

Universidade Federal de São João del-Rei

Departamento de Ciências Naturais

Programa de Pós-Graduação em Ecologia

Efeito da substituição da vegetação de Caatinga e Cerrado sobre a
diversidade funcional de escarabeíneos

Glauco Cássio de Sousa Oliveira

São João del-Rei

2017

Glauco Cássio de Sousa Oliveira

Efeito da substituição da vegetação de Caatinga e Cerrado sobre a diversidade funcional de escarabéneos

Orientadora: Dra. Letícia Maria Vieira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

São João del-Rei

2017

Nome: Glauco Cássio de Sousa Oliveira

Título: Efeito da substituição da vegetação de caatinga e cerrado sobre a diversidade funcional de escarabeíneos.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal de São João del-Rei, como requisito parcial à obtenção do título de mestre.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dra. Letícia Maria Vieira (Orientadora)

Universidade Federal de São João del-Rei

Assinatura:

Prof. PhD. Wallace Beiroz Imbrosio da Silva (membro titular)

Universidade Federal de Minas Gerais

Assinatura:

Prof. Dr. André Flávio Soares Ferreira Rodrigues (membro titular)

Universidade Federal de São João del-Rei

Assinatura:

Prof. Dr. Julio Neil Cassa Louzada (membro suplente)

Universidade Federal de Lavras

Assinatura:

Financiamentos:



Apoio e Colaborações



Agradecimentos:

Agradeço e dedico, primeiramente, à minha família pelo apoio neste período tão importante de minha vida.

À Letícia, minha orientadora, pela oportunidade, ensinamentos e paciência nesses dois anos de mestrado.

Ao pessoal do PGE, professores (Letícia, Tati, André, Fernando, Andrey, Sobral) e amigos de curso (Nathália, Juliana, Elismara, Rafael, Álvaro, Paloma e Carol).

À UFSJ que tem sido minha segunda casa desde a graduação.

Ao Julio e todo pessoal do LECIN, especialmente: Rafa, Rodrigo, Wallace, Lívia, pela oportunidade e por estarem sempre dispostos a ajudar.

À FAPEMIG pela bolsa de estudos, sem a qual seria muito difícil chegar aqui.

E a todos de que alguma forma contribuíram para que eu concluísse essa etapa.

Sumário

Resumo	7
Abstract	8
Introdução	9
Referencial Teórico	12
Ameaças aos Domínios fitofisionômicos do Cerrado e Caatinga	14
Cerrado	14
Caatinga	15
Medidas de Biodiversidade Taxonômica vs. Funcional	16
Estudos da biodiversidade do Cerrado e Caatinga	20
Besouros Escarabaeíneos como Bioindicadores	21
Material e Métodos.....	23
Área de Estudo.....	23
Desenho amostral	25
Coleta de Variáveis Ambientais	27
Caracterização Funcional das Comunidades	29
Análise de Dados	31
Resultados	32
Discussão	34
Conclusão	40
Referências Bibliográficas	41
Anexos	52

Resumo

A demanda por alimentos e recursos naturais em decorrência do crescimento exponencial que a população humana experimentou principalmente nos últimos dois séculos tem sido uma importante ameaça às comunidades naturais. Cada vez mais os habitats estão sendo destruídos, degradados e modificados pelas atividades antrópicas. Logo, muitas espécies estão sendo extintas ou seriamente ameaçadas. As consequências da perda da biodiversidade trazem prejuízos não somente para os ecossistemas como também tem implicações para a própria população humana. Os besouros escarabeíneos são sensíveis a essas alterações e portanto podem ser utilizadas como ferramentas bioindicadoras. Uma das formas de investigar as implicações dessas ações é a chamada medida de diversidade funcional que considera *Traits* das espécies que estão relacionados ao funcionamento dos ecossistemas. O objetivo desse trabalho foi investigar como a conversão de habitats nativos (Cerrado e Caatinga) em pastagens com e sem manejo afeta a diversidade funcional de besouros escarabeíneos. Para tanto, foram calculados quatro índices de biodiversidade funcional: FRic (Riqueza funcional); FEve (Equitabilidade funcional); FDiv (Divergência funcional) e FDis (Dispersão funcional). FRic foi menor nas pastagens manejadas do que nos habitats nativos e nas pastagens não manejadas, que conservam pequenos arbustos; FDiv também foi menor nas pastagens manejadas em relação aos habitats nativos. Já FDis e FEve não apresentaram diferenças significativas entre os sistemas investigados. Portanto, a conversão de Cerrado e Caatinga em pastagens, afetou negativamente a diversidade funcional de besouros escarabeíneos nos habitats com maior grau de alteração (pastagens manejadas), mas não teve o mesmo efeito nas pastagens não manejadas. Estes resultados reforçam que a vegetação em regeneração sobre a pastagem contribuem para o aumento da diversidade funcional dos escarabeíneos. Concluiu-se que pastagens não manejadas, nas quais crescem espécies vegetais nativas de Cerrado e Caatinga, têm maior valor de conservação para besouros escarabeíneos do que aquelas constatemente manejadas.

Palavras-chave: Scarabaeinae, traços funcionais, uso da terra, valor de conservação, pastagens.

Abstract

The demand for food and natural resources has been a continuous important threat to the natural communities, as a result of the exponential growth of human over the last two centuries. Many habitats are being destroyed, degraded or modified by anthropogenic activities. Consequently, many species are being extinct and many others are seriously threatened. The biodiversity decline harms not only the natural ecosystems but also the human population itself. Dung beetles are sensitive organisms to the habitat changes and, therefore, can be used as biological indicators. One of the approaches to assess these consequences is the functional diversity, which considers the species' traits related to the ecosystems functioning. (Inverter essas duas sentenças também) We aimed to evaluate how the conversion of native habitats (Cerrado and Caatinga) into pastures with or without management affects the functional diversity of dung beetles. We calculated four functional biodiversity indices: FRic (functional richness), FEve (functional equitability), FDiv (functional divergence) and FDis (functional dispersion). Fric was lower in managed pastures than in native habitats and in unmanaged pastures, which present small shrubs, FDiv was also lower in managed pastures in relation to the native habitats. FDis and FEve did not show differences among the studied systems. Thus, the conversion of both Cerrado and Caatinga into pastures negatively affected the dung beetles functional diversity in the most modified habitat (managed pastures) but did not have effects on unmanaged pastures. Our findings reinforce that the vegetation recovering on pastures contributes to the increasing of dung beetles functional diversity. In conclusion, the unmanaged pastures whose grow up native plant species from the Cerrado and Caatinga have a higher conservation value for the dung beetles than those constantly managed.

Keywords: Scarabaeinae, Functional traits, Land use, Conservation value, Pastures.

1. Introdução

O crescimento exponencial que a população humana experimentou, principalmente nos dois últimos séculos, ameaça seriamente a biodiversidade mundial, devido às mudanças no uso da terra para atender a demanda de alimentos e recursos naturais (Cardinale et al., 2012; Hooper et al., 2012; Newbold et al., 2015). As consequências desses processos de mudanças no uso da terra certamente têm impactado, com níveis variados, os ecossistemas naturais (Nichols et al., 2007; Slade et al., 2007; Korasaki et al., 2012; Haddad et al., 2015). Porém, ainda não é completamente compreendido a amplitude das consequências dessas ameaças sobre o funcionamento dos ecossistemas tropicais (Cardinale et al., 2011). Com objetivo de elucidar essas questões, nas duas últimas décadas, tem-se desenvolvido um campo da ciência relacionado à diversidade funcional das espécies, o qual considera atributos, que são características dos organismos, geralmente ligadas à morfologia, fisiologia e comportamento (McGill et al., 2006; Violle et al., 2007; Calaça & Grelle, 2016) que influenciam no funcionamento dos ecossistemas (Cardinale et al., 2011).

Alguns organismos podem ser utilizados como ferramentas para monitorar como as comunidades biológicas respondem às perturbações antrópicas, os chamados bioindicadores (Gerlach et al., 2013). Um bom exemplo desses organismos são os besouros escarabeíneos pois eles estão intimamente ligados à estrutura dos habitats onde ocorrem e por tanto são sensíveis à mudanças nestes (McGeoch et al., 2002; Korasaki et al., 2012; Audino et al., 2014; Correa et al., 2016). Os besouros dessa subfamília são conhecidos por utilizar, principalmente, fezes de animais como recurso alimentar e também na reprodução (Halffter & Mathews, 1966). Em decorrência desses hábitos, esses organismos contribuem com várias funções no funcionamento dos ecossistemas, dentre as quais, podemos destacar: ciclagem de nutrientes, bioturbação,

aumento do crescimento de plantas, e regulação trófica (Nichols et al., 2008), dispersão secundária de sementes (Griffiths et al., 2015) e controle de parasitos (Braga et al., 2012). Muitas dessas funções ecológicas, além de serem fundamentais para os próprios ecossistemas naturais, são diretamente relevantes ou benéficas para os humanos, fornecendo importantes e/ou economicamente vantajosos serviços ambientais (de Groot et al., 2002).

Tradicionalmente a utilização de escarabeíneos no monitoramento de alterações ambientais tem focado medidas taxonômicas ou tradicionais de biodiversidade (Nichols et al., 2007). Entretanto, na última década, há um número crescente de trabalhos com abordagem funcional para estes organismos, com base em seus atributos funcionais, sendo geralmente utilizados os atributos: Biomassa, dieta, estratégia de alocação de recurso e período de atividade (Slade et al., 2007; Nichols et al., 2008; Giraldo et al., 2010; Barragán et al., 2011; Dangles et al., 2012). Apesar desse aumento, no Brasil, esses trabalhos são quase que restritos à Floresta Amazônica (Braga et al., 2013; Griffiths et al., 2015; Griffiths et al., 2016; Beiroz et al. 2017) e à Mata Atlântica (Audino et al., 2014; Batilani-Filho & Hernández, 2017).

Outros importantes domínios fitosisionômicos, que também estão seriamente ameaçados principalmente pela conversão da vegetação nativa para a agropecuária, como Cerrado e Caatinga não tem sido contemplados com estudos na linha de ecologia funcional. Portanto, torna-se necessário investigarmos e compreendemos como as perturbações nesses ambientes estão interferindo na diversidade funcional dos escarabeíneos.

A pecuária tradicional e a consequente conversão de habitats nativos em pastagens para alimentação do gado, geralmente compostas por monoculturas de espécies de gramíneas introduzidas, representa um importante risco à biodiversidade

(Newbold et al., 2015). Essas alterações frequentemente simplificam os ecossistemas transformando-os em paisagens de monoculturas, causando alterações na composição e riqueza das espécies (Barlow et al., 2007) o que pode resultar na perda ou na adição de espécies com certos atributos funcionais que podem causar alterações na dinâmica de processos ecológicos essenciais para o funcionamento dos ecossistemas (Gardner et al., 2009; Kremen, 2005), por exemplo, a eliminação de determinados grupos funcionais de aves dispersoras de sementes tem implicação nos processos de regeneração das florestas (Galetti et al., 2013).

É também reconhecido que o tipo de manejo da pastagem pode alterar sobremaneira a fauna que coloniza e utiliza o habitat em regeneração (Almeida et al. 2011; Oliveira, 2015). Giraldo et al. (2010) comprovaram que a diversidade funcional de escarabeíneos aumenta quando a pastagem é abandonada ou então manejada de forma conservativa e não intensiva. Neste estudo pretendeu-se compreender sobre as respostas funcionais dos escarabeíneos à alteração do habitat em um contexto de paisagem que compreende um mosaico de sistemas naturais (Caatinga e Cerrado) e fragmentados (Pastagem introduzida com manejo e sem manejo). Para isso, foram testadas duas hipóteses, a primeira que a substituição de espécies das áreas florestais para as de pastagens é responsável pela redução da diversidade funcional dos besouros escarabeíneos e a segunda que o Pasto sujo (pastagens sem manejo) conserva, ou recupera, melhor as funções ecossistêmicas do escarabeíneos que o Pasto limpo (pastagens com manejo).

