vegetal e de rola-bostas, com aumentos na diversidade e na prestação de serviços, como a dispersão de sementes (Tocco et al., 2013). Portanto, a presença do gado, como ferramenta para a restauração, pode influenciar a comunidade de rola-bostas em áreas em processo de restauração de campos.

Logo, devido ao pouco conhecimento sobre este grupo em áreas em processo de restauração de Cerrado, este trabalho teve como objetivos avaliar a estrutura da comunidade de

rola-bostas em áreas em processo de restauração no Cerrado e, verificar se existem alterações nesta comunidade em áreas em processo de restauração com a presença de gado.

Nossos principais questionamentos foram: Como a comunidade de besouros rola-bostas é estruturada em áreas de restauração de Cerrado? Quão similar essa comunidade é comparada a área de referência? A presença do gado nessas áreas pode influenciar essa comunidade, alterando sua diversidade e composição, podendo ser considerada uma ferramenta para a manutenção da comunidade de rola-bostas em áreas em processo de restauração? Baseado nesses questionamentos, hipotetizamos que as áreas em processo de restauração não irão suportar uma comunidade de rola-bostas semelhante à das áreas nativas de Cerrado, visto que se passaram apenas 3 anos após o início do processo de restauração. Entretanto, a área em restauração com a presença de gado apresentará uma estrutura da comunidade de rola-bostas diferente da outras área em restauração, devido a mudança da estrutura vegetal e microclimática causada pelo gado, e devido a maior quantidade de recursos disponíveis na área.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros (PNCV), localizado no nordeste do estado de Goiás, Brasil (14°07'03"S 47°38'30"W, 1234 m). Possui uma área de Cerrado de aproximadamente 204 mil ha, que abriga grande riqueza de espécies de animais e plantas, distribuídas em fitofisionomias florestais, savânicas e campestres (Rosa & Marca, 2009). O bioma é caracterizado por um clima Aw na Classificação de Köppen, com verão chuvoso e inverno seco (Kottek et al., 2006), onde a temperatura média varia de 20° a 27°C, com precipitação média de 1617,8 mm e estação chuvosa entre novembro e março.

O estudo foi realizado em três áreas no PNCV: uma área de vegetação nativa e duas áreas em processo de restauração (Fig. 1). A área de vegetação nativa, considerada como área referência neste estudo, com aproximadamente 11,9 ha, era representada por uma área de campo sujo, caracterizada por arbustos e subarbustos esparsados no estrato herbáceo (Ribeiro & Walter, 2008). Essa área faz parte da área do PNCV, o que impede certas interferências antrópicas, como a presença do gado, caça e pesca, nesta área (MMA, 2021b). Entretanto, é realizado o Manejo Integrado do Fogo nesta área, realizado pela Brigada de Prevenção e Combate de Incêndios do PNCV (BPCI/PNCV), a fim de controlar incêndios em larga escala, protegendo áreas sensíveis (MMA, 2021b).

As áreas em restauração, originalmente, também eram consideradas áreas de campo sujo e foram convertidas diretamente para pasto exótico nos anos 1980 (Sampaio et al., 2019). Há pelo menos 20 anos, estas áreas foram abandonadas, e estavam dominadas por gramíneas exóticas, principalmente, *Urochloa decumbens* e *U. humidicola* (Sampaio et al., 2019). No ano de 2016, estas áreas passaram pelo processo de restauração, que consistiu na queima prescrita, realizada pela BPCI/PNCV; na aragem do solo, visando a sua descompactação e o controle das gramíneas exóticas, e na semeadura de sementes de espécies nativas durante o início da estação chuvosa (novembro) de 2016 (Sampaio et al., 2019).

Estas áreas foram mantidas sem intervenções e em 2019 uma destas áreas ainda apresentava alta taxa de cobertura do solo por gramíneas exóticas invasoras (GEIs), o que não era visto na outra área. Visando o controle dessas GEIs, em setembro de 2019 foram introduzidas cerca de 20 cabeças de gado bovino (considerado um pastejo baixo a moderado –

1,5 animais/hectare) na área que apresentava alta taxa de cobertura por GEIs (Fig. 1). Esta área foi nomeada como área em processo de restauração com gado, com 13,3 ha, enquanto a área sem a introdução do gado foi nomeada como área em processo de restauração sem gado, com 31,9 ha. Cerca de 1,2 km separavam a área nativa de referência da área em restauração sem gado, enquanto que cerca de 680 m a separava da área em restauração com gado. Apesar da maior proximidade entre as áreas em restauração com gado e a área nativa, estas áreas estavam separadas por barreiras físicas, como o córrego do Mulungu e a vegetação da mata de galeria associada.

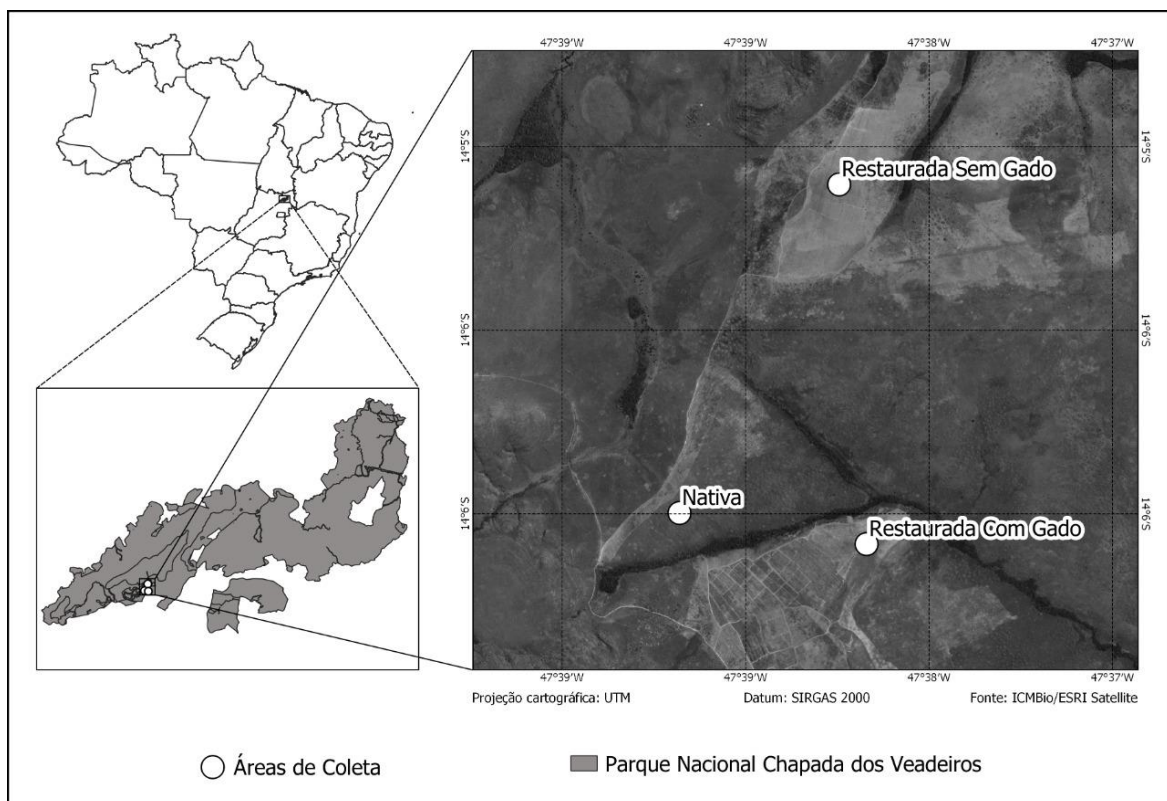


Figura 1. Mapa do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros/GO com a localização das áreas em processo de restauração com gado e sem gado e a área de referência, onde foram realizadas avaliações da comunidade de rola-bostas em dezembro de 2019.

Comunidade de besouros rola-bostas

Para a avaliação da comunidade de rola-bostas, foram realizadas duas coletas três meses após a introdução do gado em uma das áreas que está em processo de restauração. Essas coletas foram realizadas em dezembro de 2019, visto que a estação chuvosa é a melhor época para amostragem deste grupo (Oliveira et al., 2011; Frizzas et al., 2020), em cada uma das três áreas.

Para a coleta, foram utilizadas armadilhas do tipo *pitfall*, que consistia em um recipiente plástico, de capacidade de 1L, que foi enterrado e mantido no nível do solo, contendo em seu interior uma solução de água e detergente, para quebrar a tensão superficial e facilitar a captura dos insetos (Larsen & Forsyth, 2005). Outro recipiente, de capacidade de 50 ml, foi acoplado ao recipiente anterior por meio de arames, contendo cerca de 15 g de fezes humanas, já que esta isca é considerada a mais atrativa para os besouros rola-bostas (Silva & Audino, 2011). Acima deste conjunto, foi colocada uma cobertura para proteger a armadilha da chuva e do sol.

Em cada área, foram instaladas 12 armadilhas, com no mínimo 100 m de distância entre elas, já que esta distância é considerada adequada para minimizar a interferência entre os pontos (Silva & Hernández, 2015), e a pelo menos 20 m da borda, a fim de reduzir a interferência do efeito de borda. As armadilhas permaneceram iscadas em campo por 48 h. Estas armadilhas foram dispostas em formato de grade, visando a amostragem total da área, onde cada armadilha foi considerada como ponto de amostragem.

Os indivíduos coletados foram armazenados em álcool 90% e transportados para o Laboratório de Biologia e Ecologia de Coleópteros (LABEC), do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília (UnB), onde foram triados, montados e secos em estufa a 40°. Os indivíduos coletados foram contabilizados e separados por espécie, área amostrada e data de coleta. A identificação das espécies foi realizada por meio da chave de identificação de Vaz-de-Mello et al. (2011) e por comparação com exemplares da Coleção Entomológica do Departamento de Zoologia da Universidade de Brasília (DZUB) onde os vouchers foram depositados. Foi solicitado o auxílio do especialista do grupo (Dr. Fernando Zagury Vaz-de-Mello – Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, MT, Brasil) quando necessário.

Após a identificação, foram contabilizadas a abundância e riqueza total em cada área, assim como as espécies exclusivas de cada área e as espécies compartilhadas entre as áreas em processo de restauração e entre estas e a área de referência.

a) Besouros coprófagos considerados no estudo

Os besouros da subfamília Scarabaeinae são conhecidos popularmente como besouros rola-bostas. Entretanto, outras famílias e subfamílias de Scarabaeoidea possuem hábitos coprófagos, as quais foram coletadas em alta abundância em todas as áreas, e, portanto, foram consideradas na comunidade analisada neste trabalho. Dentre as famílias pertencentes a superfamília Scarabaeoidea (Morón, 2010), foram consideradas apenas aquelas que ocorrem no Brasil e que são prioritariamente coprófagos (Hybosoridae e Scarabaeidae).

A família Hybosoridae não é apontada como coprófaga na classificação de Morón (2010), mas algumas subfamílias, que ocorrem no Brasil, apresentam comportamentos coprófagos (Ocampo, 2006), como a subfamília Anaidinae. Portanto, neste trabalho foram considerados como besouros rola-bostas as espécies das subfamílias Anaidinae (Hybosoridae), Aphodiinae e Scarabaeinae (Scarabaeidae).

b) Guildas funcionais

As espécies coletadas foram classificadas de acordo com a sua guilda funcional (endocoprídeos, paracoprídeos ou telecoprídeos), as quais foram obtidas baseadas na literatura específica do grupo. Os rola-bostas são classificados em três guildas funcionais baseado na forma de manuseio do recurso fecal para alimentação e nidificação (Halfpter & Edmonds, 1982): os endocoprídeos utilizam o recurso no próprio local, sem deslocá-lo ou enterrá-lo; os paracoprídeos enterram as fezes para a construção de seus ninhos logo abaixo da pilha fecal; e os telecoprídeos fazem bolas de fezes, que rolam para longe da pilha fecal, para então enterrá-las e construir seus ninhos.

c) Tamanho corporal e biomassa

Selecionamos 20 indivíduos de cada espécie em cada área, para avaliação da biomassa e tamanho corporal. Quando a espécie não apresentava este número de indivíduos, foram medidos e avaliados a quantidade total coletada. Para avaliar a biomassa, os indivíduos foram pesados em uma balança analítica Marte AL500, com precisão de 0.001 g. Para avaliar o tamanho corporal, foram medidos o comprimento total dos mesmos (do clipeo ao pigídeo), com o auxílio de um paquímetro digital. Não foi possível mensurar o tamanho corporal e a biomassa da espécie *Platytomus* sp., visto seu tamanho corporal muito pequeno, não sendo possível medi-lo com os equipamentos disponíveis.