2. Referencial Teórico

2.2 Ameaças à biodiversidade global

A perda de biodiversidade é provavelmente a principal mudança ambiental verdadeiramente irreversível a qual os ecossistemas estão sujeitos em detrimento das

atividades humanas (Myers, 1988), afetando principalmente os ecossistemas das regiões tropicais onde a biodiversidade está mais concentrada (Dirzo & Raven, 2003). Muitos organismos estão sendo extintos, alguns sem mesmo ter sido descritas pela ciência, - com taxas mais rápidas do que já registrado para outras eras através do registro fóssil (Dirzo & Raven, 2003). Provavelmente já estamos em curso da sexta grande extinção em massa das espécies, que deve se confirmar nos próximos séculos, caso as políticas conservacionistas para preservação e recuperação de espécies ameaçadas não sejam eficazes (Barnosky et al., 2011).

A preocupação com a biodiversidade biológica há tempos vem sendo objeto de estudo de ecólogos e ativistas ambientais, porém a partir da conferência Rio-92 tornou-se também tema de preocupação pública e de debate político (Ricotta, 2005). Cada vez mais, os governos, talvez ainda de forma insuficiente, estão conscientizados de que algo tem que ser feito para frear os impactos aos ecossistemas naturais e incentivar o desenvolvimento sustentável devido à escassez dos recursos naturais limitados (Wang et al., 2012).

Dentre as maiores ameaças antrópicas à biodiversidade, podemos destacar a sua destruição (Dirzo & Raven, 2003), introdução de espécies exóticas, poluição ambiental e mudanças climáticas (Thomas et al., 2004), fragmentação e convergência dos habitats (Reed 2004; Newbold et al., 2015). Cerca da metade da superfície terrestre já está sendo utilizada na agricultura (12%), pecuária (33%) e cultivo de plantas exóticas (15%) (Steinfeld et al., 2006). Apesar da generalização de consequências negativas aos ambientes alterados pela ação do homem, os diferentes ecossistemas respondem de formas variadas aos distúrbios, tendo níveis diferentes de resiliência e resistência (Marimon et al., 2014).

A conversão de matas nativas em pastagens de monoculturas para as atividades agropecuária além dos prejuízos aos organismos diretamente envolvidos, pode ser prejudicial ao meio ambiente e comunidades biológicas ao redor (Newbold et al., 2015). A longo prazo, frequentemente causa degradação do solo (compactação e erosão), contaminação de corpos d'água por pesticidas, herbicidas e fezes dos animais (Steinfeld et al., 2006). Os sistemas silvipastoris podem ser uma alternativa para atenuar os problemas causados pela agropecuária tradicional, pois combina espécies vegetais nativas às espécies cultivadas e pode manter ou recuperar espécies e suas funções ecossistêmicas importantes dos ecossistemas nativos (Giraldo et al., 2010). Além desses benefícios ambientais, estes sistemas também são úteis à própria atividade agropecuária, pois pode aumentar a produtividade e auxiliar na prevenção de problemas no solo, como erosão e lixiviação (McGroddy et al., 2015).

Os processos de alterações das paisagens naturais se intensificaram nos últimos dois séculos acompanhando o elevado crescimento verificado na população humana neste mesmo período (Sala et al., 2000; Ramankutty et al., 2002) e certamente traz consequências negativas aos ecossistemas naturais, como: diminuição na riqueza e alterações nas abundâncias e composição das espécies (Nichols et al., 2007; Slade et al., 2007; Korasaki et al., 2012; Haddad et al., 2015).

Compreender como esses processos impactantes influenciam a relação entre biodiversidade e funções ecossistêmicas podem ser a chave para que seja possível prever as consequências ecológicas e econômicas das atividades humanas (Armsworth et al., 2007; Slade et al., 2007). Por exemplo, quais serão as consequências da diminuição global de agentes polinizadores, como as abelhas, para os ecossistemas e para a agricultura (Bretagnolle & Gaba, 2015)? ou a implicação da extinção de grupos

funcionais de aves dispersoras de sementes para a regeneração das florestas (Galetti et al., 2013)?

2.3 Ameaças aos Domínios Fitofisionômicos do Cerrado e Caatinga

Dentre os biomas brasileiros seriamente ameaçados, podemos destacar o Cerrado (Klink & Machado, 2005) e a Caatinga (Leal et al., 2003).

2.3.1 Cerrado

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, abrangendo cerca de 21% do território (Bridgewater et al., 2004) ocupando principalmente a região central do país (Klink, 2013). Seu clima é tropical sazonal com duas estações bem definidas, uma seca (geralmente de abril a setembro) e outra chuvosa (outubro a março) (Ab'Sáber, 1974). Este bioma é caracterizado por um mosaico complexo de vegetação, possuindo formações de campo limpo, com predomínio de gramíneas, campo sujo, Cerrado *sensu strictu* e Florestas (Oliveira & Marquis, 2002). Comparado com as outras savanas do mundo, o Cerrado tem a maior diversidade em plantas e abriga um elevado número de grupos biológicos endêmicos (Brandon et al., 2005), sendo considerado um ‘*hot spot*’ da biodiversidade global (Mittermeier et al., 1998; Myers et al., 2000). Apesar dessa importância biológica, este bioma ainda é insuficientemente estudado pela comunidade científica quando comparado com a Amazônia e Mata Atlântica (Klink e Machado, 2005).

No aspecto de proteção legal, cerca de apenas 20% de vegetação nativa estão protegidas legalmente (Queiroz et al., 2017). Aliado a isso, o Cerrado tem sua biodiversidade ameaçada de forma mais severa há aproximadamente 45 anos atrás com uma das maiores expansões de sistemas agropastoris do mundo (Ramankutty et al., 2002; Batalha et al., 2010;). Este bioma foi considerado a nova fronteira agrícola

mundial na última década (Borlaug, 2002), sendo o domínio fitofisionômico responsável por cerca de metade da produção de carne e soja do Brasil (Klink, 2013).

A conversão do Cerrado em pastagens e terra agriculturáveis é o impacto antrópico mais comum desse bioma (Queiroz et al., 2017). Cerca de metade do território originalmente ocupado pelo Cerrado já foi transformado em pastagens ou áreas de cultivo de plantas anuais (Klink e Machado, 2005). A forma de como esses impactos antrópicos, notadamente a conversão em pastagens, afetam as comunidades biológicas ainda é pouco compreendida (Almeida et al., 2011) e os trabalhos com este objetivo focaram nas medidas de biodiversidade tradicionais, que relataram mudanças em riqueza, abundância e composição de espécies (Almeida & Louzada (2009); Silva et al., (2010); Almeida et al., (2011); Gries et al., (2011); Frizzo & Vasconcelos (2013); Pacheco et al., (2013); Correa et al. (2016); Martello et al. (2016); Queiroz et al., (2017).

2.3.2 Caatinga

A Caatinga é um bioma caracterizado como sendo uma Floresta Tropical Seca (Pennington et al., 2004), seu clima é semiárido quente, com baixa pluviosidade, e sua localização é predominantemente na região nordeste brasileira (Andrade-Lima, 1981). Esse bioma ocupa uma área de aproximadamente 11% do território nacional e sua vegetação é composta por florestas arbóreas ou arbustivas geralmente de altura baixa, frequentemente com presença de espinhos (Leal et al., 2003), sendo o único grande domínio fitofisionômico exclusivo do Brasil (Santos et al., 2011).

Nesse bioma é possível encontrar uma importante biodiversidade, marcada por alto grau de endemismo de espécies adaptadas aos níveis irregulares de precipitação, sendo considerada uma das regiões semiáridas mais biodiversas do mundo (Santos et al., 2014). Em contraste com essa peculiar biodiversidade natural, por ser uma das áreas

semiáridas mais populosas do planeta, a Caatinga enfrenta um grave processo de alteração e deterioração ambiental pela utilização insustentável dos recursos ambientais, trazendo sérios riscos à sua singular biodiversidade (Leal et al., 2003). Cerca de 50% da área ocupada originalmente por este bioma já foi desmatada (Venticinque & Fonseca, 2015) e menos de 10% de seu território está protegido legalmente (Drumond et al., 2000).

Além das ameaças sofridas por este bioma, o interesse da comunidade científica brasileira neste ambiente ainda é incipiente, sendo proporcionalmente o menos estudado dos grandes biomas brasileiros (Santos et al., 2011). Inclusive, as pesquisas sobre biodiversidade utilizando-se as medidas tradicionais de biodiversidade são insuficientes (Hernández, 2007). Logo, pouco é compreendido como as ações causadas pelas atividades humanas afetam a biodiversidade e funcionalidade dos processos ecossistêmicos deste Bioma. Entre os trabalhos desenvolvidos na Caatinga podemos destacar: Hernández (2007); Liberal et al. (2011); Iannuzzi et al. (2013); Medina & Lopes, (2014 a,b); Marcelino (2015); Oliveira (2015); Vieira & Silva (2012); Vieira et al. (em revisão).

2.4 Medidas de biodiversidade taxonômica vs. medidas de biodiversidade funcional

Uma das formas de investigar as consequências das perturbações antrópicas nos ecossistemas é a utilização de medidas de biodiversidade (Magurran, 2004). As medidas tradicionais de biodiversidade, ou taxonômicas, que levam em consideração somente o número de espécies e suas contribuições relativas, podem, de certa forma fornecer informações incompletas ou enganosas sobre a estrutura e funcionamento dos ecossistemas (Cianciaruso et al., 2009). Por exemplo, Lindenmayer et al. (2015) estudando aves em florestas na Austrália verificaram que a riqueza de espécie não era

alterada ao longo do tempo nas diferentes áreas amostradas, enquanto a riqueza funcional era consideravelmente afetada negativamente pelos distúrbios nestas mesmas áreas. Portanto, levando somente em conta o número de espécies poderia-se inferir enganosamente que as comunidades de aves não estão sendo afetadas pelos distúrbios. Segundo Cianciaruso et al. (2009) existem dois problemas principais nessas medidas tradicionais, pois elas, primeiro, consideram que todas as espécies são equivalentes, desconsiderando as importâncias de cada uma para a manutenção e funcionamento dos processos ecossistêmicos. O segundo problema é que elas também desconsideram as diferenças individuais existentes dentro de cada espécie. Apesar desses “problemas”, essas medidas de biodiversidade são as que são mais utilizadas nos estudos de ecologia e biologia da conservação (Devictor et al., 2010).

Uma alternativa para contornar tais problemas seriam as chamadas medidas de diversidade funcional e filogenética, que podem ser uma opção de análise mais sensível em detectar respostas das comunidades frente às mudanças ambientais (Hooper et al., 2005; Gerisch et al., 2012; Mouillot et al., 2013; Calaça & Grelle 2016;). A medida de diversidade funcional pode ser definida como ‘o valor e a variação das espécies e de suas características que influenciam o funcionamento das comunidades’ (Tilman, 2001), ou seja, é uma medida que considera diferentes características funcionais expressas pelos variados fenótipos e que influenciam nos processos das comunidades (Cianciaruso et al., 2009). Essas características das espécies, também conhecidas como *traits* são propriedades mensuráveis (atributos) definidas dos organismos, medidas geralmente em cada indivíduo e estão relacionadas, principalmente à morfologia, fisiologia e comportamento dos indivíduos (McGill et al., 2006; Violle et al., 2007; Calaça & Grelle 2016). Relações entre espécies e funções dos ecossistemas, tratam principalmente, das consequências da perda de espécie, ou aumento da riqueza, sobre

produtividade (Hector et al., 1999), decomposição (Jonsson & Malmqvist 2000) e fluxo de nutrientes e água nos ecossistemas (Zak et al., 2003). Assume-se que, de uma forma geral, há uma relação positiva entre riqueza de espécies e funcionamento dos ecossistemas (Sobral & Cianciaruso 2012; Tilman et al., 2014), apesar de generalizações serem controversas pois depende do ecossistema e das espécies focais (Cardinale et al., 2006).

Vários índices vêm sendo criados para tentar quantificar e analisar essa diversidade funcional nos últimos anos (Calaça & Grelle, 2016), entre os quais podemos destacar os propostos por Villéger et al. (2008) e Laliberté & Legendre (2010), sendo uns dos mais utilizados nesses estudos. Esses índices são de natureza multivariada e levam em consideração a abundância das espécies envolvidas. Primeiramente Villéger et al. (2008) propuseram três índices: Riqueza funcional (FRic), Equitabilidade funcional (FEve) e Divergência funcional (FDiv). Posteriormente, esses três índices sofreram adequações e correções por Laliberté & Legendre (2010) que também propuseram um índice: Dispersão funcional (FDis).

Na literatura há um crescente número de trabalhos, desde final da década de 90, que investigam essa relação de “*traits*” funcionais e funcionamento do ecossistema (Calaça & Grelle, 2016), entretanto alguns grupos taxonômicos continuam pouco compreendidos. Há um claro viés para investigações sobre o papel da biodiversidade de plantas terrestre na produtividade primária, geralmente medido por meio da assimilação de biomassa (Naeem & Wright, 2003; Cardinale et al., 2011; Sobral & Cianciaruso, 2012) chegando a representar quase 50% das publicações relacionadas ao tema (Calaça & Grelle, 2016). Além do enfoque para o nível trófico dos produtores, as investigações também se restringem às regiões temperadas geralmente em condições homogêneas (Calaça & Grelle, 2016, Griffiths et al., 2015). Muitas vezes os estudos

são desenvolvidos em condições experimentais ou controladas, como laboratórios de microcosmos com número de espécies e diversidade funcional limitadas, nos quais utiliza-se um desenho amostral, com condições simuladas, desenvolvido pelo pesquisador em vez de representar a estrutura real das comunidades naturais (Schwartz et al., 2000; Kremen, 2005). Por tanto nosso conhecimento sobre essas relações em níveis tróficos superiores e em ecossistemas tropicais, com alta biodiversidade, é incompleto e merece mais atenção dada a importância dessas regiões e desses organismos importantes para o funcionamento e manutenção dos processos ecossistêmicos (Slade et al., 2007; Griffiths et al., 2015).

Apesar do crescente interesse da comunidade científica brasileira na biologia da conservação, pouco se investiga sobre os impactos causados nas comunidades naturais em relação à diversidade funcional de seus organismos e a contribuição deles para o funcionamento dos ecossistemas, havendo um direcionamento para as medidas tradicionais de biodiversidade (Cianciaruso et al., 2009). Além disso, o interesse dos conservacionistas é focado nas Florestas Amazônica e Atlântica, negligenciando outros importantes biomas brasileiros, como Cerrado e Caatinga (Grelle et al., 2009). Em relação às medidas de diversidade funcional, assim como no cenário mundial, a maior parte da literatura brasileira se concentra no nível dos produtores (Calaça & Grelle, 2016). Podemos destacar, dos trabalhos realizados no Brasil com foco de investigação na relação: biodiversidade *vs.* funcionalidade dos ecossistemas, Batalha et al. (2010); Loiola et al. (2010); Hidas-Neto et al. (2012); Braga et al. (2013); Audino et al. (2014); Griffiths et al. (2015); Griffiths et al. (2016); Batilani-Filho & Hernández (2017); Beiroz et al. (2017).

2.4.1 Estudos da biodiversidade do Cerrado e Caatinga

Dada a importância da diversidade biológica do Cerrado (Brandon et al., 2005) e as alterações que este bioma vem sofrendo nas últimas décadas em virtude de demandas da população humana em expressivo crescimento nessas regiões (Batalha et al., 2010), é natural que surja interesse de pesquisadores em investigar como os impactos antrópicos afetam as comunidades naturais deste bioma que por tempos foi negligenciado (Klink & Machado, 2005). Essas investigações na maioria dos casos se limitam às medidas tradicionais de biodiversidade, como mudanças na riqueza, abundância e composição de espécies em decorrência das alterações das atividades humanas. Em geral a biodiversidade é afetada negativamente, por exemplo: Frizzo & Vasconcelos (2013); Pacheco et al., (2013); Queiroz et al. (2017).

Os estudos com escarabeíneos seguem a mesma linha, com foco nas medidas taxonômicas de diversidade: Almeida & Louzada (2009); Silva et al., (2010); Almeida et al., (2011); Gries et al., (2011); Correa et al., (2016); Martello et al. (2016). Entretanto como essas medidas tradicionais podem ser pouco preditivas em detectar as consequências das perturbações no funcionamento ecossistêmico das comunidades naturais, por isso recomenda-se que essas investigações incorporem medidas de diversidade funcional (Calaça & Grelle, 2016; Lindenmayer et al., 2015). Os estudos que incorporam a diversidade funcional em ambientes de Cerrado, geralmente tem focado em comunidades de aves: Batalha et al. (2010); Sobral & Cianciaruso (2016) ou vegetais: Loiola et al. (2010); Cianciaruso et al. (2013); Carvalho et al. (2014).

A Caatinga, outro bioma de relevante importância biológica (Santos et al., 2014) e também seriamente ameaçado pelas atividades humanas (Venticinque & Fonseca, 2015), é frequentemente é negligenciado pela comunidade científica (Santos et al. 2011), são raros estudos com escarabeíneos até mesmo utilizando os índices

tradicionais de diversidade, dentre os poucos existentes, podemos citar: Hernández (2007); Vieira & Silva (2012); Medina & Lopes (2014 a,b); Marcelino (2015); Oliveira (2015 dissertação); Vieira et al. (em revisão). Iannuzzi et al. (2013), estudaram a dispersão secundária por *Canthon carbonarius*, abordando o papel funcional de dispersão desta espécie no ecossistema da Caatinga.

2.5 Besouros escarabeíneos como bioindicadores

Alguns organismos, como os besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae), são sensíveis às modificações de seus habitats, e portanto podem ser utilizados como ferramentas de monitoramento de perturbações, os chamados bioindicadores (Gerlach et al., 2013). Os processos ecológicos desempenhado por eles, também podem ser interrompidos ou afetados como consequência das modificações em seus habitats (McGeoch et al., 2002; Korasaki et al., 2012; Audino et al., 2014; Correa et al., 2016). Portanto, há a necessidade de estudos que foquem nas funções ecológicas para entender melhor quais são as consequências do declínio desses insetos para suas comunidades, os e ecossistemas nos quais estão inseridos, bem como e a própria população humana (Nichols et al., 2008).

Apesar de trabalhos relacionados a essa linha de pesquisa terem iniciados há décadas, por exemplo: Halfpter & Mathews (1966), somente nas duas últimas décadas que eles se intensificaram (Nichols et al., 2008). Por exemplo, Slade et al. (2007) relataram, em experimento de exclusão de grupos funcionais desses besouros, que alguns grupos são mais importantes que outros na utilização e remoção do recurso, além de indicarem a complementaridade entre os diferentes grupos funcionais na otimização de utilização do recurso, o que contribuiria pra melhor funcionamento dos processos ecossistêmicos. Outro importante trabalho, foi feito por Barragán et al. (2011), que

documentou pela primeira vez os efeitos negativos das atividades humanas no uso da terra em escarabeíneos no México.

Os besouros escarabeíneos também conhecidos como rola-bostas, devido ao hábito que a maioria das espécies tem de rolar bolotas de fezes de animais que são utilizadas como recurso alimentar, tanto pelos adultos, quanto pelas larvas e também para a nidificação (Halffter & Mathews, 1966). A subfamília Scarabaeinae é composta por aproximadamente 6.000 espécies, distribuídas globalmente, possuindo sua maior diversidade concentrada nas regiões tropicais e savanas (Hanski & Cambefort, 1991). No Brasil há cerca de 618 espécies distribuídas em seis tribos (Ateuchini, Deltochilini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini) (Vaz-de-Mello et al., 2011).

Além do hábito de se alimentar de fezes, outros itens alimentares também podem fazer parte da dieta de outras espécies, como carcaças e outras matérias orgânicas em decomposição (Hanski & Cambefort, 1991). Sendo assim, quanto ao uso de recurso alimentar que eles utilizam, podem ser agrupados em guildas tróficas: Coprófagos, Necrófagos, Carpófagos e Micetófagos, há ainda alguns com hábitos mais generalistas, como *Canthon virens* (Mannerheim 1829) que além de se alimentarem de fezes, carcaças de insetos e até frutos maduros, também são predadores de formigas – hábito relacionado ao seu comportamento de nidificação (Vaz-de-Mello et al., 1998). Há também algumas espécies especializadas na predação de diplópodes (Halffter e Mathews, 1966, Larsen et al., 2009), por tanto, nem todos os escarabeíneos têm o hábito de rolar bolas de recursos no solo, como sua denominação comum sugere, havendo outras formas de alocação do recurso.

A forma pela qual os escarabeíneos alocam o recurso alimentar, os caracterizam em diferentes grupos funcionais: os telecoprídeos (roladores); os paracoprídeos (escavadores) e os endocoprídeos (residentes) (Nichols et al., 2008). Fatores

filogenéticos e morfológicos, como tipo de perna e tamanho corpóreo da fêmea (Horgan, 2001), somado a fatores físico-ambientais, como tipo do solo e umidade (Sowig, 1995), e qualidade do recurso (Dadour & Cook, 1996) influenciam na quantidade e eficiência de alocação dos recursos, o que por sua vez reflete nas funções ecológicas desempenhadas por eles.

O resultado destes diferentes grupos funcionais reflete em variadas funções que estes organismos desempenham nos ecossistemas, dentre as quais podemos destacar: bioturbação, que promove aeração e melhora a permeabilidade de água no solo por suas galerias (Louzada, 2008); aumento do crescimento de plantas pela incorporação de nutrientes no solo (Bang et al., 2005), ciclagem de nutrientes e regulação trófica (Nichols et al., 2008), dispersão secundária de sementes (Griffiths et al., 2015), controle de parasitos (Braga et al., 2012), com danificação direta de ovos e cistos (Halffter e Mathews 1966) ou pela competição do recurso (Hanski, 1991). Muitas destas funções ecológicas, além de serem fundamentais para os próprios ecossistemas naturais, são diretamente relevantes ou benéficas para os seres humanos, fornecendo importantes e/ou economicamente vantajosos serviços ambientais (de Groot et al., 2002).

3. Material e métodos

Os dados utilizados neste estudo, referentes à amostragem dos Scarabaeinae são provenientes do trabalho de Oliveira (2015) e foram cedidos pela autora.

3.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Agropecuária Rotilli (09°00'25" S; 44°24'39" O), localizada na zona rural de Currais região Centro-Sul do estado de Piauí, região nordeste do Brasil. Uma situação interessante, do ponto de vista biológico, acontece com o estado do Piauí, pois praticamente todo seu território está inserido em uma área de ecótono. As vegetações do Cerrado se encontram com as da Caatinga,

formando comunidades complexas e singulares pois além de conter espécies dos dois biomas podemos encontrar espécies exclusivas desses ambientes de transição (Leal et al., 2003).

A fazenda Agropecuária Rotilli tem uma área de aproximadamente 100 Km² e está à 320 m do nível do mar, o clima é semiárido quente com chuvas de verão (denominado BSh, segundo Köppen), a temperatura média anual é 27,3 °C e a precipitação anual varia entre 700 à 1300 mm (Oliveira 2015).