Caracterização da estrutura da vegetação

A fim de determinar a ocorrência de diferenças estruturais entre as áreas, foi realizada a caracterização da estrutura da vegetação. Para isso, foram mensuradas cinco variáveis ambientais em cada um dos 12 pontos amostrados nas três áreas avaliadas.

As variáveis ambientais foram mensuradas utilizando o método do ponto quadrante, onde o *pitfall* foi considerado o centro de uma cruz estabelecida, formando quatro quadrantes em cada ponto amostral (Cottam & Curtis, 1956). Em cada quadrante, utilizando um grid de 50 x 50 cm dividido em 100 quadrículos, foram mensuradas as porcentagens de serapilheira ou palhada, cobertura de vegetação exótica, cobertura de vegetação nativa e solo exposto. Além disso, também foi medido a altura da planta mais alta dentro da área do grid em cada quadrante com o auxílio de uma fita métrica. Estas variáveis podem afetar as atividades reprodutivas dos rola-bostas (Nichols et al., 2013; Silva et al., 2015), e a presença de espécies exóticas e nativas indica o estado do processo de restauração das áreas.

Não foram mensuradas variáveis ambientais relacionadas a indivíduos arbóreos, visto que a fitofisionomia estudada (campo sujo) e as áreas de restauração não apresentavam indivíduos com características desta forma de vida.

Análise dos dados

a) Caracterização da comunidade

Foram construídas curvas de acumulação de espécies para cada uma das áreas com base nas espécies coletadas para verificar a eficiência do esforço amostral. Para verificar se haviam diferenças entre a abundância e riqueza de rola-bostas entre as áreas, utilizamos o teste de Kruskal-Wallis. Testes post-hoc (Teste de Dunn com ajuste do valor de p) foram realizados para determinar onde essa diferença ocorreu. Estes testes foram realizados através do pacote Rstatix no programa R, versão 3.5.3 (R Core Team, 2019) e a curva de acumulação de espécies no programa PAST 4.08 (Hammer et al., 2001).

Para determinar a composição das espécies de rola-bostas nas áreas em processo de restauração e se estas estão se aproximando ou se afastando da área de referência, foi utilizada a Análise de Coordenadas Principais (PCoA), para verificar a similaridade entre as áreas, baseada no índice de similaridade de Bray-Curtis. Os dados de abundância foram transformados em raiz quadrada, a fim de retirar o peso das espécies abundantes (He & Gaston, 2000), apenas para este teste. A significância foi determinada por meio da análise multivariada permutacional da variância (PERMANOVA). Estes testes foram realizados no programa PAST 4.08 (Hammer et al., 2001).

Utilizamos os índices de diversidade de Shannon-Wiener (H) e o de Simpson (1-D) para verificar e comparar a diversidade de rola-bostas nas diferentes áreas. Os índices foram utilizados em conjunto para verificar a possibilidade das particularidades de cada índice em alterar os resultados. Também foram identificadas a equitabilidade (J) das áreas e a similaridade de Bray-Curtis entre elas, através do programa PAST 4.08 (Hammer et al., 2001).

b) Guildas funcionais, tamanho corporal e biomassa

Para verificar diferenças entre a abundância e riqueza das guildas funcionais entre as áreas, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis, e testes post-hoc (Teste de Dunn com ajuste do valor de p) para determinar onde essa diferença ocorreu. Estes testes foram realizados no programa R.

Para o tamanho corporal, foi feita a média dos dados de tamanho de cada espécie em todas as áreas, caso ela tenha sido coletada. De acordo com a média de tamanho corporal, estas espécies foram classificadas em espécies grandes, caso apresentassem tamanho corporal maior ou igual a 10 mm, e espécies pequenas, caso apresentassem tamanho menor a 10 mm (Escobar et al., 2008).

Quanto a biomassa, foi feita uma média de peso para cada espécie em cada área. Essa média foi multiplicada pela abundância da espécie em cada ponto e somada para verificar a biomassa total coletada em cada área.

c) Caracterização da vegetação

Para a caracterização vegetal das áreas, primeiramente, as medidas de serapilheira/palha, cobertura verde de exóticas e nativas, e solo exposto foram somadas e transformadas em porcentagem de espaço ocupado por ponto, e as medidas de altura do estrato foram estabelecidas pelas médias por ponto. Em seguida, estas medidas foram transformadas na porcentagem de espaço ocupado e média de altura da planta mais alta por área.

RESULTADOS

Caracterização da comunidade: composição e diversidade

No total, foram coletados 4.952 indivíduos e 49 espécies (Tabela S1). Destes, 2.130 indivíduos e 29 espécies, foram coletados na área em restauração sem gado, 2.029 indivíduos e 39 espécies na área em restauração com gado, e 793 indivíduos e 38 espécies na área de referência. As curvas de rarefação apresentaram uma tendência assintótica, indicando que o esforço amostral foi suficiente em representar as comunidades amostradas (Fig. 2).

Scarabaeinae foi a subfamília mais coletada, com 4.760 indivíduos, 20 gêneros e 42 espécies; seguida de Aphodiinae, com 182 indivíduos, três gêneros e cinco espécies, e Hybosoridae, com dez indivíduos, um gênero e duas espécies. Foram coletados indivíduos destas famílias e subfamílias em todas as áreas.

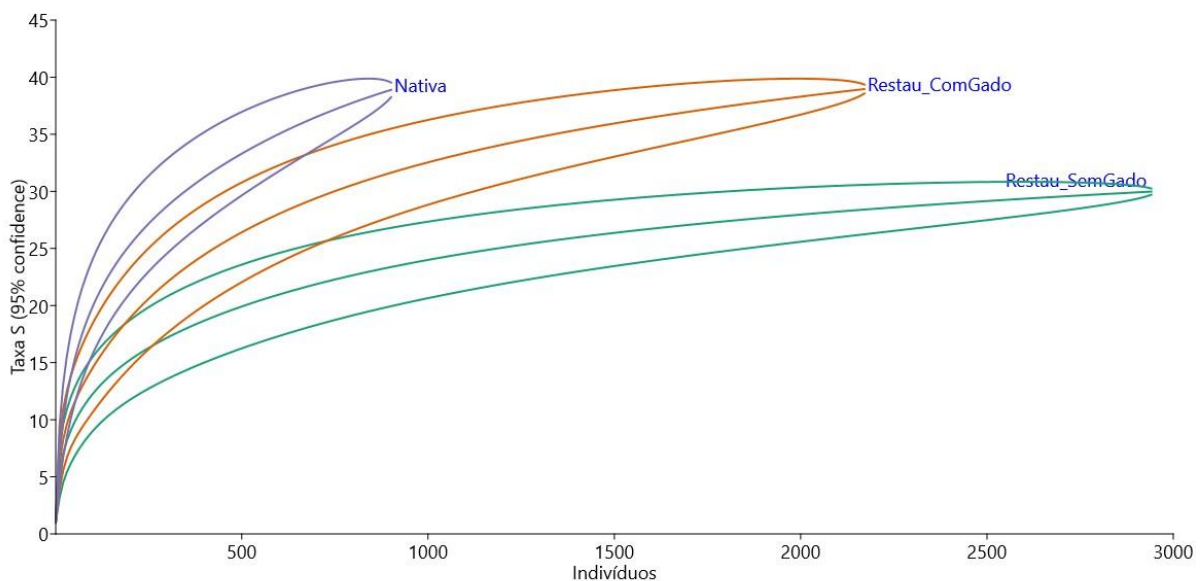


Figura 2. Curva de rarefação das espécies de rola-bostas coletadas nas áreas nativa de Cerrado, em processo de restauração com gado (Rest_ComGado) e sem gado (Rest_SemGado). As áreas em torno da curva representam o intervalo de 95% de confiança.

Foram encontradas diferenças significativas quanto a abundância de rola-bostas ($X^2 = 24,18$; $gl = 2$; $p > 0,0005$; Fig. 3A) entre a área de referência e as áreas em restauração com gado ($Z = 4,55$; $p < 0,00001$) e sem gado ($Z = 3,90$; $p < 0,0002$), mas não entre as duas últimas

($Z = -0,648$; $p = 1,00$). Para a riqueza de rola-bostas, não foram encontradas diferenças estatísticas entre as áreas ($X^2 = 2,3934$; $gl = 2$; $p = 0,3022$) (Fig. 3B).

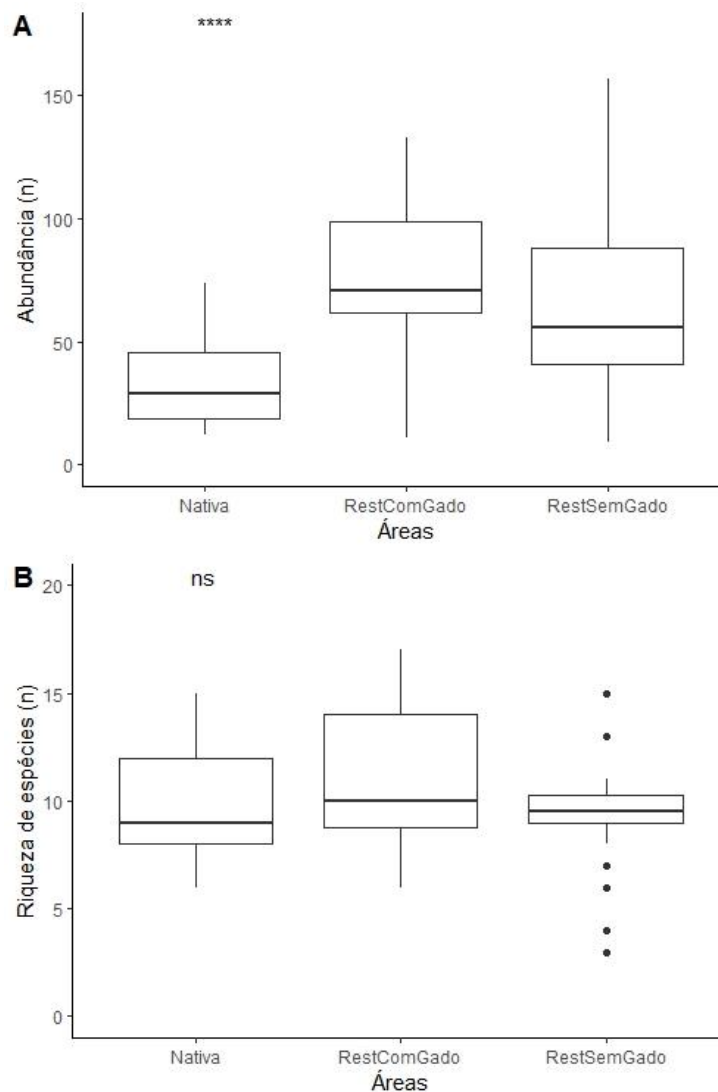


Figura 3. Abundância (A) e riqueza (B) de rola-bostas coletadas por ponto nas áreas em processo de restauração com gado (Rest_ComGado), sem gado (Rest_SemGado) e nativa (campo sujo), com diferenças significativas apenas para as abundâncias entre as áreas.

A PCoA da abundância demonstrou que as comunidades possuem distribuição da diversidade espacialmente ordenada, formando três comunidades diferentes (Fig. 4), com significância confirmada por meio da PERMANOVA ($F = 4,117$; $p = 0,0001$).

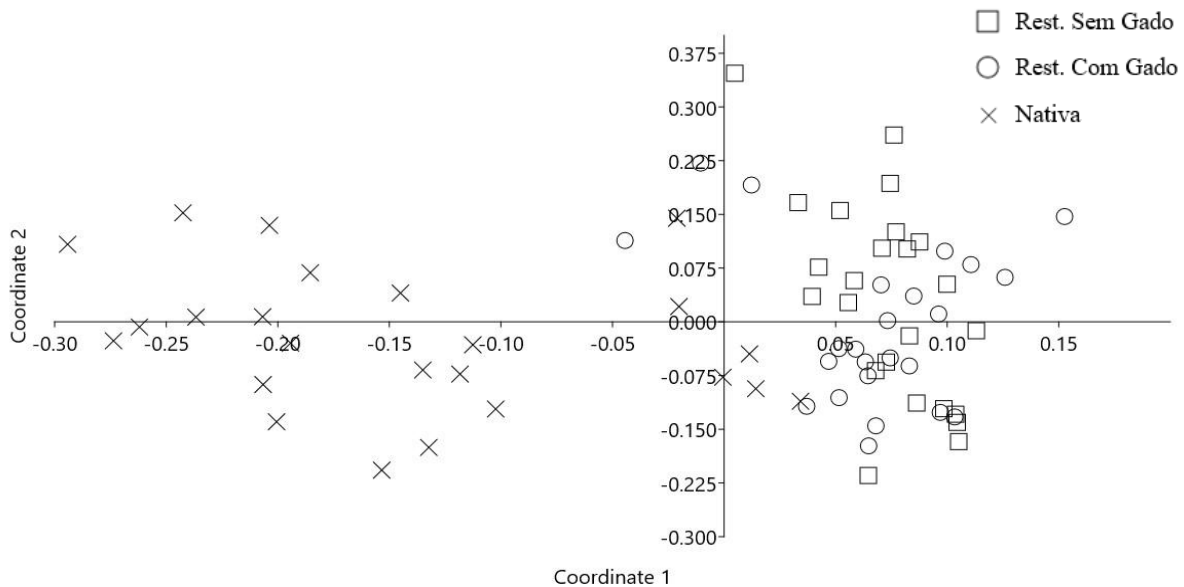


Figura 4. Análise de Coordenadas Principais (PCoA) da composição de espécies de rola-bostas, baseada na similaridade de Bray-Curtis, comparando as áreas em processo de restauração sem gado (Rest_SemGado) e com gado (Rest_ComGado) com a área de referência (campo sujo).