Os habitats ou sistemas estudados foram dois florestais (Cerrado *sensu strictu* e Caatinga arbustiva densa) e dois abertos (Pasto limpo e Pasto sujo), totalizando quatro áreas amostrais (Figura1). O Pasto limpo é composto por aquelas pastagens nas quais é constante o manejo da vegetação, com utilização de herbicidas e roçadeiras evitando o crescimento de vegetação nativa. Já o Pasto sujo é composto por pastagens que foram abandonadas, ou seja, não há manejo da vegetação assim como no Pasto limpo, e por isso cresceu uma vegetação nativa composta por arbusto de pequena estatura. O tempo aproximado de abandono das pastagens que resultaram no Pasto sujo é de oito anos e na data das coletas dos besouros, havia presença de gado em ambos sistemas, sendo frequente nas pastagens e ocorrendo ocasionalmente nos sistemas florestais já que não havia cercas isolando os sistemas.



Figura 1. Áreas de amostragem: A) Caatinga; B) Cerrado; C) Pasto sujo e D) Pasto limpo. Adaptado de Oliveira (2015).

3.2 Desenho amostral

Em cada uma das quatro áreas amostrais foram selecionadas cinco subáreas, de forma que cada uma ficasse distante pelo menos 800 m da outra, totalizando 20 subáreas em quatro áreas amostrais, que estão distribuídas em forma de mosaico pelo perímetro da fazenda (figura 2).

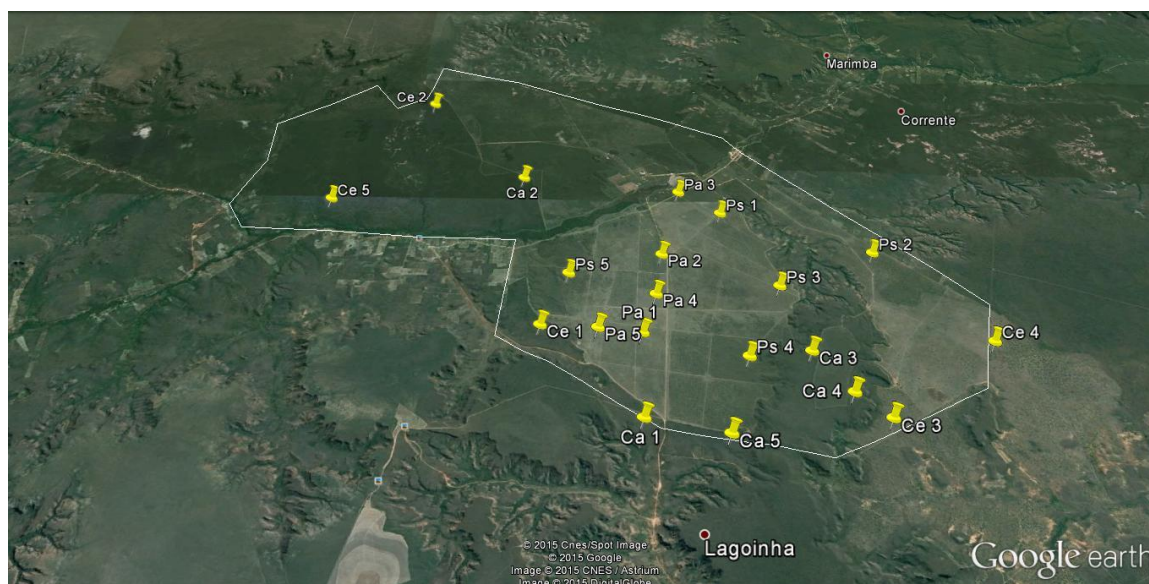


Figura 3. Distribuição das 20 subáreas amostrais na Fazenda Agropecuária Rotilli. Ca (1-5) = Caatinga; Ce (1-5) = Cerrado; Ps (1-5) = Pasto sujo; Pa (1-5) = Pasto limpo.

Em cada subárea foi delimitado um transecto linear de 200m no qual foram colocadas cinco armadilhas, a primeira a 0 m e as outras distribuídas a cada 50 m do transecto.

As armadilhas utilizadas foram do tipo “queda” (*Pitfall*), com isca atrativa, consistiu num pote plástico transparente de capacidade 1 litro, que foi enterrado no solo, de forma que a abertura do pote ficasse nivelada ao solo. Em cada pitfall foram

adicionados 250ml de solução salobra com detergente líquido a 1,5% e um recipiente de 50 ml, suspenso por arame, onde foi colocada a isca atrativa, que no caso foi composta por fezes humanas, utilizando aproximadamente 30g em cada armadilha. Em cima de cada pitfall foi improvisado um tipo de cobertura, utilizando palitos de bambu e uma tampa ou prato plástico, para evitar dessecação da isca e/ou alagamento por água de chuva (Figura 3).



Figura 3. Armadilha tipo Pitfall utilizada na captura dos besouros. Foto: Rafaella Maciel

Cada armadilha ficou em campo por 48 horas, as coletas foram realizadas nos meses de janeiro e fevereiro de 2014, quando o clima é mais quente e úmido, favorecendo a coleta dos besouros. Após a coleta, os besouros capturados foram armazenados em álcool a 70 % e seguiram para o Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados (LEGIN) da Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde foram triados. Após a triagem os indivíduos foram colocados em mantas entomológicas para serem secos em estufa à 40°C por 72 horas. Depois do processo de secagem foi feita a separação em morfoespécies, montagem e identificação dos espécimes com o auxílio do professor Dr. Fernando Vaz-de-Mello, na Universidade

Federal do Mato Grosso (UFMT). Os indivíduos foram incorporados à Coleção de Referência de Escarabeíneos Neotropicais (CREN) do LECIN e na Seção de Entomologia da Coleção Zoológica da UFMT (CENT).

3.3 Coleta de variáveis ambientais

Neste estudo também foram coletados os seguintes dados ambientais: (1) Abertura do dossel, (2) densidade da vegetação do sub-bosque, (3) heterogeneidade local (dimensão fractal) e (4) textura do solo (porcentagem de areia). Em cada uma das quatro áreas amostrais, coletou-se os dados ambientais nas cinco subáreas do transecto, sendo feito cinco coletas em cada uma das cinco subáreas. Posteriormente, calculou-se a média de cada variável para cada subárea a qual foi utilizada nas análises estatísticas.

A abertura do dossel foi determinada utilizando-se a metodologia proposta por Pontin (1962). Em cada subárea, o dossel foi fotografado com auxílio de uma câmera fotográfica digital Nikon D40, equipada com uma lente de 8 mm (*fish eye*), distante 1,5 m do solo. Posteriormente com auxílio do programa GLA – Gap Light Analyzer 2.0 (Frazer et al. 1999) as fotografias foram tratadas, evidenciando e permitindo a quantificação de *pixels* brancos (pontos relativos ao céu exposto) e pretos (referentes à vegetação).

Seguindo a metodologia proposta por Nobis (2005), na qual captura imagens da vegetação fazendo fotografias com um fundo negro. Neste estudo foi utilizado um tecido preto de medidas 1m x 1m, de forma que o tecido ficou estendido a 1 metro do solo e distante 3 metros do fotógrafo. As imagens foram feitas utilizando também uma câmera digital Nikon D40, mas com uma lente de 52 mm. A partir dessa metodologia determinou-se a densidade da vegetação do sub-bosque, heterogeneidade local (dimensão fractal), para isso as imagens sofreram tratamento no programa SIDELOOK (Nobis, 2005), que determina diversas variáveis de vegetação da imagem. Foi

considerada a porcentagem de pixels brancos (relativos à vegetação) e pretos (referentes ao pano) para o cálculo da densidade e a dimensão fractal. A densidade da vegetação ~~será~~ foi calculada usando a seguinte fórmula: $DV = Aq \cdot (PP/PB) / Lq$. Onde, DV = densidade da vegetação; Aq = área do quadro (pano) = altura multiplicada pela largura do quadro; PP = pixels pretos; PB = pixels brancos e Lq = largura do quadro.

Para determinar a textura de solo, foram coletadas cinco amostras em cada subárea, estas foram homogeneizadas, portanto cada subárea foi representada pela mistura das cinco amostras coletadas nesta. A determinação da textura foi feita pela quantidade de areia, silte e argila contida no solo e foi expressa em dag/kg. A análise de textura foi realizada no Laboratório de Análises de Solos, no Departamento de Ciência do Solo, da Universidade Federal de Lavras. Os dados utilizados neste estudo foram os relativos à porcentagem de areia nas amostras. Pois segundo Griffiths et al. (2015) as funções ecológicas, como dispersão secundária de sementes, podem ser influenciadas pela composição de areia solos pois pode interferir na construção dos túneis.

A análise de coordenadas principais de matrizes vizinhas (PCNM) foi realizada a partir de uma matriz de distância euclidiana obtida pelos pontos das coordenadas geográficas, UTM, das 20 áreas de estudo. Este método permite modelar uma estrutura espacial das comunidades utilizando variáveis espaciais ortogonais sendo combinadas por uma ordenação canônica. Como resultado desta análise há formação de autovetores PCNMs. Este procedimento foi realizado através do pacote vegan (Oksanen et al., 2010) do ambiente R versão 3.3.0 (R core team 2016). A partir das 20 PCNMs obtidas foram selecionadas aquelas significativamente correlacionadas: PCNM3 e PCNM6.

3.4 Caracterização funcional das comunidades

3.4. Diagnóstico dos atributos funcionais

Para escarabeíneos, o tamanho dos besouros, seja pelo comprimento ou biomassa, a dieta, o período de atividade e forma de alocação do recurso podem ser considerados *traits* de efeito, ou seja, aqueles que influenciam no funcionamento dos ecossistemas (Slade et al., 2007). Além disso, esses *traits* são os mais comuns nos estudos de diversidade funcional em besouros escarabeíneos.

Neste estudo as informações sobre os atributos funcionais, com exceção da biomassa que foi a única variável contínua deste estudo, foram obtidas por consulta na bibliografia disponível, foram consultados: Feer & Pincebourde (2005); Hernández (2007); Silva (2012); Nichols et al. (2013); Audino et al. (2014); Griffiths et al. (2015). Quando as informações sobre uma espécie não estava disponível, ou mesmo quando a espécie estava identificada até o nível de gênero, assumiu-se os traços funcionais de outras espécies do mesmo gênero. Para três espécies (sp 49, sp 50 e sp 51) não encontrou-se informações referentes à dieta e em seis espécies (*) raras e com biologia ainda pouco conhecida foram excluídas das análises (Tabela 1).

a) Alocação de recurso

Os escarabeíneos alocam o recurso alimentar de formas diferentes, há os telecoprídeos (roladores) que fazem bolas de fezes e transportam por distâncias horizontais e depois enterram este recursos; os paracoprídeos (escavadores), enterram o recurso em câmaras verticais na proximidade do sítio de deposição inicial do recurso e os endocoprídeos (residentes) que vivem no próprio recurso ou logo abaixo dele sem fazer nenhum tipo de locação do local inicial de deposição do recurso (Nichols et al., 2008).

b) Biomassa dos besouros

Existe uma relação positiva entre o tamanho e biomassa do besouro e quantidade de recurso alimentar que ele consegue alocar, incorporando-o ao solo (Halffter e Mathews, 1966). Com isso besouros mais pesados são mais eficazes na fertilização do solo e na dispersão secundária de sementes, pois conseguem incorporar uma maior quantidade de esterco ao solo (Slade et al., 2007). Há uma variação muito grande do tamanho dos escarabeíneos, entretanto o tamanho pode ser relacionado à sua biomassa (Davis, 1996). Os besouros capturados foram pesados em balanças de precisão e, a biomassa média foi posteriormente calculada a partir da média do peso seco de 20 exemplares de cada espécie, escolhidos aleatoriamente, quando não houve exemplares suficientes, foram pesados todos os indivíduos dessas espécies.

c) Ritmo diário

Os escarabeíneos saem para forragear em momentos diferentes do dia, alguns são diurnos, outros são noturnos e há ainda os que são crepuscular (Gill, 1991). A utilização do recurso em horários diferentes do dia está relacionado a competição pelo alimento, assim a exploração do recurso em momentos diferentes pode contribuir para a diminuição da competição (Montes de Oca & Halffter, 1995).

d) Tipo de dieta

Quanto ao uso de recurso alimentar que os escarabeíneos utilizam, estes podem ser agrupados em guildas tróficas: Coprófagos, que se alimentam de fezes de animais, a maioria tem este hábito; Necrófagos, que se alimentam de animais mortos em decomposição; Saprófitos, se alimentam de material vegetal em decomposição; Carpófagos, que utilizam frutos apodrecidos na alimentação; Micetófagos, que se alimentam de fungos cultivados por formigas e ainda há alguns com hábitos mais generalista que também são predadores de diplópodes e formigas (Halffter & Mathews 1966).