De acordo com os índices de diversidade de Simpson (1-D) e Shannon (H), a área de referência apresentou maior diversidade (1-D = 0,8608; H = 2,534), seguida da área em restauração com gado (1-D = 0,8337; H = 2,174) e sem gado (1-D = 0,7775; H = 1,95). A área de referência também apresentou a maior equitabilidade (J = 0,6967), seguida da área em restauração com gado (J = 0,5977) e sem gado (J = 0,579).

O índice de similaridade de Bray-Curtis indicou que a área de referência está mais próxima da área em processo de restauração com gado (com gado x nativa = 0,44546742) do que a área sem gado (sem gado x nativa = 0,39822101). Entretanto, a área com gado é mais similar a área sem gado do que a área de referência (com gado x sem gado = 0,63542418).

As espécies mais abundantes, que representaram 79,85% da abundância total foram: *Canthidium* aff. *barbacenicum* com 1.433 indivíduos (28,94%); *Canthidium* sp.1, com 909 (18,35%); *Uroxys* sp.1, 664 (13,4%); *Canthidium decoratum*, 647 (13,06%); e *Besourenge* sp., com 303 indivíduos (6,12%) (Fig. 5).

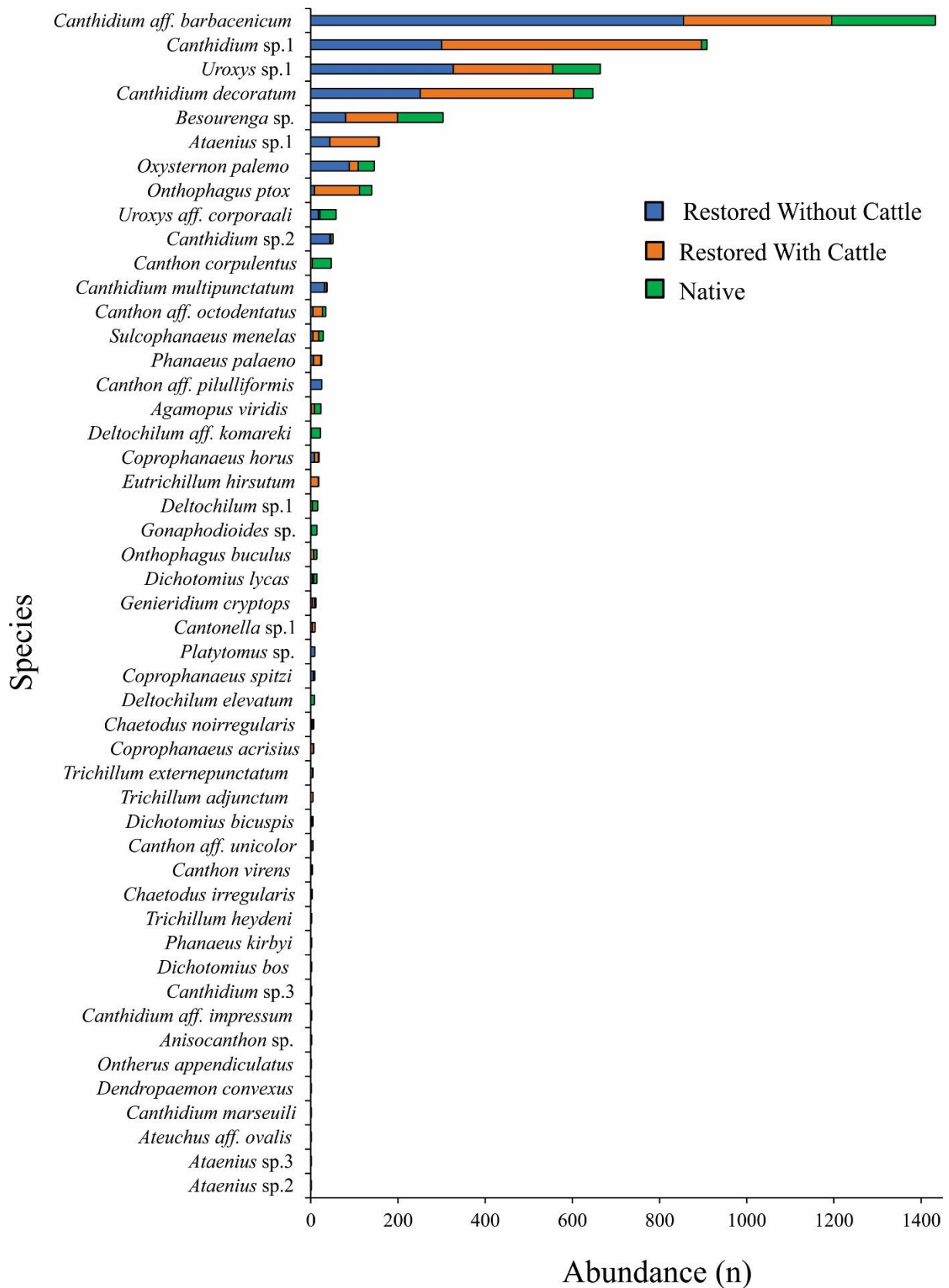


Figura 5. Abundância das espécies de rola-bostas coletadas em áreas em processo de restauração com gado, sem gado e nativa (campo sujo) no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros em dezembro de 2019.

As espécies *C. aff. barbaticum*, com 855 indivíduos; *Uroxys* sp.1, com 327; *Canthidium* sp.1, 300; *C. decoratum* 251; *Oxysternon paleo* 88; e *Besourenge* sp. 80 foram as que obtiveram maior abundância na área em processo de restauração sem gado, somando 89,5% da abundância (Fig. 5). Na área em processo de restauração com gado, as espécies *Canthidium* sp.1, com 596 indivíduos; *C. decoratum*, com 352; *Uroxys* sp.1, com 228; *C. aff. barbaticum*, com 340; *Besourenge* sp., com 119; *Ataenius* sp.1, com 111; e *Onthophagus ptox*, com 104 indivíduos foram as espécies mais coletadas, somando 91,18% (Fig. 5). Já na área de referência, as espécies *C. aff. barbaticum*, com 238 indivíduos, *Uroxys* sp.1, com 109, *Besourenge* sp. com 104, *C. decoratum*, com 44, *Canthon corpulentus*, com 43; *O. paleo*, com 37 e *Uroxys aff. corporaali* com 37, foram as mais abundantes, somando 77,18% da coleta nesta área (Fig. 5).

Cinco espécies foram coletadas exclusivamente na área em restauração sem gado, são elas: *Canthon aff. pilulliformis*, *Ataenius* sp.3, *Ateuchus aff. ovalis*, *Dendropaemon convexus* e *Platytomus* sp. Já na área em restauração com gado, também foram coletadas cinco espécies exclusivas: *Canthidium marseuli*, *Canthidium* sp.3, *Dichotomius bos*, *Ontherus appendiculatus* e *Trichillum adjunctum*. Já *Anisocanthon* sp., *Ataenius* sp.2, *Deltochilum elevatum* e *Phanaeus kirby* foram exclusivas da área de referência (4 espécies).

A área em restauração com gado e a área de referência compartilharam 11 espécies, sendo elas: *Eutrichillum hirsutum*, *Canthon aff. unicolor*, *Canthon corpulentus*, *Canthon virens*, *Coprophanæus acrisius*, *Deltochilum aff. komareki*, *Deltochilum* sp.1, *Gonaphodioides* sp., *Onthophagus bucus*, *Trichillum externepunctatum* e *Trichillum heydeni*. A área em restauração sem gado compartilhou as espécies *Canthidium aff. impressum* e *Chaetodus irregulares* com a área de referência e *Cantonella* sp.1 com a área em restauração com gado.

Guildas funcionais, tamanho corporal e biomassa

Quanto as guildas funcionais, a área de referência apresentou maior abundância e riqueza de telecoprídeos (114 indivíduos e 9 espécies), seguida da área em processo de restauração com gado (41 indiv. e 7 espécies) e da área em processo de restauração sem gado (31 indiv. e 3 espécies). Os endocoprídeos foram encontrados em maior abundância na área em restauração com gado (259 indiv.) e a área de referência teve a maior riqueza desta guilda (9 espécies). Já os paracoprídeos, foram coletados em maior abundância na área em restauração

sem gado (1.613 indiv.) e maior riqueza na área em restauração com gado (20 espécies). Não foi possível identificar as guildas de cinco espécies (Tabela 1).

Tabela 1. Abundância e riqueza das guildas funcionais de rola-bostas (telecoprídeos, paracoprídeos e endocoprídeos) nas áreas em processo de restauração com gado, sem gado e área de referência de campo sujo, coletados no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, em dezembro de 2019.

Áreas	Telecoprídeos		Paracoprídeos		Endocoprídeos	
	Abundância	Riqueza	Abundância	Riqueza	Abundância	Riqueza
Restaurada sem gado	31	3	1613	16	138	6
Restaurada com gado	41	7	1490	20	259	8
Nativa	114	9	405	18	128	9

Foram encontradas diferenças significativas entre as abundâncias para todas as guildas funcionais avaliadas (telecoprídeos: $X^2 = 15,088$; $gl = 2$; $p = 0,0005294$; endocoprídeos: $X^2 = 5,9942$; $gl = 2$; $p = 0,04993$; e paracoprídeos: $X^2 = 29,754$; $gl = 2$; $p = 3,459e-07$) (Fig. 6). Para os endocoprídeos, essa diferença foi significativa somente entre as áreas em restauração com e sem gado ($Z = -2,39$; $p = 0,0499$), e não significativa entre a área de referência e as áreas em restauração com gado ($Z = 1,64$; $p = 0,304$) e sem gado ($Z = -0,755$; $p = 1,00$) (Fig. 6B). Já para os telecoprídeos e paracoprídeos, essa diferença foi significativa entre a área de referência e as áreas em restauração com gado (T: $Z = -2,41$; $p = 0,0477$; P: $Z = 5,04$; $p = 0,00000138$) e sem gado (T: $Z = -3,84$; $p = 0,000365$; P: $Z = 4,32$; $p = 0,0000464$), mas não significativa entre as áreas em restauração (T: $Z = -1,43$; $p = 0,457$; P: $Z = -0,721$; $p = 0,471$) (Fig. 6A e C).