3.5 Análise de Dados

A partir dos atributos medidos/obtidos neste trabalho foram calculados quatro índices de diversidade funcional de natureza multivariada propostos por Villéger et al. (2008) e Laliberté & Legendre (2010). O cálculo de todos os índices foi conduzido no ambiente R versão 3.3.0 (R core team 2016), utilizando a função dbFD do pacote “FD” (Laliberté, Legendre & Shipley 2014).

a) Dispersão funcional (FDis): Medida da distância média de cada espécie para o centroide no espaço multidimensional funcional levando em conta a abundância relativa de cada espécie da comunidade.

b) Equitabilidade funcional (FEve): Corresponde à regularidade da distribuição da abundância das espécies no espaço multidimensional funcional.

c) Divergência funcional (FDiv): Representa a forma de como a abundância da espécies é distribuída no espaço multidimensional funcional.

d) Riqueza funcional (FRic): Representa o volume do espaço multidimensional funcional que as espécies de uma comunidade ocupam.

Para comparar a variância dos quatro índices anteriores nas quatro áreas de estudo utilizou-se o teste não-paramétrico *Kruskal-Wallis*. Para os índices nos quais verificou-se variação significativa ($p < 0.05$) foi realizado um teste a posteriori par-a-par *Student-Newman-Kelws* contrastando as médias entres as diferentes áreas de estudo. Para realização destas análises utilizou-se o programa estatístico BIOESTAT 5.0 (Ayres et al., 2007).

Com objetivo de verificar quais das variáveis ambientais são variáveis preditoras dos índices de diversidade funcional (variáveis respostas) foi aplicado o teste de regressões múltiplas multivariadas *DistLm* (*Distance Based Linear Model*) baseado na distância de Euclidiana. Para cada índice foi realizado um teste marginal e sequencial

analisando todos sistemas em conjunto; apenas os sistemas nativos (Caatinga e Cerrado) e apenas os sistemas antropizados (Pasto sujo e Pasto limpo). Esta análise foi conduzida no software Primer V.6 com PERMANOVA + (Clarke & Gorley, 2006).

4. Resultados

Foram registrados 48.649 besouros escarabeíneos pertencentes a 62 espécies de 20 gêneros diferentes (Tabela 1).

Em relação à distribuição das espécies nos sistemas estudados, Cerrado e Caatinga apresentaram o mesmo número de espécie, 50 espécies em cada. Pasto sujo apresentou apenas uma espécie a menos que as áreas nativas, 49 espécies. Já no Pasto limpo foram encontradas 36 espécies. Em relação à distribuição das abundâncias, no Cerrado foram coletados (50,4%) dos indivíduos, seguido por pasto sujo (21%), pasto limpo (15,6%) e Caatinga (13%) (Tabela 2). As informações relativas à riqueza, abundância e composição dos escarabeíneos foram relacionadas aos *traits* funcionais para o cálculo dos índices funcionais (Tabela 3).

FDis (H= 4,68; p= 0,1968) e FEve (H= 24,743; p= 0,48) não diferiram significativamente entre os quatro sistemas de estudo (Figura 4a,b; Tabela 4).

Já em FDiv, foram encontradas diferenças significativas (H= 92,057; p= 0,0267). Pasto limpo apresentou o maior valor desse índice. O teste a posteriori par-a-par revelou que as diferenças significativas são observadas entre Cerrado vs. Pasto limpo (p= 0,0325) e Caatinga vs. Pasto limpo (p= 0,0039), na comparação de FDiv entre os outros sistemas não houve diferenças significativas (Figura 4c; Tabela 5).

Também houve diferença significativa em FRic (H= 88,286; p= 0,0317), sendo que o Pasto limpo apresentou o menor valor e o teste a posteriori par-a-par mostrou diferenças em Cerrado vs. Pasto limpo (p= 0,0103); Caatinga vs. Pasto limpo (p=

0,0371) e Pasto sujo vs. Pasto limpo ($p= 0,012$). Entre os outros sistemas não houve diferenças significativas (Figura 4d; Tabela 5).

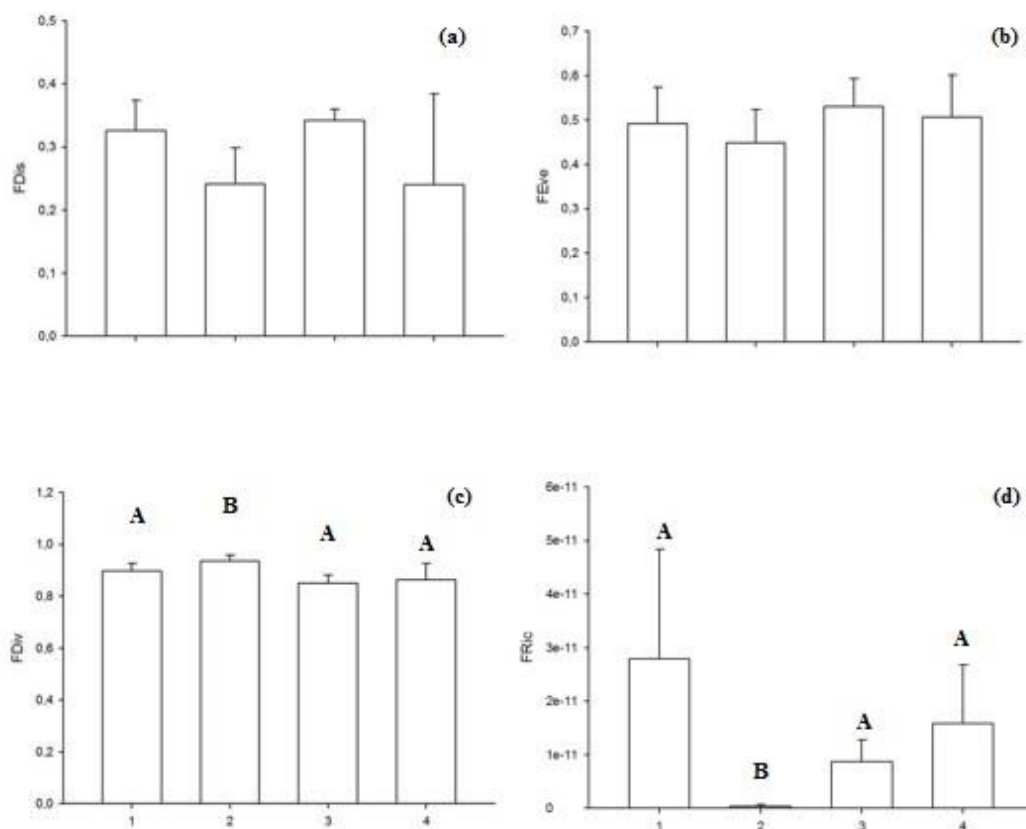


Figura 4. (a-d) Média \pm desvio padrão dos índices de diversidade funcional: FDis: Dispersão funcional (a); FEve: Equitabilidade funcional (b); FDiv: Divergência funcional (c); FRic: Riqueza funcional (d) nos quatro sistemas de estudo: Pasto sujo = 1; Pasto limpo = 2; Caatinga = 3; Cerrado = 4. Letras diferentes acima das barras indicam diferenças significativas ($p < 0,05$).

Em FDis analisando todos sistemas em conjunto, tanto no teste marginal quando no teste sequencial, nenhuma variável ambiental foi significativa ($p < 0,05$). Analisando somente os sistemas nativos (Caatinga e Cerrado), no teste marginal: sub-bosque ($p= 0,028$; Pseudo-F= 9,3617 e dossel ($p= 0,023$; Pseudo-F= 8,9985) foram significativos, já no teste sequencial: sub-bosque ($p= 0,028$; Pseudo-F= 9,3617) e fractal ($p= 0,015$; Pseudo-F= 12,142) foram significativos. Na análise dos sistemas antropizados (Pasto sujo e Pasto limpo), nenhuma variável se mostrou significativa (Anexo 1a).

Em FEve, observada nenhuma variável ambiental foi significativa ($p < 0,05$) para nenhum dos testes e nenhuma das combinações (Anexo 1b).

Em FDiv, analisando todos sistemas em conjunto, no teste marginal quanto no sequencial, apenas dossel se mostrou significativo: teste marginal ($p= 0,009$; Pseudo-F= 8,6881) e teste sequencial ($p= 0,01$; Pseudo-F= 8,6881). Analisando somente os sistemas nativos nenhuma variável se mostrou significativa; já nos sistemas antropizados, no teste marginal, sub-bosque ($p= 0,006$; Pseudo-F: 10,346) e fractal ($p= 0,037$; Pseudo-F= 6,4427) se mostraram variáveis ambientais significativas e no teste sequencial novamente sub-bosque ($p= 0,011$; Pseudo-F= 10,346) se mostrou significativa (Anexo 1c).

Em FRic, analisando todos sistemas em conjunto, tanto no teste marginal quanto no teste sequencial, nenhuma variável ambiental foi significativa. Para o teste marginal somente dos sistemas nativos, nenhuma variável foi significativa, agora para o teste sequencial para os mesmos sistemas, apenas PCNM3 teve significância estatística ($p= 0,027$; Pseudo-F= 6,4007). Para apenas os sistemas antropizados, em nenhum dos casos encontrou-se variável ambiental com valor de p significativo. Todos os resultados do distLm então representados no Anexo (Anexo 1d).

5. Discussão

Este estudo, até o presente momento, traz uma discussão pioneira sobre como a diversidade funcional de besouros escarabeíneos é influenciada pela conversão de habitats nativos (Cerrado e Caatinga) em pastagens com e sem manejo. Os resultados indicam que a conversão da vegetação nativa afetou negativamente a riqueza funcional no sistema com maior grau de alteração e que pastagens não manejadas apresentam um maior grau de recuperação ou conservação da diversidade funcional desses organismos.

Em trabalho realizado na Mata Atlântica, Audino et al. (2014) também relataram diminuição da riqueza funcional, em escabeíneos, contrastando floresta preservadas com florestas em variados estágios de regeneração e pastagens. Para outros grupos, como besouros Carabidae em áreas de planície alagáveis da região central da Alemanha (Gerisch et al., 2012); e aves em florestas na região sudeste da Austrália (Lindenmayer et al., 2015) também foram encontrados resultados parecidos, havendo diminuição da riqueza funcional com o aumento dos distúrbios ambientais.

Giraldo et al. (2010) também verificaram uma redução nas funções ecossistêmicas providas por escabeíneos, em pastagens manejadas nos Andes colombianos, o que possivelmente pode prejudicar os processos ecológicos desenvolvidos por estes besouros, pois uma redução do volume funcional pode resultar em uma menor utilização do conjunto de recursos disponíveis (Díaz & Cabido, 2001).