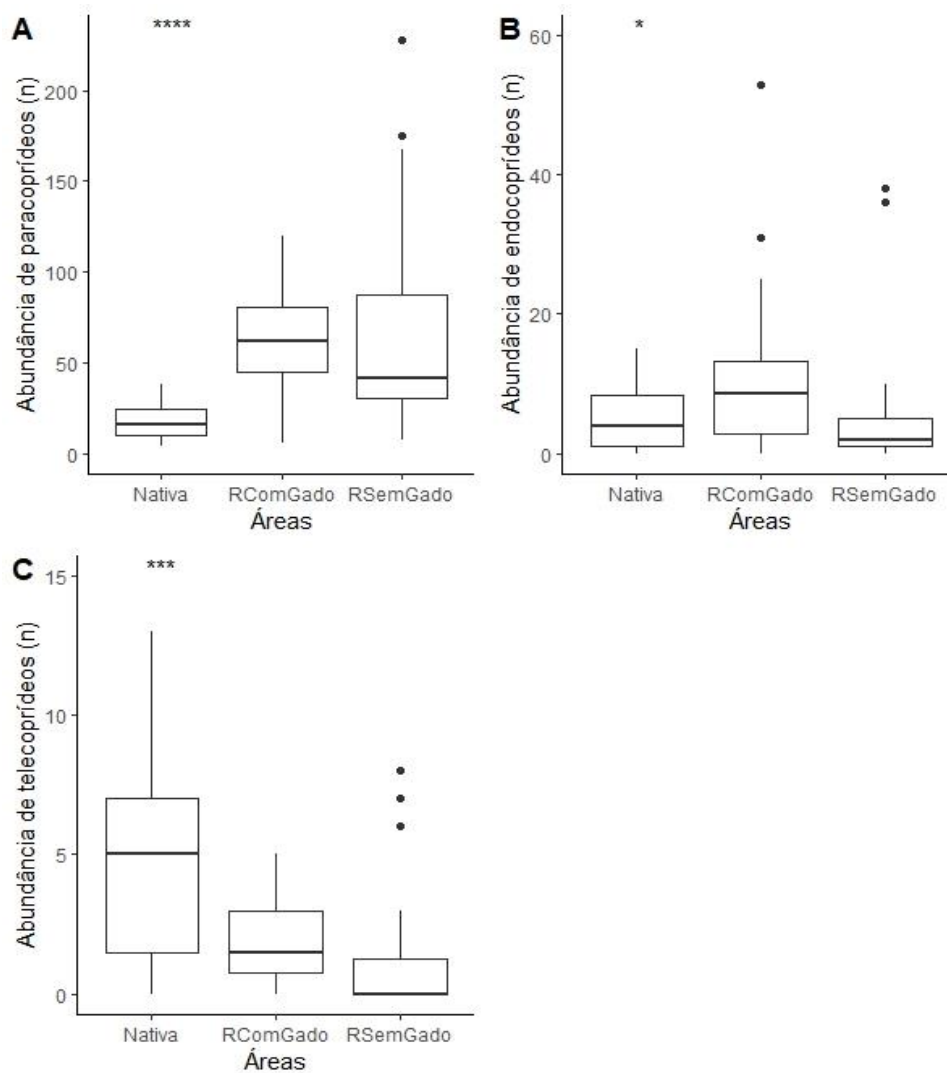


Figura 6. Abundância por ponto das guildas funcionais paracoprídeos (A), endocoprídeos (B) e telecoprídeos (C) de rola-bostas coletados nas áreas em processo de restauração com gado (RComGado), sem gado (RSemGado) e nativa no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros em dezembro de 2019. Foram encontradas diferenças significativas para as três guildas.

Quanto a riqueza, também foram encontradas diferenças significativas em todas as guildas (telecoprídeos: $X^2 = 20,654$; $gl = 2$; $p = 3,274e-05$; endocoprídeos: $X^2 = 6,8875$; $gl = 2$; $p = 0,03195$; e paracoprídeos: $X^2 = 9,1853$; $gl = 2$; $p = 0,01013$) (Fig. 7). Para os telecoprídeos, essa diferença foi significativa apenas entre a área em processo de restauração sem gado e a nativa ($Z = -4,54$; $p = 0,0000165$; sem gado x com gado: $Z = -2,30$; $p = 0,0645$; com gado X nativa: $Z = -2,25$; $p = 0,0742$) (Fig. 7C). Para os endocoprídeos, essa diferença foi encontrada apenas entre a área em restauração com gado e sem gado ($Z = -2,58$; $p = 0,0299$; com gado X nativa: $Z = 1,72$; $p = 0,57$; sem gado x nativa: $Z = -0,859$; $p = 1,000$) (Fig. 7B). Já para os

paracoprídeos, foram encontradas diferenças significativas entre a área de referência e as áreas em restauração com gado ($Z = 2,61$; $p = 0,0270$) e sem gado ($Z = 2,64$; $p = 0,0251$) e não significativa entre as áreas em restauração ($Z = 0,0245$; $p = 1,000$) (Fig. 7A).

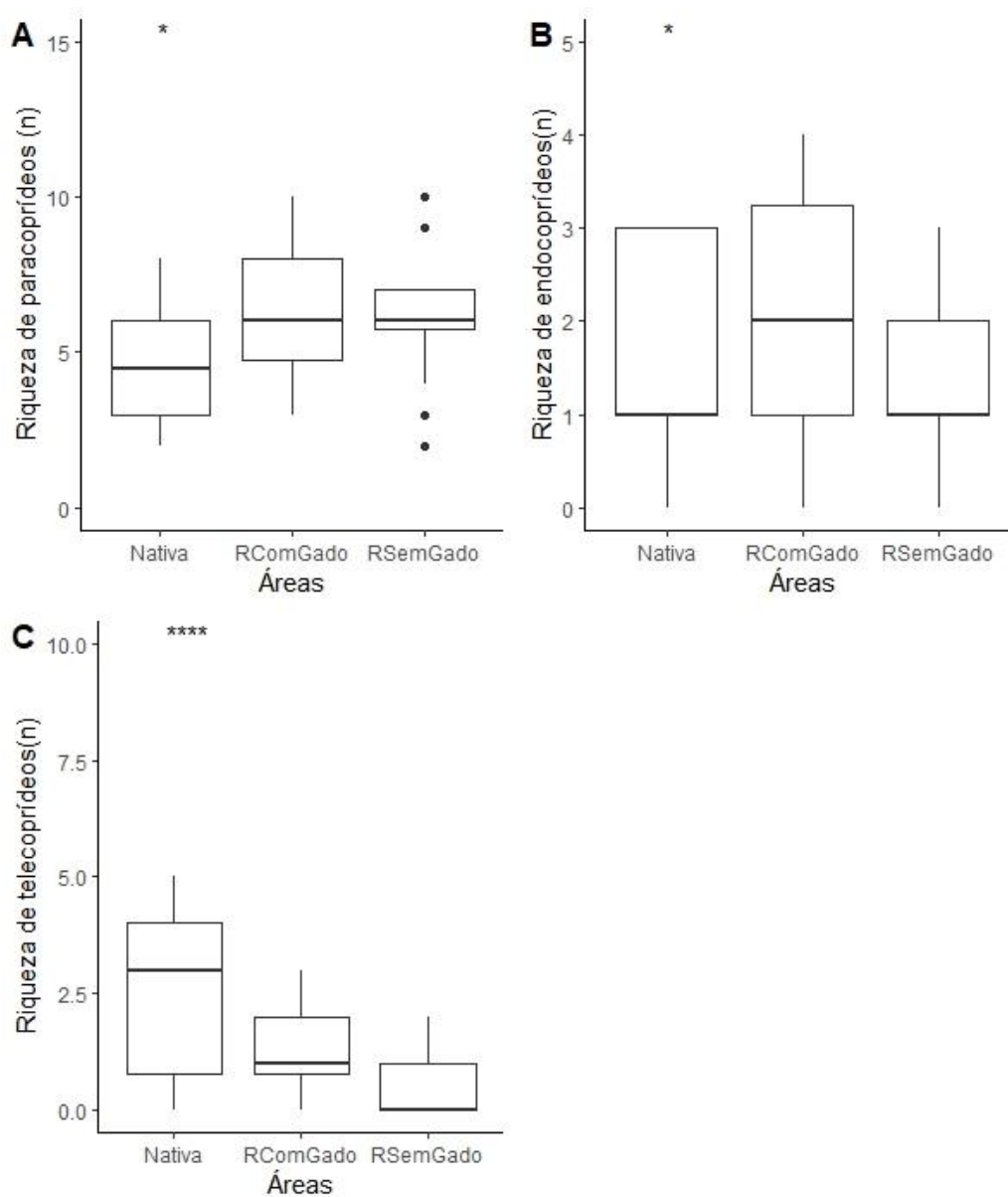


Figura 7. Riqueza por ponto das guildas funcionais paracoprídeos (A), encocoprídeos (B) e telecoprídeos (C) dos rola bostas coletados nas áreas em restauração com gado (RComGado), sem gado (RSemGado) e nativa no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros em dezembro de 2019. Foram encontradas diferenças significativas para as três guildas.

Em relação ao tamanho corporal, o número de espécies pequenas na área em restauração sem gado foi de 20 espécies, 26 na com gado e 24 na nativa. Já a quantidade de espécies grandes foram 8 na área em restauração sem gado, 13 na com gado e 14 na área de referência (Tabela S1). Quanto a biomassa corporal, a área em restauração sem gado foi a que apresentou a maior

biomassa total, com 37,4 g, seguida da área em restauração com gado, com 30 g, e da área de referência, com 23 g (Tabela S1).

Estrutura da vegetação

Cerca de metade da estrutura vegetal da área em restauração sem gado era representada por cobertura verde, composta por espécies exóticas (27,54%) e nativas (25,31%). A outra metade desta estrutura foi representada por palhada seca de espécies exóticas, que cobriam o solo a uma altura similar à altura do estrato, com altura média de 82 cm, e se reflete na quantidade pequena de proporção de solo exposto encontrada na área. Nesta área, cerca de 54,2% das plantas mensuradas eram espécies nativas do Cerrado e 43,75% espécies exóticas (Fig. 8).

Na área em restauração com gado, a maior parte da estrutura era representada por cobertura vegetal por espécies exóticas (77,23%) e pela proporção de palhada (15,54%), que se encontrava ao nível do solo. A cobertura por espécies nativas foi pequena, assim como a proporção de solo exposto. A estrutura apresentou uma altura média de 48,25 cm, onde 79,2% das alturas medidas eram de espécies exóticas e 12,5% de nativas (Fig. 8).

Na área de referência, quase 95% da estrutura vegetal era representada pela proporção de cobertura verde. Apesar de representarem uma baixa proporção, foram encontrados indivíduos de espécies de gramíneas exóticas nesta área. Foi encontrada uma pequena proporção de palhada e de solo de exposto nesta área, e a altura do estrato obteve uma média de 31 cm, onde todos os organismos mensurados eram de espécies nativas (Fig. 8).

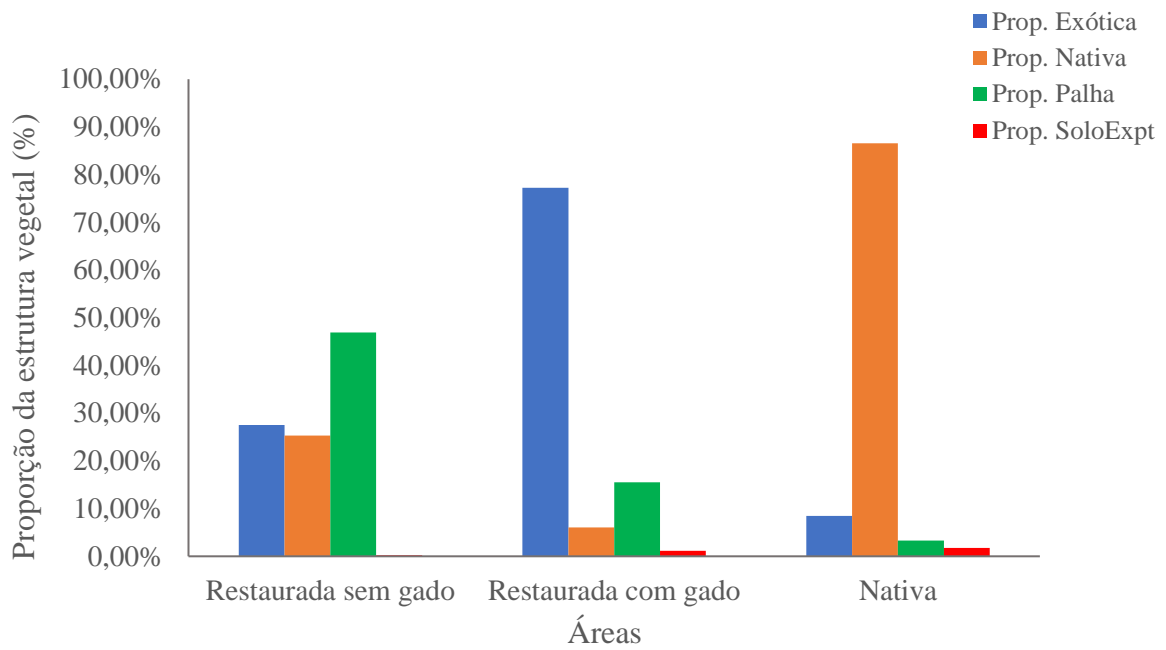


Figura 8. Proporção das variáveis ambientais mensuradas (Proporção de exóticas = Prop. Exótica; Proporção de nativas = Prop. Nativa; Proporção de palhada = Prop. Palha; Proporção de solo exposto = Prop. SoloExpt) nas áreas em processo de restauração com gado e sem gado, e na área de referência (campo sujo) no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros.