Slade et al. (2007) em experimento de exclusão de grupos funcionais em escabeíneos em floresta tropical, constataram que importantes funções ecológicas desempenhadas por estes animais, como remoção e enterrio de esterco e sementes, aumentaram com a riqueza de grupos funcionais de rola-bostas. Os autores sugeriram que há complementaridade ou facilitação entre estes grupos funcionais, aqui utilizados como traços funcionais, na maximização de utilização de recursos, e conseqüentemente, melhor funcionamento do ecossistema. Portanto, com a diminuição da riqueza funcional das pastagens manejadas observada neste trabalho pode-se inferir que provavelmente também haja uma diminuição das funções ecológicas providas por estes besouros nas áreas estudadas e, conseqüente, prejuízo para o funcionamento do ecossistema. No entanto, essa situação não pode ser generalizada, Batilani-Filho & Hernández (2017) verificaram em áreas de Mata Atlântica que a remoção de carcaças e fezes por escabeíneos é realizada de forma diferente entre áreas preservadas e

perturbadas, no caso dos coprófagos não houve diferença significativa na remoção do recurso entre os dois tipos de ambientes, já em relação aos necrófagos houve uma significativa diminuição de remoção de carcaças com a alteração do ambiente. Portanto a função ecológica desempenha por necrófagos é mais sensível às perturbações. Desta forma, espera-se que com a diminuição da riqueza funcional nos ambientes de pastagem manejadas, haja a perda de funções ecológicas realizadas por grupos funcionais específicos.

Entre os sistemas nativos e a Pasto sujo, mesmo havendo diferenças na composição e abundância de espécies (Oliveira 2015), a riqueza funcional não apresentou diferenças significativas, o que pode ser explicado pela teoria da redundância funcional (Walker, 1992) ou compensação por densidade (McGrady-Steed & Morin), na qual espécies diferentes apresentam funções ecossistêmicas parecidas, com isso comunidades com composição de espécies e abundâncias diferentes podem apresentar diversidade funcional parecida. Essa situação foi demonstrada nos trabalhos de Amézquita & Favila (2010; 2011) que em experimentos de remoção de fezes e carcaças por escarabeíneos, verificaram que a diminuição na riqueza de espécies pode ser compensada pelo aumento de abundância e biomassa de outras espécies de besouros, com isso as funções ecossistêmicas podem ser mantidas mesmo com alteração de composição e abundância de espécies.

As diferenças na diversidade funcional entre os sistemas nativos e o Pasto limpo podem ser explicadas pela provável dominância na abundância de alguns grupos funcionais no pasto limpo, com a conversão da vegetação nativa em pasto limpo, com predominância de gramíneas de baixa estatura, há uma alteração das condições ambientais principalmente pelo aumento da intensidade solar, o que pode restringir ou permitir a presença de espécies de escarabeíneos, conseqüentemente a comunidade de

besouros neste ambiente deve ser dominado por estas espécies tolerantes (Louzada et al., 2009) que provavelmente são redundantes em relação aos grupos funcionais e mais tolerantes às condições ambientais severas (Mouillot et al., 2013). Além disso, a alteração de habitats pode afetar a disponibilidade e heterogeneidade de recursos alimentares o que também pode limitar certas guildas tróficas, pois essas mudanças na estrutura vegetal pode interferir na presença de mamíferos nativos e consequentemente nos recursos (fezes) produzidos por eles. Nas pastagens é ainda esperado que haja uma predominância de recursos alimentares produzidos por herbívoros que compõem os rebanhos da pecuária (Almeida et al., 2011). Estes mesmos autores reportaram mudanças na composição de besouros escarabeíneos, com alteração de riqueza e abundância de espécies na conversão de vegetação nativa em pastagens em áreas de Cerrado o que poderia afetar a diversidade funcional desses besouros nesses ambientes.

Tanto a dispersão funcional quanto a equitabilidade funcional não diferem significativamente entre os quatro sistemas estudados o que não seria esperado, já que a dispersão e equitabilidade funcionais tendem a diminuir com a intensidade dos distúrbios, pois estes tendem a limitar espécies e suas funções ecológicas causando agrupamento e distribuição irregular das espécies no espaço multivariado funcional (Mouillot et al., 2013). Entretanto, Audino et al. (2014) também não encontraram variações significativas na dispersão e equitabilidade funcionais da diversidade funcional de escarabeíneos contrastando Mata Atlântica preservada, áreas com diferentes níveis de regeneração e áreas perturbadas assim como Barragán et al. (2011) que também investigaram a diversidade funcional de rola-bostas em florestas tropicais contínuas, fragmentos florestais descontínuos de tamanhos variados e pastagens no sudeste do México.

Contrastando os dois tipos de pastagens, um com maior grau de alteração (Pasto limpo) e o outro com grau menor de modificação (Pasto sujo) notamos que o último é suficiente para manter ou recuperar o volume funcional dos besouros escarabeíneos. Resultados parecidos foram encontrados por Giraldo et al. (2010) que verificaram, nos Andes colombianos, que a conversão de pastagens intensivas em sistemas silvopastoris após apenas cinco anos era suficiente para recuperar as funções ecológicas desempenhadas pelos escarabeíneos e, conseqüentemente, melhorar o funcionamento dos ecossistemas nessas áreas.

No presente estudo, com tempo maior (8 anos) de abandono das pastagens e conseqüentemente fim do uso de roçadeiras e herbicidas já foi suficiente para recuperar a riqueza funcional dos sistemas nativos. Isso ocorreu provavelmente por que a Caatinga e Cerrado são ambientes naturalmente abertos e conseqüentemente abriga espécies adaptadas a esse tipo de condição (Estrada & Costa-Estrada, 2002, Barragán et al., 2011) o que nos leva a supor que o micro clima fornecido por arbustos que crescem no pasto sujo pode ser mais importante para os escarabeíneos que a abundância de recurso alimentar, já que nas duas pastagens haviam presença de gado, confirmando as observações feitas por Halfter (1991) de que as condições ambientais proporcionadas pela estrutura vegetal é mais importante de que a abundância de recurso alimentar. Audino et al. (2014) verificaram, porém, que 18 anos de regeneração florestal não foi suficiente para recuperar a diversidade funcional de rola-bostas na Mata Atlântica, revelando que em ambientes naturalmente mais densos demandam um tempo maior para a reestruturação funcional das comunidades desses besouros. Portanto, as Pastagens sujas têm uma estrutura funcional da comunidade que possibilita a recuperação ou preservação das funções ecossistêmicas de besouros escarabeíneos similar aos habitats nativos.

Em relação às variáveis ambientais, isoladamente poucas apresentaram significância em explicar os índices da biodiversidade funcional, cabe pontuar que as variáveis ambientais ligadas à estrutura vegetal (Dossel e Sub-bosque) foram as que mais apareceram como variáveis significativas, isso reforça ainda mais a importância que a estrutura da vegetação tem na estruturação das comunidades de besouros rola-bostas (Halfpter 1991; Halfpter & Arellano, 2002). Outra variável importante significativa foi a variável espacial PCNM3 revelando a importância da estrutura de mosaico na qual os sistemas estão distribuídas na área de estudo, tanto o Cerrado quanto a Caatinga contribuem para a composição de espécies das pastagens (Oliveira, 2015). Pode ser que esses sistemas funcionem como fonte de espécimes para a colonização dos ambientes alterados (pastagens) além de utilizarem as pastagens como locais para possibilitar a dispersão de espécies. Klein (1989) verificou que fragmentos florestais isolados funcionam como uma barreira à dispersão de escarabeíneos na Floresta Amazônica; Estrada & Coates-estrada (2001) também verificaram que ambientes em mosaico apresentavam uma riqueza maior que fragmentos isolados no México. Vale ressaltar que, apesar de isoladamente poucas variáveis se mostraram significativas, quando essas foram analisadas em conjunto, nos testes sequenciais, tiveram considerável poder explicativo, medido em porcentagem, nos índices de diversidade funcional. Esses resultados podem indicar que o conjunto das variáveis ambientais e espaciais nestes ambientes é mais importante para a diversidade funcional dos escarabeíneos que as variáveis isoladas. Em trabalho na Floresta Amazônica, Griffiths et al. (2015) encontraram resultados diferentes, pois verificaram que o contexto ambiental, no caso tipo e textura do solo, era determinante nas funções ecológicas (dispersão secundária de sementes) providas pelos escarabeíneos.

Para além da questão ecológica devido as funções desempenhadas por estes besouros, testadas neste estudo, pode ser interessante do ponto de vista do produtor rural, já que estes animais desempenham importantes serviços ecológicos ao incorporar fezes no solo. Com a função ecológica de incorporação de fezes no solo os escarabeíneos contribuem para o enriquecimento do solo com importantes nutrientes, o que pode reduzir a utilização de fertilizantes. Outra função desempenhada pelos escarabeíneos é a redução de parasitos, como a mosca do chifre que causam prejuízos na pecuária, em decorrência do enterrio das fezes do gado, reduzindo o substrato para a colonização de parasitos. Com o enterrio, Com a construção de túneis e galerias, os escarabeíneos contribuem para a descompactação do solo, melhorando a areação e permeabilidade deste devido a construção de galerias (Losey & Vaughan, 2006; Louzada, 2008). Consequentemente, todas estas funções exercidas pelos escarabeíneos podem reduzir o custo da produção do gado, substituir os métodos tradicionais de manejo da pastagem e tratamento do rebanho por formas mais conservativas ambientalmente e; finalmente gerar maior rentabilidade com a produção para o produtor rural.

6. Conclusão

A partir deste trabalho conclui-se que a conversão de áreas nativas de Cerrado e Caatinga em pastagens pode afetar a diversidade funcional dos escarabeíneos. A diversidade funcional destes insetos é afetada negativamente em graus mais elevados de alteração, ou seja, nas Pastagens limpas. Desta forma, a primeira hipótese (H1) testada neste estudo é aceita em partes, pois a conversão dos habitats nativos afetou negativamente a diversidade funcional das comunidades do Pasto limpo mas não alterou no Pasto sujo.

Também podemos concluir que o Pasto sujo, com a presença de arbustos e sem utilização de equipamentos agrícolas e herbicidas, consegue manter ou recuperar mais efetivamente as funções ecológicas dos besouros escarabeíneos que o Pasto limpo, com isso as pastagens sujas, mostram um maior valor de conservação como também podem conferir vantagens econômicas para o produtor rural, com isso a segunda hipótese testada (H2) foi aceita.

Este trabalho traz informações preliminares de como a diversidade funcional de escarabeíneos em ambientes de Caatinga e Cerrado se comporta frente às alterações antrópicas. Portanto recomenda-se trabalhos similares nestes ambientes tão importantes do ponto de vista biológicos e ao mesmo tempo tão ameaçados pelas atividades humanas para que possamos compreender melhor quais as consequências destas ameaças nas comunidades biológicas.

7. Referências bibliográficas

- AB'SÁBER AN (1974) O domínio morfoclimático semi-árido das Caatingas brasileiras. *Geomorfologia*, São Paulo, 43, 1-39.
- Almeida S et al. (2011) Subtle land-use change and tropical biodiversity: dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. *Biotropica*, 43, 704-710.
- Almeida SSP, LOUZADA JNC (2009) Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. *Neotropical Entomology*, 38, 32-43.
- Andrade-Lima D (1981) The Caatingas dominium. *Revista Brasileira de Botânica*, 4, 149-163.
- Amézquita S, Favila ME (2011) Carrion removal rates and diel activity of necrophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. *Environmental entomology*, 40, 239-246.
- Amézquita S, Favila ME (2010) Removal rates of native and exotic dung by dung beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. *Environmental entomology*, 39, 328-336.

Armsworth PR, Chan KMA, Daily GC, Ehrlich PR., Kremen C, Ricketts TH, Sanjayan MA (2007) Ecosystem-service science and the way forward for conservation. *Conservation biology*, 21, 1383-1384.

Audino LD, 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.

Ayres M (2007) *BioEstat 5.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas*. Sociedade Civil Mamirauá.

Bang HS, Lee J, Kwonm OS, Na YE, Jang YS, Kim WH (2005) Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. *Applied Soil Ecology*, 29, 165-171.

Barragán F et al. (2011) Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PloS one*, 6, e17976.

Batalha MA et al. (2010) Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. *Natureza & Conservação*, 8, 1-5.

Batilani-filho M, Hernandez MIM (2017) Decline of Ecological Functions Performed by Dung Beetles in Areas of Atlantic Forest and Contribution of Rollers and Tunnellers in Organic Matter Removal. *Environmental Entomology*, 0, 1-10.

Barlow J, Mestre LAM, Gardner TA, Peres CA (2007) The value of primary, secondary and plantation forests for Amazonian birds. *Biol Conserv*, 136, 212–231.

Barnosky AD et al. (2011) Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471, 51-57.

Beiroz W (2017) Understanding spatial and temporal shifts in taxonomic and functional diversity: assessing dung beetles in a human-modified amazonian landscape. Tese. (Doutorado/phD acadêmico em Ecologia Aplicada). Universidade Federal de Lavras, Lavras. 132p.

Borlaug NE (2002) Feeding a world of 10 billion people: the miracle ahead. *In Vitro Cellular & Developmental Biology-Plant*, 38, 221-228.

Braga RF et al. (2012) Are dung beetles driving dung-fly abundance in traditional agricultural areas in the Amazon? *Ecosystems*, 15, 1173-1181.

Braga RF et al. (2013) Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. *PLoS One*, 8, e57786.

Brandon K; Fonseca GAB; Rylands AB, Silva JMC (2005) Brazilian Conservation: Challenges and Opportunities. *Conservation Biology*, 19, 595-600.

Bretagnolle V, Gaba S (2015) Weeds for bees? A review. *Agronomy for sustainable development*, 35, 891-909.

Bridgewater S, Ratter JA, Ribeiro JF (2004) Biogeographic patterns, b-diversity and dominance in the cerrado biome of Brazil. *Biodivers Conserv*, 13, 2295–2317.

Cardinale BJ et al. (2006) Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443, 989–992.

Cardinale BJ et al. (2011) The functional role of producer diversity in ecosystems. *American journal of botany*, 98, 572-592.

Cardinale BJ et al. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486, 7401-59.

Carvalho GH et al. (2014) Are fire, soil fertility and toxicity, water availability, plant functional diversity, and litter decomposition related in a Neotropical savanna?. *Oecologia*, 175, 3: 923.

Calaça AM, Grelle CEV (2016) Diversidade funcional de comunidades: Discussões conceituais e importantes avanços metodológicos. *Oecologia Australis*, 20, 401-416.

Cianciaruso MV et al. (2013) Leaf habit does not predict leaf functional traits in cerrado woody species. *Basic and applied ecology*, 14, 404-412.

Cianciaruso MV, Silva IA, Batalha MA (2009) Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9, 93-103.

Clarke K, Gorley R (2006) *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*: 192.

Correa, CMdeA, et al. (2016) Using dung beetles to evaluate the conversion effects from native to introduced pasture in the Brazilian Pantanal. *Journal of insect conservation*, 20, 447-456.

Dadour IR, Cook DF (1996) Survival and reproduction in the scarabaeine dung beetle *Onthophagus binodis* Thunberg (Coleoptera: Scarabaeidae) on dung produced by cattle on grain diets in feedlots. *Environmental Entomology*, 25, 1026–1031.

Dangles O, Carlos C, Guy W. (2012) Size-dependent species removal impairs ecosystem functioning in a large-scale tropical field experiment. *Ecology*, 93, 2615-2625.

Davis ALV (1996) Community organization of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae): differences in body size and functional group structure between habitats. *African Journal of Ecology*, 34, 258-275.

De Groot RS, Wilson MA, Boumans RMJ (2002) A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41, 393–408.

Devictor V et al. (2010) Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology letters*, 13, 1030-1040.

Díaz S, Cabido M (2001) Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16, 646–655.

Dirzo R, Raven PH (2003) Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources*, 28, 137-167.

Drumond MA et al. (2000) Estratégias para o uso sustentável da biodiversidade da caatinga. In: Silva et al. (Orgs). *Biodiversidade da Caatinga: áreas e ações prioritárias para a conservação*. Brasília: MMA, Universidade Federal de Pernambuco, p.329-340.

Estrada A, Coates-estrada, R (2002) Dung beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biodiversity and conservation*, 11, 1903-1918.

Feer F, Pincebourde S (2005) Diel flight activity and ecological segregation within an assemblage of tropical forest dung and carrion beetles. *Journal of Tropical Ecology*, 21, 21-30.

Frizzo TLM, Vasconcelos HL (2013) The potential role of scattered trees for ant conservation in an agriculturally dominated Neotropical landscape. *Biotropica* 45,644–651.

Frazer G et al. (1999) Gap light analyzer (GLA). Version 2.0. Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from true-color fisheye photographs: users' manual and program documentation. Burnaby, BC, Canada: Simon Fraser University. 36 p.

Galetti M et al. (2013) Functional extinction of birds drives rapid evolutionary changes in seed size. *Science*, 340,1086-1090.

Gardner TA, Barlow J, Chazdon R, Ewers RM, Harvey CA, Peres CA, Sodhi NS (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. *Ecol Lett*, 12, 561–582.

Gerisch M et al. (2012) More species, but all do the same: contrasting effects of flood disturbance on ground beetle functional and species diversity. *Oikos*, 121, 508-515.

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

Gill BD (1991) Dung beetles in tropical American forests. In: Hanski I, Cambefort Y (Org.) *Dung Beetle Ecology*. Princeton University Press, New Jersey, p 211-229.

Giraldo C et al. (2012) The adoption of silvopastoral systems promotes the recovery of ecological processes regulated by dung beetles in the Colombian Andes. *Insect Conservation and Diversity*, 4, 115-122.

Gries R et al. (2011) Evaluating the impacts and conservation value of exotic and native tree afforestation in Cerrado grasslands using dung beetles. *Insect Conservation and Diversity*, 5, 175-185.

Griffiths HM et al. (2015) Biodiversity and environmental context predict dung beetle-mediated seed dispersal in a tropical forest field experiment. *Ecology*, 96, 1607-1619.

Griffiths HM, Bardgett RD, Louzada, J, Barlow J (2016) The value of trophic interactions for ecosystem function: dung beetle communities influence seed burial and seedling recruitment in tropical forests. In *Proc. R. Soc. B. The Royal Society*, 283, 2016-1634.

Grelle CE, Pinto MP, Monteiro J, Figueiredo MS (2009) Uma década de Biologia da Conservação no Brasil. *Oecologia Australis*, 13, 420-433.

Haddad NM et al. (2015) Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1, 1500052.

Halffter G (1991) Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). *Biogeographia*, 15,1.

Halffter G, Arellano L (2002) Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. *Biotropica*, 34, 144-154.

Halffter G, Matthews EG (1966) *The Natural History of Dung Beetles of the Subfamily Scarabaeinae*. 308 p. University of Puerto Rico, Río Piedras.

Hanski I (1991) The dung insect community. In: Hanski I, Cambefort Y, Eds. *Dung beetle ecology*. Princeton: Princeton University Press. 520 p.

Hanski I, Cambefort Y (1991) *Dung Beetle Ecology*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 520 p.

Hector A et al. (1999). Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science*, 286, 1123-1127.

Hernández MIM (2009) Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) of the Paraiba Caatinga ecosystem, Brazil, *Oecol. Bras.*, 11, 356-364.

Hidasi-Neto J, Barlow J, Cianciaruso MV (2012) Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation*, 15, 407-415.

Horgan FG (2001) Burial of bovine dung by coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) from horse and cow grazing sites in El Salvador. *European Journal of Soil Biology*, 37, 103–111.

Hooper DU et al. (2005) Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecol. Monog.*, 75, 3–35.

Hooper DU et al. (2012) A global synthesis reveals biodiversity loss as a major driver of ecosystem change. *Nature*, 486,7401, 105-108.

Iannuzzi L et al. (2013) First record of myrmecochorous diaspores removal by dung beetles in the Caatinga vegetation, a Brazilian semiarid ecosystem. *Journal of arid environments* 88, 1-3.

Jonsson M, Malmqvist B (2000) Ecosystem process rate increases with animal species richness: evidence from leaf-eating, aquatic insects. *Oikos*, 89, 519-523.

Klein BC (1989) Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in central Amazonia. *Ecology* 6, 1715–1725.

Klink, CA (2014) Policy Intervention in the Cerrado Savannas of Brazil: Changes in the Land Use and Effects on Conservation. A. Consorte-McCrea, & E. Ferraz Santos, *Ecology and Conservation of the Maned Wolf: Multidisciplinary Perspectives*, 293-308.

Klink CA, Machado RB (2005) A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1, 147-155.

Korasaki V et al. (2012) Using dung beetles to evaluate the effects of urbanization on Atlantic Forest biodiversity. *Insect Science*, 20, 393–406.

Kremen C (2005) Managing for ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology Letters*, 8,468–479.

Larsen TH, Lopera A, Forsyth, A, Génier F (2009). From coprophagy to predation: a dung beetle that kills millipedes. *Biology Letters*, 5, 152-155.

Laliberté E, Legendre P (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299-305.

Laliberte E, Legendre P, Shipley B (2014) FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12. <<https://cran.rproject.org/web/packages/FD/index.html>>

Leal IR, Tabarelli M, da Silva JMC (2003). *Ecologia e conservação da caatinga*. 822 p. Ed. Universitária da UFPE, Recife.

Liberal CN, et al. (2011) How habitat change and rainfall affect dung beetle diversity in Caatinga, a Brazilian semi-arid ecosystem. *Journal of Insect Science*, 11, 1: 114.

Lindenmayer D et al. (2015) Richness is not all: how changes in avian functional diversity reflect major landscape modification caused by pine plantations. *Diversity and Distributions*, 21,836-847.

Loiola PP et al. (2010) Functional diversity of herbaceous species under different fire frequencies in Brazilian savannas. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*, 205,674-681.

- Losey JE, Vaughan M (2006) The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience*, 56, 311–23.
- Louzada JNC (2008) Scarabaeidae (Coleoptera-Scarabaeidae) detritívoros em ecossistemas tropicais: diversidade e serviços ambientais. In: Moreira FMS; Siqueira J O, Brussaard L (Ed.). *Biodiversidade dos solos em ecossistemas brasileiros*. Lavras: UFLA, p. 299-322.
- Louzada JNC, Carvalho & Silva PR (2009) Utilisation of introduced Brazilian pastures ecosystems by native dung beetles: diversity patterns and resource use. *Insect Conservation and Diversity*, 2, 45-52.
- Magurran AE (2011) *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 2011. 261 p.
- Marcelino JWB (2015) Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em três ambientes de caatinga. Dissertação (Mestrado acadêmico em biologia animal). Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 55p.
- Marimon BS et al. (2014) Disequilibrium and hyperdynamic tree turnover at the forest–cerrado transition zone in Southern Amazonia. *Plant Ecol Divers*, 7, 281–292.
- Martello F et al. (2016) Edge and land use effects on dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in Brazilian cerrado vegetation. *Journal of Insect Conservation*, 20, 957-970.
- McGeoch AM, Van Rensburg BJ, 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.
- McGill BJ et al. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in ecology & evolution*, 21, 178-185.
- McGroddy ME et al. (2015) Carbon stocks in silvopastoral systems: A study from four communities in southeastern Ecuador. *Biotropica* 47, 407-415.
- McGrady-Steed J, Morin PJ (2000) Biodiversity, density compensation, and the dynamics of populations and functional groups. *Ecology*, 81, 361-373.
- Medina AM, Lopes PP (2014a) Seasonality in the dung beetle community in a Brazilian tropical dry forest: Do small changes make a difference? *Journal of Insect Science*, 14.1: 123.
- Medina AM, Lopes PP (2014b) Resource utilization and temporal segregation of Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) community in a Caatinga fragment. *Neotropical entomology*, 43, 127-133.
- Mittermeier RA et al. (1998) Biodiversity hotspots and major tropical wilderness areas: approaches to setting conservation priorities. *Conservation biology*, 12, 516-520.