DISCUSSÃO

Este é um dos primeiros estudos sobre besouros rola-bostas em áreas em processo de restauração dentro de uma Unidade de Conservação no bioma Cerrado. A restauração ecológica visa auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído (SER International Science and Policy Working Group, 2004). Entretanto, verificamos que as comunidades foram distintas entre as áreas e que, após três anos do início da restauração, as áreas em processo de restauração não recuperaram a comunidade de rola-bostas característica de uma área de referência de campo sujo. Além disso, as áreas em processo de restauração apresentaram maior abundância de rola-bostas, quando comparada à área de referência, concentrada em poucas espécies, principalmente, de tamanho pequeno e de paracoprídeos.

Caracterização da comunidade de rola-bostas em áreas em processo de restauração e referência: composição, diversidade e guildas funcionais

As comunidades de rola-bostas foram distintas entre as áreas em processo de restauração e referência, corroborando, portanto, a nossa hipótese de que as áreas em restauração não iriam suportar uma comunidade de rola-bostas semelhante à da área nativa de Cerrado. A comunidade da área de referência apresentou menor abundância e riqueza elevada, maior número de espécies grandes e de indivíduos telecoprídeos comparado às áreas em restauração.

A mudança no uso da terra e as atividades humanas impactam a biota e os besouros rola-bostas, permitindo a homogeneização da comunidade, onde espécies mais generalistas, em termos alimentares, e de rápido crescimento populacional substituem espécies endêmicas e de crescimento mais lento (McKinney & Lookwood, 1999; Oliveira et al., 2021). Além disso, um padrão observado nos trópicos é a perda de espécies de tamanho corporal grande (Gardner et al., 2008) e o aumento na abundância de algumas espécies pequenas (Nichols et al., 2007; Kunz & Krell, 2011). Esse aumento pode ser explicado por um tipo de compensação, que acarreta na perda de eficiência na prestação de serviços pelos rola-bostas, como a remoção de fezes, já que espécies pequenas apresentam efeitos relativamente menores neste serviço (Andresen, 2003; Nervo et al., 2014; Frank et al., 2017).

As espécies com maior abundância total neste estudo representaram cerca de 79% do total coletado e, apesar de terem sido coletadas em todas as áreas, cerca de 69% destes

indivíduos estavam apenas nas áreas em processo de restauração, e todas foram consideradas espécies pequenas. Isso indica que, apesar dos esforços para a restauração destas áreas, as áreas em processo de restauração ainda apresentam comunidades características de áreas degradadas.

A espécie *T. externepunctatum* é considerada de alta importância para ambientes de pastagens, já que contribui para a desestruturação da massa fecal, devido à alta abundância em que é coletada (Tissiani et al., 2017). Entretanto, foram coletados apenas 5 indivíduos desta espécie durante o estudo. Outra espécie que também é considerada de alta importância para estes ambientes é *D. bos* (Tissiani et al., 2017), que já foi coletada em abundância em outros estudos (Correa et al., 2020; Oliveira et al., 2021), mas apenas um indivíduo foi coletado durante este estudo, somente na área em restauração com gado.

Vale destacar, que a coleta dos dados ocorreu apenas três meses após a introdução do gado na área em restauração, e pode ser que estas espécies ainda estivessem chegando à área, o que pode explicar a baixa abundância. Outro aspecto que deve ser considerado é que, apesar de serem áreas que estão em processo de restauração ecológica, elas estão inseridas em uma representativa e importante Unidade de Conservação do bioma Cerrado e, portanto, rodeadas por áreas nativas e conservadas.

As espécies *O. buculus*, considerada de média importância, *Canthon corpulentus*, *Canthon virens* e *Eutrichillum hirsutum*, consideradas de baixa importância para ambientes de pastagens (Tissiani et al., 2017), também foram coletadas apenas nas áreas de referência e restaurada com gado. De acordo com a Comissão Nacional da Biodiversidade (CONABIO), *Ca. corpulentus* é considerada uma espécie em estado vulnerável a extinção (MMA, 2021a). Isso demonstra a importância das áreas nativas em conservar a diversidade e também de recuperá-la, assim como a importância do gado de talvez possibilitar que esta e outras espécies possam retornar a estas áreas. Também foram encontradas apenas na área em restauração com gado as espécies *Ontherus appendiculatus*, *Canthidium marseuili* e *Trichillum adjunctum*, que também são consideradas de alta e baixa importância para ambientes de pastagens, respectivamente (Tissiani et al., 2017), sendo que *C. marseuili*, é considerada indicadora de pastagens nativas (Almeida & Louzada, 2009).

A espécie *Phanaeus palaeno*, coletada em todas as áreas, mas em maior abundância na área em restauração com gado, é encontrada em áreas campestres e savânicas, e eventualmente em áreas de pastagens cultivadas (Edmonds, 1994; Vaz-de-Melo et al., 2017). Entretanto, em um estudo de sucessão após a retirada do gado de áreas nativas, viu-se que esta espécie só

aparecia após dez anos nestas áreas (Correa et al., 2020), mas foi coletada em todas as áreas, inclusive sendo considerada como indicadora de área em processo de restauração com gado neste estudo. Da mesma forma, a espécie *Chaetodus irregulares* foi encontrada com alta abundância em áreas antropizadas em Brasília-DF, sendo considerada indicadora de área de soja (Oliveira et al., 2021), mas neste estudo foi a única espécie compartilhada exclusivamente entre a área em restauração sem gado e a de referência, e em baixa abundância.

Quanto as guildas funcionais, observamos que a área de referência apresentou maior abundância e riqueza de telecoprídeos, já para os endocoprídeos foi encontrada maior abundância na área em restauração com gado e os paracoprídeos foram coletados com maior abundância e riqueza nas áreas em restauração.

Fezes são recursos efêmeros e de distribuição aleatória no ambiente, e os representantes dos endocoprídeos são competidores menos eficientes, que sofrem com a presença de competidores mais eficientes (Tonelli et al., 2019), o que pode explicar a maior abundância de endocoprídeos coletados nesta área. Da mesma forma, acredita-se que o fato da área em restauração sem gado apresentar uma alta abundância de endocoprídeos e paracoprídeos, é devido a menor riqueza de alguns de seus competidores nesta área, como os telecoprídeos.

Rola-bostas de diferentes guildas funcionais coexistem em um mesmo habitat baseado em uma hierarquia competitiva associada a velocidade de alocação do recurso alimentar, onde os telecoprídeos e paracoprídeos são competidores mais eficientes que os endocoprídeos (Doube, 1990). O processo de alocação de recursos dos telecoprídeos e paracoprídeos tem alto custo energético (Nervo et al., 2021). Já os endocoprídeos com nidificação de baixo custo energético, por não alocarem o recurso, são sensíveis à competição, sendo considerados competidores menos eficientes (Alarcón et al., 2009).

A alta abundância de paracoprídeos nas áreas em processo de restauração pode ter sido reflexo das condições do solo destas áreas. A guilda dos paracoprídeos são influenciadas principalmente por parâmetros ligados a estrutura do solo, devido ao seu comportamento reprodutivo, como textura e umidade do solo (Sowing, 1995), sendo associados à compactação e teor de argila no solo (Silva et al., 2015). Ao preparar as áreas para a semeadura das espécies nativas, as áreas passam por gradagens do solo a fim de descompactá-lo e para controle das GEI (Martins et al., 2011; Andrade, 2019; Sampaio et al., 2019), que pode deixar o solo mais fácil para cavá-lo. Além disso, a área de referência apresentava um solo mais rochoso, enquanto que nas áreas em restauração o solo era mais argiloso.

Estrutura da vegetação em áreas em processo de restauração e referência e sua influência na diversidade de rola-bostas

As restaurações de áreas de savana e campo apresentam alguns obstáculos, como a dispersão e disponibilidade de sementes (Hedberg & Kotowski, 2010), e o complexo mosaico da vegetação, sendo necessário diferentes formas para restaurá-las (Schmidt et al., 2019). Além disso, áreas com pastagem de gado provocam mudanças na estrutura espacial e na composição da vegetação, afetando as condições microclimáticas locais (Edmondson et al., 2016; Listopad et al., 2018). Este aspecto é refletido na vegetação de ambas as áreas em processo de restauração.

Na área restaurada sem o gado, a proporção de exóticas foi menor que na área com gado, o que era compensado pela quantidade de palhada das plantas exóticas. Esta palhada pode abafar as plantas que ainda estão vivas e suprimir o crescimento das espécies nativas. Já a área com gado, ainda apresentou uma alta taxa de cobertura do solo por gramíneas exóticas invasoras. A razão para introduzir o gado em uma destas áreas foi a alta cobertura por gramíneas exóticas invasoras deste local, e o objetivo da introdução era o controle destas pelo gado. Após três meses, o efeito do gado na vegetação foi a redução do tamanho dessas espécies, o que reduziu a deposição de palhada no solo, reduziu a altura do estrato e aumentou o espaço e luz disponíveis, o que pode ter permitido o crescimento de outras espécies.

Cerca de metade da área em restauração sem gado era representada pela proporção de palhada de gramíneas exóticas mortas, que cobriam o solo a uma altura semelhante à altura da planta mais alta medida, que era em média 82 cm. Essa característica pode influenciar o crescimento das plantas, tanto exóticas como nativas, visto a baixa proporção de cobertura verde na área sem gado. Já na área em processo de restauração com gado, apenas uma menor proporção foi representada pela palhada, que se encontrava ao nível do solo. De qualquer forma, ambas as áreas em restauração ainda não recuperaram sua vegetação nativa, o que pode afetar o desenvolvimento das espécies que se desenvolvem no solo, como é o caso dos rola-bostas.

Os besouros rola-bostas nas áreas analisadas apresentaram comunidades de rola-bostas que refletem a degradação desta. As comunidades de rola-bostas são influenciadas pela complexidade da vegetação e do solo (Correa & da Silva, 2022), apresentando alta sensibilidade a mudanças ambientais (Halffter & Arellano, 2002) e, mesmo apenas três meses após a introdução do gado na área, a comunidade de rola-bostas respondeu as mudanças nas condições

ambientais, podendo ser observado um efeito positivo do gado na comunidade de rola-bostas. Portanto, os rola-bostas podem ser utilizados como indicadores do estado da restauração, auxiliando nos estudos e entendimentos dos processos ecológicos, mas também visando a restauração destes besouros, visto seu importante papel ecossistêmico (Nichols et al., 2008; Slade et al., 2016; Piccini et al., 2017) e dependência de outros organismos, como mamíferos (Bogoni et al., 2019).

Uso do gado em áreas de restauração e efeito na comunidade de rola-bostas

Mesmo considerando as semelhanças compartilhadas entre as áreas em processo de restauração, ainda assim foram obtidas três comunidades distintas e, portanto, observado um efeito da presença do gado na comunidade de rola-bostas nesta área. A área em restauração com gado apresentou a maior riqueza, com uma espécie a mais que a área de referência, com mais representantes de outras guildas, como os telecoprídeos, e com espécies de maior tamanho corporal. As diferenças entre as duas áreas em processo de restauração podem ser explicadas por duas mudanças provocadas pela presença do gado: alteração da estrutura vegetal e maior disponibilidade de recursos.

O gado altera a estrutura e composição da comunidade de plantas (Tocco et al., 2013; Listopad et al., 2018), que pode influenciar condições ambientais e afetar diretamente as espécies de rola-bostas (Hanski & Cambefort, 1991; Edmondson et al., 2016). As configurações estruturais dos habitats podem limitar a distribuição de espécies (Tonn, 1990), determinando as assembleias locais de acordo com a resposta das espécies a este filtro ambiental (Heino et al., 2003). Isso se reflete na estrutura das comunidades em parâmetros como composição, abundância e riqueza de espécies (Tonn, 1990; Poff, 1997), e na diversidade funcional (Correa & da Silva, 2022).

Essa diferença provocada pelo gado pode então explicar a maior diversidade encontrada na área com gado, já que a altura e presença da palhada na área sem o gado pode ter dificultado os rola-bostas de chegarem ao recurso e ao solo, como os telecoprídeos, que sofrem influência da estrutura da serapilheira, visto que a translocação do recurso é realizada sobre a superfície do solo (Nichols et al., 2013). A presença do gado em uma área nos alpes italianos, diminuiu a cobertura de arbustos e aumentou a de solo exposto, além de aumentar a diversidade e quantidade de espécies maiores, com consequente efeito nos serviços ecossistêmicos (Tocco et al., 2013).

Além disso, outro fator que pode explicar a maior diversidade encontrada na área em restauração com gado é a maior disponibilidade de recursos, já que as fezes do gado são utilizadas para alimentação e nidificação dos besouros rola-bostas (Louzada & Carvalho e Silva, 2009; Oliveira et al., 2021) e a sua disponibilidade pode influenciar a composição da comunidade (Tonelli et al., 2018).

Por mais perceptível que seja o efeito do gado na comunidade de rola-bostas, as áreas em processo de restauração ainda não conseguiram atingir o seu ponto de referência, após três anos do início deste processo, e não se sabe se e quando estas comunidades irão se assemelhar a comunidade das áreas nativas. Em um estudo no bioma Pantanal, viu-se que, ao retirar o gado de áreas de pastagens nativas, as comunidades de rola-bostas apresentaram um decréscimo na abundância e riqueza por até 10 anos, aumentando após esse tempo até 22 anos, demonstrando o impacto negativo da perda do principal recurso para estas comunidades (Correa et al., 2020).

Este mesmo resultado foi encontrado em outros locais, como na Europa (Fadda et al., 2008; Buse et al., 2015; Tonelli et al., 2018, 2019), que indicaram que a completa remoção do gado resulta em perda de diversidade e de biomassa, e que a colonização de novos pastos ou habitats restaurados por rola-bostas é fortemente dependente do tempo, e pode levar anos para que espécies especialistas voltem a colonizar a área (Buse et al., 2015; Tonelli et al., 2018). No Brasil, em um estudo com rola-bostas em área de restauração de florestas tropicais no bioma Mata Atlântica, viu-se que a comunidade de rola-bostas não conseguiu recuperar a riqueza de espécies e diversidade funcional mesmo após 18 anos (Audino et al., 2014).

A manutenção de pastejo moderado é indicada como uma forma de conservação dos rola-bostas nestas áreas e o abandono total do manejo é desaconselhável (Tonelli et al., 2018), visto que na Europa, muito da fauna de mamíferos já foi perdida. Na área estudada este não parece ser o caso, já que a área está inserida em uma Unidade de Conservação que ainda detém uma quantidade considerável de espécies de mamíferos (MMA, 2021b). Mesmo assim, as comunidades das áreas em restauração ainda não se recuperaram.

Entretanto, mesmo pouco tempo após sua introdução, vê-se que o gado pode ter um papel neste processo, não só para os besouros rola-bostas, mas também para a vegetação, sendo uma ferramenta para manter ou restaurar áreas nativas (Tocco et al., 2013), que poderiam ser convertidas em áreas degradadas (Overbeck et al., 2007). Mas ainda é preciso cautela, a introdução do gado pode provocar a compactação do solo, que favorece espécies que conseguem escavar solos mais duros (Halffter et al., 1992), mas desfavorece espécies que não

se adaptam a esses ambientes, além de poder gerar impactos negativos aos mamíferos nativos (Cao et al., 2016).

São necessários mais estudos para entender a relação dos rola-bostas com mamíferos, para que essas informações sejam consideradas ao planejar o processo de restauração da área, visando uma maior atração destes animais e, conseqüentemente, dos rola-bostas e serviços associados. Entender a relação dos rola-bostas com o gado também é necessário, para avaliarmos como, quando, onde e em quais situações o gado poderá ser utilizado como ferramenta de restauração, além de analisar a quantidade, sexo e manejo do gado que será feito. Pode ser que a comunidade de rola-bostas em áreas de restauração ecológica no Cerrado também demore anos para se recuperar completamente.

Estudos que verifiquem como ocorre a sucessão de rola-bostas ao longo do tempo no Cerrado após a degradação ou distúrbios também são necessários, para identificarmos as comunidades em processo de recuperação, e o que podemos fazer para auxiliar neste processo, mas sabemos que o gado e os besouros rola-bostas podem ser ferramentas para restauração de áreas de Cerrado (Tocco et al., 2013; Almeida et al., 2021).

Ainda temos um longo caminho a percorrer para conseguirmos recuperar o que perdemos nos últimos anos, mas é imprescindível entender o quanto precisamos proteger e conservar a diversidade que temos nas áreas nativas do bioma Cerrado, pois essas áreas suportam comunidades únicas que podem não ser recuperadas caso sejam perdidas.

CONCLUSÕES

As áreas em processo de restauração ecológica ainda não recuperaram a comunidade de rola-bostas característica de uma área de referência de campo sujo. Ambas as áreas em processo de restauração apresentaram grande abundância de indivíduos, concentrados em poucas espécies pequenas e pertencentes, principalmente a guilda funcional dos paracoprídeos. A área de referência apresentou uma menor abundância e riqueza elevada, com mais espécies grandes, além de apresentar maior riqueza e abundância de telecoprídeos. A área em restauração com gado apresentou maior diversidade e similaridade com a área de referência comparado a área em restauração sem gado, o que demonstra um efeito positivo do gado na comunidade de rola-bostas, provocado pela mudança na estrutura da vegetação ou pela maior quantidade e disponibilidade de recursos. Isso demonstra que o gado pode ser utilizado como ferramenta no processo de restauração visando auxiliar na recuperação da comunidade de besouros rola-bostas e na mudança da estrutura da vegetação, mas também reforça a importância de conservarmos e protegermos a diversidade que ainda temos no bioma Cerrado, para tentarmos, ao longo do tempo, recuperar o que já perdemos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alarcón, D. L.; Halffter, G. & Vaz-de-Mello, F. Z. (2009) Nesting behavior in *Trichillum* Harold, 1868 and related genera (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Ateuchini: Scatimina): A primitive process or a loss of nidification? *The Coleopterists Bulletin*, 63(3): 289-297.
- Almeida, S.S.P. & Louzada, J.N.C. (2009) Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do cerrado e sua importância para a conservação. *Neotropical Entomology* 38: 32-43.
- Almeida, H. A.; Antonini, Y.; Tavares Junior, C.; Braga, R. F.; da Silva, P. G. & Beiroz, W. (2021) Dung beetles can sow: the potential of secondary seed dispersers to assist ecological restoration. *Ecological Entomology*, 47(2): 181-191.
- 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(6): 704-710.
- Andrade, A. F. (2019) Efeitos da aplicação de herbicida, manejo de solo e semeadura direta para a restauração de área savânica na Floresta Nacional de Brasília. Dissertação de mestrado, Universidade de Brasília.
- Andresen, E. (2003) Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography*, 26: 87–97.
- Aquino, F.G.; Albuquerque, L.B.; Alonso, A.M.; Lima, J.E.F.W. & Sousa, E.S. (2012) Cerrado: Restauração de Matas de Galeria e Ciliares. Embrapa. Brasília, DF. 40.

Audino, L. D.; Louzada, J. & Comita, L. (2014) Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? *Biological Conservation*, 169: 248-257.

Bogoni, J. A., da Silva, P. G., & Peres, C. A. (2019) Co-declining mammal–dung beetle faunas throughout the Atlantic Forest biome of South America. *Ecography*, 42(11): 1803-1818.

Brudvig, L.A. (2011) The restoration of biodiversity: where has research been and where does it need to go? *American journal of botany*, 98: 549–558.

Bullock, J.M.; Aronson, J.; Newton, A.C.; Pywell, R.F. & Rey-Benayas, J.M. (2011) Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26: 541–549.

Buse, J.; Slachta, M.; Sladeczek, F. X. J.; Pung, M.; Wagner, T. & Entling, M.H. (2015) Relative importance of pasture size and grazing continuity for the long-term conservation of European dung beetles. *Biological Conservation*, 187: 112–119.

Butchart, S.H.M.; Walpole, M.; Collen, B.; van Strien, A.; Scharlemann, J.P.W.; Almond, R.E.A.; Baillie, J.E.M.; Bomhard, B.; Brown, C.; Bruno, J.; Carpenter, K.E.; Carr, G.M.; Carr, J. C.; Chenery, A.M.; Csirke, J.; Davidson, N.C.; Dentener, F.; Foster, M.; Galli, A.; Galloway, J.N.; Genovesi, P.; Gregory, R.D.; Hockings, M.; Kapos, V.; Lamarque, J.; Leverington, F.; Loh, J.; McGeoch, M.A.; McRae, L.; Minasyan, A.; Morcillo, M.H.; Olfield, T.E.E.; Pauly, D.; Quader, S.; Revenga, C.; Sauer, J.R.; Skolnik, B.; Spear, D.; Stanwell-Smith, D.; Stuart, S.N.; Symes, A.; Tierney, M.; Tyreell, T.D.; Vié, J. & Watson, R. (2010) Global biodiversity: indicators of recent declines. *Science*, 328: 1164–1168.

Cabin, R.J.; Weller, S.G.; Lorence, D.H.; Cordell, S.; Hadway, L.J.; Montgomery, R.; Goo, D.; Urakami, A. (2002) Effects of light, alien grass, and native species additions on Hawaiian dry forest restoration. *Ecological Applications*, 12(6): 1595-1610.

Campos, W.H.; Neto, A.M.; Peixoto, H.J.C.; Godinho, L.B. & Silva, E. (2012) Contribuição da fauna silvestre em projetos de restauração ecológica no Brasil. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 32: 429–440.

Cao, C.; Shuai, L.Y.; Xin, X.P.; Liu, Z.T.; Song, Y.L.; Zeng, Z.G. (2016) Effects of cattle grazing on small mammal communities in the Hulunber meadow steppe. *Perr J*, 4: e2349.

Cava, M.G.B.; Pilon, N.A.L.; Ribeiro, M.C. & Durigan, G. (2018) Abandoned pastures cannot spontaneously recover the attributes of old-growth savannas. *Journal of Applied Ecology*, 55(3): 1164-1172.

Correa, C.M. & da Silva, P.G. (2022) Environmental drivers of taxonomic and functional diversity of dung beetles across a chronosequence of tropical grasslands with different cattle grazing removal ages. *Austral Ecology*.

Correa, C. M.; Braga, R. F.; Puker, A.; & Korasaki, V. (2019a) Patterns of taxonomic and functional diversity of dung beetles in a human-modified variegated landscape in Brazilian Cerrado. *Journal of Insect Conservation*, 23(1): 89-99.

Correa, C. M., Braga, R. F., Louzada, J., & Menéndez, R. (2019b). Dung beetle diversity and functions suggest no major impacts of cattle grazing in the Brazilian Pantanal wetlands. *Ecological Entomology*, 44(4): 524-533.

Correa, C.; Audino, L. D.; Holdbrook, R.; Braga, R. F.; Menéndez, R.; & Louzada, J. (2020) Successional trajectory of dung beetle communities in a tropical grassy ecosystem after livestock grazing removal. *Biodiversity and Conservation*, 29(7): 2311-2328.

Correa, C.M.A.; Braga, R.F.; Puker, A. & Korasaki, V. (2019) Patterns of taxonomic and functional diversity of dung beetles in a human-modified landscape in Brazilian Cerrado. *Journal of Insect Conservation*, 23: 89–99.

- Cottam, G. & Curtis, J. T. (1956) The use of distance measures in phytosociological sampling. *Ecology*, 37(3): 451-460.
- Coutinho, A.G.; Alves, M.; Sampaio A.B.; Schmidt, I.B. & Vieira, D.L.M. (2018) Effects of initial functional-group composition on assembly trajectory in savanna restoration. *Applied Vegetation Science*, 22: 61–70.
- Derhé, M. A.; Murphy, H.; Monteith, G. & Menéndez, R. (2016) Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. *Journal of applied ecology*, 53(6); 1714-1724.
- Doube, B.M. (1990) A functional classification for analysis of the structure of dung beetle assemblages. *Ecological Entomology*, 15(4): 371-383.
- Edmonds, W.D. (1994) Revision of *Phanaeus* Macleay, a new world genus of Scarabaeinae dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). *Contributions in Science*, 443: 1-105.
- Edmondson, J.L.; Stott, I.; Davies, Z.G.; Gaston, K.J. & Leake, J.R. (2016) Soil surface temperatures reveal moderation of the urban heat island effect by trees and shrubs. *Scientific Reports*, 6: 1–8.
- Escobar, F.; Halfpeter, G.; Solís, A.; Halfpeter, V. & Navarrete, D. (2008) Temporal shifts in dung beetle community structure within a protected area of tropical wet forest: a 35-year study and its implications for long-term conservation. *Journal of Applied Ecology*, 45: 1584–1592
- Fadda, S.; Henry, F.; Orgeas, J.; Ponel, P.; Buisson, E. & Dutoit, T. (2008) Consequences of the cessation of 3000 years of grazing on dry Mediterranean grassland ground-active beetles assemblage. *Comptes Rendus Biologies*, 331(7): 532-546.

Frank, K., Hülsmann, M., Assmann, T., Schmitt, T. & Blüthgen, N. (2017) Land use affects dung beetle communities and their ecosystem service in forests and grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 243: 114–122.

Frizzas, M.R.; Batista, J.L.; Rocha, M.V. & Oliveira, C.M. (2020) Diversity of Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) in an urban fragment of Cerrado in Central Brazil. *European Journal of Entomology*, 117: 273-281.

Gardner, T.A.; Barlow, J.; Araujo, I.S.; Avila-Pires, T.C.; Bonaldo, A.B.; Costa, J.E.; Esposito, M.C.; Ferreira, L.V.; Hawes, J.; Hernandez, M.I.M.; Hoogmoed, M.S.; Leite, R.N.; Lo-Man-Hung, N.F.; Malcolm, J.R.; Martins, M.B.; Mestre, L.A.M.; Miranda-Santos, R.; Overal, W.L.; Gries, R.; Louzada, J.; Almeida, S.; Macedo, R. & Barlow, J. (2012) Evaluating the impacts and conservation value of exotic and native tree afforestation in Cerrado grasslands using dung beetles. *Insect Conservation and Diversity*, 5(3): 175-185.

Parry, L.; Peters, S.L.; Ribeiro-Junior, M.A.; da Silva, M.N.F.; da Silva Motta, C. & Peres, C.A. (2008) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecological Letters*, 11: 139–150.

Gerlach, J.; Samways, M. & Pryke, J. (2013) Terrestrial invertebrates as bioindicators: an overview of available taxonomic groups. *Journal of Insect Conservation*, 17: 831–890.

Gollan, J. R.; Reid, C. A.; Barnes, P. B.; & Wilkie, L. (2011) The ratio of exotic-to-native dung beetles can indicate habitat quality in riparian restoration. *Insect Conservation and Diversity*, 4(2): 123.

González-Tokman, D., Cultid-Medina, C., Díaz, A., Escobar, F., Ocampo-Palacio, L., & Martínez-Garza, C. (2018) Success or failure: the role of ecological restoration on the recovery of dung beetle diversity and function in a tropical rainforest. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 89(1): 232-242.

- Halffter, G. & Arellano, L. (2002) Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. *Biotropica*, 34(1): 144-154.
- Halffter, G. & Edmonds, W.D. (1982) The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): an ecological and evolutive approach. Instituto de Ecología: D.F, México.
- Halffter, G.; Favila, M. E. & Halffter, V. (1992) A comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican tropical rain forests and derived ecosystems. *Folia Entomológica Mexicana*, 84: 131-156.
- Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001) PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9pp.
- Hanski, I. & Cambefort, Y. (1991) *Dung Beetle Ecology*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- He, F. & Gaston, K.J. (2000) Estimating species abundance from occurrence. *The American Naturalist*, 156: 553-559.
- Hedberg, P. & Kotowski, W. (2010) New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation*, 18: 304–308.
- Heino, J.; Muotka, T.; Mykrä, H.; Paavola, R.; Hämäläinen, H. & Koskenniemi, E. (2003) Defining macroinvertebrate assemblage types of headwater streams: implications for bioassessment and conservation. *Ecological applications*, 13(3): 842-852.
- Hernández, M. I., Barreto, P. S., Costa, V. H., Creao-Duarte, A. J., & Favila, M. E. (2014) Response of a dung beetle assemblage along a reforestation gradient in Restinga forest. *Journal of Insect Conservation*, 18(4): 539-546.

- Hill, C. (1996) Habitat specificity and food preferences of an assemblage of tropical Australian dung beetles. *Journal of Tropical Ecology*, 12(4): 449-460.
- Jordan, W. R., Jordan III, W. R., Gilpin, M. E., & Aber, J. D. (Eds.). (1990) *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19(3): 707-713.
- Klink, C.A. & Moreira, A.G. (2002) Past and current human occupation, and land use. *The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a neotropical savanna*, 69-88.
- Kottek, M.; Grieser, J.; Beck, C.; Rudolf, B. & Rubel, F. (2006). World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15: 259–263.
- Kunz, B.K. & Krell, F.T. (2011) Habitat differences in dung beetle assemblages in an African savanna-forest ecotone: implications for secondary seed dispersal. *Integrative Zoology*, 6: 81–96.
- Larsen, T. H., & Forsyth, A. (2005) Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 37(2): 322-325.
- Lehmann, C.E.R. & Parr, C.L. (2016) Tropical grassy biomes: linking ecology, human use and conservation. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 371: 20160329.
- Link, A.; Kobiela, B.; DeKeyser, S. & Huffington, M. (2017) Effectiveness of burning, herbicide, and seeding toward restoring rangelands in southeastern North Dakota. *Rangeland Ecology & Management*, 70(5): 599-603.
- Listopad, C.M.C.S.; Köbel, M.; Príncipe, A.; Gonçalves, P. & Branquinho, C. (2018) The effect of grazing exclusion over time on structure, biodiversity, and regeneration on high nature value farmland ecosystems in Europe. *Science of The Total Environment*, 610–611:926–936.

- Louzada, J. N. & Carvalho e Silva, P. R. (2009) Utilisation of introduced Brazilian pastures ecosystems by native dung beetles: diversity patterns and resource use. *Insect Conservation and Diversity*, 2(1): 45-52.
- Macedo, R.; Audino, L. D.; Korasaki, V. & Louzada, J. (2020) Conversion of Cerrado savannas into exotic pastures: the relative importance of vegetation and food resources for dung beetle assemblages. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 288: 106709.
- Machado, R. B.; Ramos Neto, M. B.; Pereira, P. G. P.; Caldas, E. F.; Gonçalves, D. A.; Santos, N. S.; Tabor, K.; Steininger, M. (2004) Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico. 23.
- Majer, J.D., (2009) Animals in the restoration process—progressing the trends. *Restoration Ecology*, 17: 315–319.
- MapBiomas (2017) Coleção v3. 1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <<http://mapbiomas.org/infograficos-2018/cerrado-a.jpg>> Acessado em novembro de 2021.
- Martha, G. B. & Vilela, L. (2002) Pastagens no cerrado: baixa produtividade pelo uso limitado de fertilizantes. Embrapa Cerrados-Documents (INFOTECA-E).
- Martins, C.R.; Hay, J.D.V.; Walter, B.M.T.; Proença, C.E.B. & Vivaldi, L.J. (2011) Impacto da invasão e do manejo do capim-gordura (*Melinis minutiflora*) sobre a riqueza e biomassa da flora nativa do Cerrado sentido restrito. *Brazilian Journal of Botany*, 34: 73-90.
- McGeoch, M.A.; Rensburg, B.J.Van. & Botes, A. (2002) The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology* 39: 661–672.

McKinney, M.L. & Lockwood, J.L. (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, 14: 450–453.

MEA. Millennium Ecosystem Assessment. (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Biodiversity Synthesis*. Washington, D.C.: World Resour. Inst

MMA. Ministério do Meio Ambiente. (2021a) Resolução CONABIO nº8. Comissão Nacional da Biodiversidade. Disponível em: < <https://www.gov.br/mma/pt-br/assuntos/biodiversidade/comissao-nacional-da-biodiversidade/resolucoes-conabio-vigentes-1>>. Acessado em março de 2022.

MMA. Ministério do Meio Ambiente – Instituto Chico Mendes de Conservação da biodiversidade. (2021b) Plano de Manejo do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Disponível em: < https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado/lista-de-ucs/parna-da-chapada-dos-veadeiros/arquivos/Plano_de_Manejo_9730998_PM_VERSAO_FINAL_PNCV_2021_10_01_versao_final_pos_portaria.pdf> Acessado em março de 2022.

Morón, M. A. (2010). Diversidad y distribución del complejo “gallina ciega” (Coleoptera: Scarabaeoidea). *Plagas del suelo*. Mundi-Prensa, México, 41-63.

Myers, N., Mittermeier, R.A.; Mittermeier, C.G.; Fonseca, G.A.B. da & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403: 853-858.

Nervo, B.; Tocco, C.; Caprio, E.; Palestini, C. & Rolando, A. (2014). The effects of body mass on dung removal efficiency in dung beetles. *PLoS One*, 9(9): e107699.

Nervo, B.; Roggero, A.; Chamberlain, D.; Caprio, E.; Rolando, A. & Palestini, C. (2021) Physiological, morphological and ecological traits drive desiccation resistance in north temperate dung beetles. *BMC Zoology*, 6(1): 1-13.

- Nichols, E.; Larsen, T.; Spector, S.; Davis, A.L.; Escobar, F.; Favila, M. & Vulinec, K. (2007) Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 137: 1–19.
- Nichols, E.; Spector, S.; Louzada, J.; Larsen, T.; Amezquita, S. & Favila, M.E. (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141(6): 1461-1474.
- Nichols, E.; Uriarte, M.; Bunker, D.E.; Favila, M.E.; Slade, E.M.; Vulinec, k.; Larsen, T., Vaz-de-Mello, F.Z., Louzada, J.; Naeem, S. & Spector, S.H. (2013) Trait-dependent response of dung beetle populations to tropical forest conversion at local and regional scales. *Ecology* 94: 180-189.
- Ocampo, F. C. (2006). Phylogenetic analysis of the Scarab family Hybosoridae and monographic revision of the new world subfamily Anaidinae (Coleoptera: Scarabaeoidea). *Bulletin of the University of Nebraska State Museum*, 19: 3–6.
- Oliveira, V.H.F.; Souza, J.G.M.; Vaz-de-Mello, F.Z.; Neves, F.S. & Fagundes, M. 2011. Variação na fauna de besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabainae) entre habitats de cerrado, mata seca e mata ciliar em uma região de transição Cerrado – Caatinga no norte de Minas Gerais. *MG. Biota*, 4: 4-16.
- Oliveira, Y. F., Oliveira, C. M., & Frizzas, M. R. (2021). Changes in land use affect dung beetle communities but do not affect ecosystem services in the Cerrado of Central Brazil. *Ecological Entomology*, 46(4): 973-987.
- Overbeck, G.E.; Muller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.D., Blanco, C.C.; Boldrini, I.I.; Both, R. & Forneck, E.D. (2007) Brazil's neglected biome: the South Brazilian Campos. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 9: 101–116.

Palma, A.C. & Laurance, S.G.W. (2015) A review of the use of direct seeding and seedling plantings in restoration: what do we know and where should we go? *Applied Vegetation Science*, 18: 561–568.

Parr, C. L., Lehmann, C. E., Bond, W. J., Hoffmann, W. A., & Andersen, A. N. (2014) Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology & Evolution*, 29(4): 205-213.

Pellizzaro, K. F.; Cordeiro, A.O.O.; Alves, M., Motta, C.P.; Rezende, G.M.; Silva, R.R.P., Ribeiro, J.F.; Sampaio, A.B., Vieira, D.L.M. & Schmidt, I.B. (2017) “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian Journal of Botany*, 40(3): 681-693.

Piccini, I., Arnieri, F., Caprio, E., Nervo, B., Pelissetti, S., Palestrini, C.; Roslin, T. & Rolando, A. (2017) Greenhouse gas emissions from dung pats vary with dung beetle species and with assemblage composition. *PLoS One*, 12: e0178077.

Poff, N.L. (1997) Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391-409.

Posada, J. M.; Aide, T. M. & Cavelier, J. (2000). Cattle and weedy shrubs as restoration tools of tropical montane rainforest. *Restoration Ecology*, 8(4): 370-379.

Pykälä, J. (2003) Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity & Conservation*, 12(11): 2211-2226.

R Development Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>. Accessed on: 20/10/2019.

- Ratter, J.A.; Bridgewater, S. & Ribeiro, J.F. (2003) Analysis of the floristic composition of the Brazilian Cerrado vegetation. III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany*, 60(1): 57–109.
- Raupp, P.P.; Ferreira, M.C.; Alves, M.; Campos-Filho, E.M; Sartorelli, P.A.R.S.; Consolaro, H.N. & Vieira, D.L.M. (2020) Direct seeding reduces the costs of tree planting for forest and savana restoration. *Ecological Engineering*, 148: 105788.
- Ribeiro, J.F. & Walter, B.M.T. (2008) As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP, Ribeiro JF (eds) *Cerrado: Ecologia e flora*. Embrapa, Brasília, Brazil.
- Rodrigues, R. R., Lima, R. A., Gandolfi, S., & Nave, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. *Biological*, 142(6): 1242-1251.
- Rosa, A. & Marca, L. (2009) *Plano de Manejo Do Parque Nacional Da Chapada Dos Veadeiros* (ed ICMBio/MMA). Brasília/DF.
- Sampaio, A. B.; Vieira, D. L.; Holl, K. D.; Pellizzaro, K. F.; Alves, M.; Coutinho, A. G.; Cordeiro, A.; Ribeiro, J. F. & Schmidt, I. B. (2019.) Lessons on direct seeding to restore Neotropical savanna. *Ecological Engineering*, 138: 148-154.
- Sánchez-Bayo, F. & Wyckhuys, K. A. (2019) Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27.
- Sano, E. E; Rosa, R.; Scaramuzza, C.A.M.; Adami, M.; Bolfe, E.L.; Coutinho, A.C.; Esquerdo, J.C.D.M.; Maurano, L.E.P.; Narvaes, I.S.; Oliveira Filho, F.J.B.; Silva, E.B.; Victoria, D.C.; Ferreira, L.G.; Brito, J.L.S.; Bayma, A.P.; Oliveira, G.H. & Bayma-Silva, G. (2019) Land use dynamics in the Brazilian Cerrado in the period from 2002 to 2013. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 54: 1-5.

SCBD. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. (2010) Global Biodiversity Outlook 3. Montréal, 94 pages.

Schmidt, I.B.; Ferreira, M.C.; Sampaio, A.B.; Walter, B.M.T.; Vieira, D.L.M. & Holl, K.D. (2019) Tailoring restoration interventions to the grassland-savanna-forest complex in central Brazil. *Restoration Ecology*, 27(5): 942-948.

SER, Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. (2004) The SER International Primer on Ecological Restoration. www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Silva, P.G., & Audino, L.D. (2011) Escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) atraídos a diferentes iscas em campo nativo de Bagé, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, 13 (1, 2, 3).

Silva, P.G. & Hernández, M.I.M. (2015) Scale-dependence of processes structuring dung beetle metacommunities using functional diversity and community deconstruction approaches. *PlosOne*, 10(3): e0123030.

Silva, R.J.; Ribeiro, H.V.; Souza, M.F. & Vaz-de-Mello, F.Z. (2015) Influência da granulometria do solo na estrutura de guildas funcionais de besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) em florestas semidecíduais no estado do Mato Grosso, Brasil. *Bioscience Journal*, 31: 601-612.

Slade, E.M.; Riutta, T.; Roslin, T. & Tuomisto, H.L. (2016) The role of dung beetles in reducing greenhouse gas emissions from cattle farming. *Scientific Reports*, 6: 18140.

Sowig, P. (1995) Habitat selection and offspring survival rate in three paracoprid dung beetles: the influence of soil type and soil moisture. *Ecography*, 18: 147-154.

Spector, S. (2006) Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. *The Coleopterists Bulletin* 60: 71–83.

Sullivan, C.D.; Slade, E.M.; Bai, M.; Shi, K. & Riordan, P. (2018) Evidence of forest restoration success and the conservation value of community-owned forests in Southwest China using dung beetles as indicators. *PloS one*, 13(11): e0204764.

Tissiani, A.S.O.; Vaz-de-Mello, F.Z. & Campelo-Júnior, J. H. (2017) Besouros rola-bostas das pastagens brasileiras e chave para identificação dos gêneros (Coleoptera: Scarabaeidae). *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 52(6): 401-416.

Tocco, C.; Probo, M.; Lonati, M.; Lombardi, G.; Negro, M.; Nervo, B.; Rolando, A. & Palearini, C. (2013). Pastoral practices to reverse shrub encroachment of sub-alpine grasslands: dung beetles (Coleoptera, Scarabaeoidea) respond more quickly than vegetation. *PLoS One*, 8(12): e83344.

Tonelli, M.; Verdú, J.R. & Zunino, M.E. (2018) Effects of progressive abandonment of grazing on dung beetles biodiversity: body size matters. *Biodiversity and Conservation*, 27: 189–204.

Tonelli, M.; Verdú, J.R. & Zunino, M. (2019) Grazing abandonment and dung beetle assemblage composition: Reproductive behaviour has something to say. *Ecological Indicators*, 96: 361-367.

Tonn, W.M. (1990) Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society*, 119: 337-352.

Vaz-de-Mello, F.Z.; Bavutti, L.L.O.; Flechtmann, C.A.H.; Puker, A. & Correa, C.M.A. (2017) Lista de espécies dos Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) do Estado de Mato Grosso do Sul. Brasil. *Ilheringia Série Zoologia*, 107: e2017120.

Vaz-de-Mello, F.Z.; Edmonds, W.D.; Ocampo, F.C. & Schoolmeesters P. 2011. A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa*, 2854: 1-73.

Veldman, J. W.; Buisson, E.; Durigan, G.; Fernandes, G.W.; Stradic, S.L.; Mahy, G.; Negreiros, D.; Overbeck, G.E.; Veldman, R.G.; Zaloumis, N.P.; Putz, F.E.; Bond, W.J. (2015) Toward an old-growth concept for grasslands, savannas, and woodlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(3): 154-162.

Tabela S1. Espécies e guildas funcionais (telecoprídeos, paracoprídeos e endocoprídeos de besouros rola-bostas (Scarabaeinae, Aphodiinae e Anaidinae) coletados com pitfalls iscados com fezes humanas em áreas restauradas com gado, sem gado e área nativa (campo sujo) no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros/GO, em dezembro de 2019.

Espécies	Abundância				Tamanho médio (mm)				Peso médio (g)				Guilda Funcional
	Rest. Sem gado		Rest. Com gado		Rest. Sem Gado		Rest. Com Gado		Rest. Sem Gado		Rest. Com Gado		
	Rest. Sem gado	Rest. Com gado	Nativa	Rest. Sem Gado	Rest. Com Gado	Nativa	Rest. Sem Gado	Rest. Com Gado	Nativa	Rest. Sem Gado	Rest. Com Gado	Nativa	
Scarabaeinae (Scarabaeidae)													
<i>Agamopus viridis</i>	1	7	15	5,35	4,78	5,08	0,009	0,004	0,006	0,006	0,004	0,006	Telecoprídeo
<i>Anisocanthon</i> sp	0	0	2	-	-	9,12	-	-	0,028	0,028	-	0,028	Telecoprídeo
<i>Ateuchus aff. ovalis</i>	1	0	0	5,78	-	-	0,010	-	-	-	-	-	Paracoprídeo
<i>Besourensa</i> sp.	80	119	104	2,57	2,53	2,861	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	Endocoprídeo
<i>Canthidium aff. barbaticum</i>	855	340	238	6,56	6,55	6,51	0,010	0,009	0,009	0,009	0,009	0,009	Paracoprídeo
<i>Canthidium aff. impressum</i>	1	0	1	7,43	-	7,59	0,012	-	0,015	0,015	-	0,015	Paracoprídeo
<i>Canthidium decoratum</i>	251	352	44	8,30	8,50	8,43	0,013	0,016	0,017	0,017	0,016	0,017	Paracoprídeo
<i>Canthidium marseuli</i>	0	1	0	-	8,78	-	-	0,028	-	-	0,028	-	Paracoprídeo
<i>Canthidium multipunctatum</i>	32	4	1	4,48	4,58	4,29	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	0,004	Paracoprídeo
<i>Canthidium</i> sp.1	300	596	13	3,85	3,90	3,98	0,005	0,004	0,008	0,008	0,004	0,008	Paracoprídeo
<i>Canthidium</i> sp.2	44	2	5	4,82	4,61	4,15	0,005	0,005	0,006	0,006	0,005	0,006	Paracoprídeo
<i>Canthidium</i> sp.3	0	2	0	-	4,91	-	-	0,004	-	-	0,004	-	Paracoprídeo
<i>Canthon aff. octodentatus</i>	5	22	7	6,16	5,90	7,00	0,008	0,006	0,010	0,010	0,006	0,010	Telecoprídeo
<i>Canthon aff. pilulliformis</i>	25	0	0	4,25	-	-	0,004	-	-	-	-	-	Telecoprídeo
<i>Canthon aff. unicolor</i>	0	1	4	-	10,49	10,19	-	0,020	0,025	0,025	0,020	0,025	Telecoprídeo
<i>Canthon corpulentus</i>	0	4	43	-	12,61	12,00	-	0,063	0,058	0,058	0,063	0,058	Telecoprídeo
<i>Canthon virens</i>	0	2	2	-	8,83	7,1	-	0,019	0,015	0,015	0,019	0,015	Telecoprídeo

Tabela S1. Continuação

Espécies	Abundância				Tamanho médio (mm)				Peso médio (g)				Guilda		
	Rest. Sem		Rest. Com		Rest. Sem		Rest. Com		Rest. Sem		Rest. Com			Nativa	Funcional
	gado	gado	gado	gado	gado	gado	gado	gado	gado	gado	gado				
<i>Cantonella</i> sp.1	3	7	0	3,64	3,52	-	0,004	0,003	-	0,003	-	-	Desconhecido		
<i>Deltochilum elevatum</i>	0	0	8	-	-	17,65	-	-	-	-	0,275	-	Telecoprídeo		
<i>Deltochilum</i> sp.1	0	4	12	-	11,93	12,35	-	0,071	-	0,071	0,076	-	Telecoprídeo		
<i>Dendropaemon convexus</i>	1	0	0	13,53	-	-	0,050	-	-	-	-	-	Desconhecido		
<i>Dichotomius bicipis</i>	2	1	2	17,41	15,67	14,81	0,240	0,130	0,130	0,130	0,125	-	Paracoprídeo		
<i>Dichotomius bos</i>	0	2	0	-	21,34	-	-	0,259	-	0,259	-	-	Paracoprídeo		
<i>Dichotomius lycas</i>	3	4	7	17,04	18,84	18,43	0,118	0,171	0,171	0,171	0,163	-	Paracoprídeo		
<i>Eutrichillum hirsutum</i>	0	17	1	-	3,74	4,02	-	0,003	-	0,003	0,003	-	Endocoprídeo		
<i>Genieridium cryptops</i>	3	6	3	4,4	4,56	4,52	0,007	0,006	0,006	0,006	0,007	-	Endocoprídeo		
<i>Ontherus appendiculatus</i>	0	1	0	-	9,6	-	-	0,025	-	0,025	-	-	Paracoprídeo		
<i>Onthophagus buculus</i>	0	7	7	-	5,96	6,58	-	0,006	-	0,006	0,008	-	Paracoprídeo		
<i>Onthophagus ptox</i>	8	104	28	5,72	5,61	5,63	0,006	0,005	0,005	0,005	0,006	-	Paracoprídeo		
<i>Oxysternon palemo</i>	88	21	37	15,77	16,96	16,91	0,174	0,200	0,200	0,200	0,198	-	Paracoprídeo		
<i>Phanaeus kirbyi</i>	0	0	2	-	-	15,33	-	-	-	-	0,097	-	Paracoprídeo		
<i>Phanaeus palaeno</i>	6	17	2	14,93	15,10	15,43	0,124	0,106	0,106	0,106	0,111	-	Paracoprídeo		
<i>Sulcophanaeus menelas</i>	5	13	11	22,37	20,96	20,19	0,323	0,229	0,229	0,229	0,225	-	Paracoprídeo		
<i>Trichillum adjunctum</i>	0	5	0	-	4,26	-	-	0,003	-	0,003	-	-	Endocoprídeo		

Tabela S1. Continuação

Família/subfamília/espécies	Abundância				Tamanho médio (mm)				Peso médio (g)				Guilda Funcional	
	Rest. Sem gado		Rest. Com gado		Rest. Sem gado		Rest. Com gado		Rest. Sem gado		Rest. Com gado			Nativa
	Rest. Sem gado	Rest. Com gado	Nativa	Rest. Sem gado	Rest. Com gado	Nativa	Rest. Sem gado	Rest. Com gado	Nativa	Rest. Sem gado	Rest. Com gado			
<i>Trichillum externepunctatum</i>	0	4	1	-	3,45	3,48	-	0,002	0,001	0,002	0,001	0,001	Endocoprídeo	
<i>Trichillum heydeni</i>	0	1	1	-	4,68	4,53	-	0,005	0,004	0,005	0,004	0,004	Endocoprídeo	
<i>Uroxys aff. corporaali</i>	17	4	37	4,99	4,86	4,97	0,007	0,006	0,007	0,006	0,007	0,007	Desconhecido	
<i>Uroxys</i> sp1	327	228	109	3,30	3,14	3,42	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	Desconhecido	
Aphodiinae (Scarabaeidae)														
<i>Ataenius</i> sp.1	44	111	2	3,96	4,03	3,79	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	0,003	Endocoprídeo	
<i>Ataenius</i> sp.2	0	0	1	-	-	4,27	-	-	0,005	-	0,005	0,005	Endocoprídeo	
<i>Ataenius</i> sp.3	1	0	0	2,84	-	-	0,004	-	-	-	-	-	Endocoprídeo	
<i>Gonaphodioides</i> sp.	0	1	13	-	3,23	3,58	-	0,001	0,004	0,001	0,004	0,004	Endocoprídeo	
<i>Platytomus</i> sp.	9	0	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-	Endocoprídeo	
Anaidinae (Hybosoridae)														
<i>Chaetodus irregularis</i>	2	0	1	4,66	0	5,68	0,005	-	0,002	-	0,002	0,002	Endocoprídeo	
<i>Chaetodus noirregularis</i>	2	1	4	4,68	4,71	4,55	0,003	0,002	0,003	0,002	0,003	0,003	Endocoprídeo	
Total	2130	2029	793											