Montes de Oca TE, Halfiter G (1995) Daily and seasonal activities of a guild of the coprophagous, burrowing beetle (Coleoptera Scarabaeidae Scarabaeinae) in tropical grassland. *Tropical Zoology*, Oxon, 8, 159- 180.

Mouillot D, et al. (2013) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in ecology & evolution*, 28, 167-177.

Myers N (1988) Threatened biotas: " hot spots" in tropical forests. *Environmentalist*, 8, 187-208.

Myers N et al. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853.

Naeem S, Wright JP (2003) Disentangling biodiversity effects on ecosystem functioning: deriving solutions to a seemingly insurmountable problem. *Ecology letters*, 6, 567-579.

Newbold T, Hudson LN, Hill SLL et al. (2015) Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520,45–50.

Nichols E, Spector S, Louzada J, Larsen T, Amezcua S, Favila ME (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological conservation*, 141, 1461-1474.

Nichols E, Larsen T, Spector S, Davis AL, 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*, Essex,137, 1-19.

Nichols E et al. (2013) Trait-dependent response of dung beetle populations to tropical forest conversion at local and regional scales. *Ecology*, 94, 180-189.

Nobis M, Hunziker U (2005) Automatic thresholding for hemispherical canopy-photographs based on edge detection. *Agricultural and Forest Meteorology*, 128, 243-250.

Oliveira RTM (2015) Escarabeíneos da região de transição Cerrado/Caatinga: contribuição para fauna de pastagens. Dissertação (Mestrado acadêmico em Entomologia). Universidade Federal de Lavras, Lavras. 76p.

Oliveira OS, Marquis RJ (2002) The cerrados of Brazil: ecology and natural history of a Neotropical savanna. 424 p. Columbia University, New York.

Oksanen J et al. (2010) *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 1.17–11. 2011.

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

Pennington RT et al. (2004) Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary diversification. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, 359,515-538.

Pontin AJ (1962) A method for quick comparison of the total solar radiation incident on different microhabitats. *Ecology*, 43, 740-741.

Queiroz ACM et al. (2017) Cerrado vegetation types determine how land use impacts ant biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 1-18.

R Core Team (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org/>>

Ramankutty N, Foley JA, Olejniczak NJ (2002) People on the land: Changes in global population and croplands during the 20th century. *AMBIO: A Journal of the Human, Environment*, 31, 251–257.

Reed DH (2004) Extinction risk in fragmented habitats. *Animal Conservation* 7, 181–191.

Ricotta C (2005) Through the jungle of biological diversity. *Acta biotheoretica*, 53, 29-38.

Santos JC et al. (2011) Caatinga: the scientific negligence experienced by a dry tropical forest. *Tropical Conservation Science*, 4,276-286.

Santos MG et al. (2014) Caatinga, the Brazilian dry tropical forest: can it tolerate climate changes. *Theoretical and Experimental Plant Physiology*,26,83-99.

Sala OE et al (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287, 1770–1775.

Schwartz MW et al. (2000) Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia*, 122, 297-305.

Silva RJ, Diniz JD, Vaz-de-Mello FZ (2010) Heterogeneidade do habitat, riqueza e estrutura da assembléia de besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) em áreas de cerrado na Chapada dos Parecis, MT. *Neotropical Entomology*, 39, 934-940.

Silva FAB et al. (2012) Predatory behaviour in *Deltochilum*: convergent evolution or a primitive character within a clade? *Journal of natural history*, 46, 1359-1367.

Slade EM, Mann DJ, Lewis OT (2011) Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under contrasting logging regimes. *Biological Conservation*, 144, 166-174.

Slade EM, Mann DJ, Villanueva JF, Lewis OT (2007). Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *The Journal of animal ecology*, Somerset,76, 1094-1104.

Sobral FL, Cianciaruso MV (2012) Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re) montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. *Biosci. J.*, 28, 617-631.

Sobral FL, Cianciaruso MV (2016) Functional and phylogenetic structure of forest and savanna bird assemblages across spatial scales. *Ecography*, 39,533-541

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.

Steinfeld H et al. (2006) *Livestock's Long Shadow: Environmental Issues and Options*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.390p.

Tilman D (2001) Functional diversity. In *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, ed.). Academic Press, San Diego, p. 109-120.

Tilman D, Isbell F, Cowles JM (2014) Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 45, 471-93.

Thomas CD et al. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145–148

Vaz-de-Mello FZ, Edmonds WD, Ocampo FC, 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.

Vaz-de-Mello FZ et al. (1998) New data and comments on Scarabaeidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) associated with Attini (Hymenoptera: Formicidae). *The Coleopterists Bulletin*,52,209-216.

Venticinque E, Fonseca M, Fonseca CR. (2016) Projeto Caatinga Potiguar-Cartograma. 2016. Disponível em: <https://library.wcs.org/doi/ctl/view/mid/33065/pubid/DMX3159800000.aspx>

Vieira L, Silva FAB (2012) Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) of the Floresta Nacional Contendas do Sincorá, Bahia, Brazil. *Check List (São Paulo. Online)*,8,1-7.

Vieira L, Silva FAB, Louzada J (em revisão). Dung beetles in a Caatinga Natural Reserve: a threatened Brazilian dry-forest with high biological value. *Iheringia*.

Villéger S, Mason NWH, Mouillot D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89, 2290-2301.

Violle C et al. (2007) Let the concept of trait be functional!. *Oikos*, 116, 882-892.

Walker BH (1992) Biodiversity and ecological redundancy. *Conservation biology*,6,18-23.

Wang S et al. (2012) Impact of socioeconomic development on ecosystem services and its conservation strategies: a case study of Shandong Province, China. *Environmental monitoring and assessment*, 184, 3213-3229.

Zak DR, Holmes WE, White DC, Peacock AD, Tilman D (2003) Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links?. *Ecology*, 84, 2042-2050.

Anexos

Tabela 1. Espécies amostradas de besouros escarabeíneos e seus respectivos 'traits' funcionais: Dieta, Ritmo diário; Alocação de recurso e Biomassa.

Código da espécie	Espécie	Dieta	Ritmo diário	Alocação de recurso	Biomassa
sp1	<i>Ateuchus aff. ovale</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,01385
sp2	<i>Ateuchus aff. volxeni</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,006773
sp3	<i>Ateuchus frontalis</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,00349
sp4	<i>Ateuchus semicribratum</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,009713
sp5	<i>Ateuchus sp.1</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,010819
sp6	<i>Ateuchus vividus</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,017
sp7	<i>Canthidium aff. barbacenicum</i>	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,00712
sp8	<i>Canthidium manni</i>	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,014453
sp9	<i>Canthidium sp.1</i>	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,0087
sp10	<i>Canthidium sp.2</i>	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,008619

sp11	<i>Canthidium</i> sp.3	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,004253
sp12	<i>Canthidium</i> sp.4	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,00322
sp13	<i>Canthidium</i> sp.5	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,009289
sp14	<i>Canthidium</i> sp.6	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,000815
sp15	<i>Canthidium</i> sp.7	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,0013
sp16	<i>Canthon</i> aff. <i>cinctellus</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,006126
sp17	<i>Canthon</i> aff. <i>forcipatus</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,024367
sp18	<i>Canthon</i> aff. <i>lunatus</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,005587
sp19	<i>Canthon</i> aff. <i>maldonadoi</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,00375
sp20	<i>Canthon carbonarius</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,027363
sp21	<i>Canthon conformis</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,014293
sp22	<i>Canthon enkerlini</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,0124
sp23	<i>Canthon for punctatus</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,032537
sp24	<i>Canthon sep.histrio</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,03874
sp25	<i>Canthon lituratus</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,00599
sp26	<i>Canthon melancholicus</i>	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,11145
sp27	<i>Canthon</i> sp.1	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,004653
sp28	<i>Canthon</i> sp.2	Generalista	Diurno	Telecoprídeo	0,005343
sp29	<i>Canthonella</i> sp.1	Coprófago	Noturno	Telecoprídeo	0,001064
sp30	<i>Chalcocopris</i> sp.1	Coprófago	Diurno	Paracoprídeo	0,029978
sp31	<i>Coprophanaeus acrisius</i>	Necrófago	Noturno	Paracoprídeo	0,68105
sp32	<i>Coprophanaeus cyanescens</i>	Necrófago	Noturno	Paracoprídeo	0,3465
sp33	<i>Coprophanaeus pertyi</i>	Necrófago	Noturno	Paracoprídeo	0,215977
sp34	<i>Deltochilum</i> aff. <i>irroratum</i>	Necrófago	Noturno	Telecoprídeo	0,107915
sp35	<i>Deltochilum</i> aff. <i>komareki</i>	Necrófago	Noturno	Telecoprídeo	0,032807
sp36	<i>Deltochilum enceladus</i>	Necrófago	Noturno	Telecoprídeo	0,8052
sp37	<i>Deltochilum pseudoicarus</i>	Necrófago	Noturno	Telecoprídeo	0,388923

sp38	<i>Deltochilum</i> sp.1	Necrófago	Noturno	Telecoprídeo	0,055
sp39	<i>Dichotomius</i> aff. <i>cuprinus</i>	Necrófago	Noturno	Paracoprídeo	0,105568
sp40	<i>Dichotomius</i> aff. <i>Lycas</i>	Necrófago	Noturno	Paracoprídeo	0,168803
sp41	<i>Dichotomius</i> <i>bos</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,26106
sp42	<i>Dichotomius</i> <i>geminatus</i>	Generalista	Noturno	Paracoprídeo	0,06188
sp43	<i>Dichotomius</i> <i>nisus</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,161087
sp44	<i>Dichotomius</i> <i>puncticollis</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,047847
sp45	<i>Eurysternus</i> <i>nigrovirens</i>	Generalista	Diurno	Endocoprídeo	0,008627
sp46	<i>Ontherus</i> <i>appendiculatus</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,030937
sp47	<i>Ontherus</i> <i>azteca</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,032356
sp48	<i>Ontherus</i> <i>erosioides</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,01115
sp49	<i>Onthophagus</i> <i>ranunculus</i>	-	Diurno	Paracoprídeo	0,004197
sp50	<i>Onthophagus</i> sp.1	-	Diurno	Paracoprídeo	0,004927
sp51	<i>Phanaeus</i> <i>kirbyi</i>	-	Diurno	Paracoprídeo	0,153663
sp52	<i>Trichillum</i> <i>externepunctatum</i>	Coprófago	Noturno	Endocoprídeo	0,00215
sp53	<i>Uroxys</i> aff. <i>bahianus</i>	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,00171
sp54	<i>Uroxys</i> sp.1	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,00189
sp55	<i>Uroxys</i> sp.2	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,001713
sp56	<i>Uroxys</i> sp.3	Coprófago	Noturno	Paracoprídeo	0,0029
*	<i>Agamopus</i> <i>unguiculares</i>	-	-	-	0,001425
*	<i>Anomiopus</i> sp.1	-	-	-	0,0077
*	<i>Besourenge</i> sp.1	-	-	-	0,00065
*	<i>Digitonthophagus</i> <i>gazella</i>	-	-	-	0,01488
*	<i>Genieridium</i> <i>cryptops</i>	-	-	-	0,004043
*	<i>Isocopris</i> <i>hypocrita</i>	-	-	-	0,415625

Nota: * Espécies as quais não foram encontradas informações sobre seus ‘traits’ por tanto foram excluídas das análises.

Tabela 2. Distribuição das abundâncias dos besouros escarabeíneos coletados nos quatro sistemas de sistemas estudo: Caatinga, Cerrado, Pasto sujo e Pasto limpo.

Código da espécie	Caatinga	Cerrado	Pasto sujo	Pasto limpo	Total
sp 1	0	4	0	0	4
sp 2	138	154	237	205	734
sp 3	1	112	2	0	115
sp 4	545	12420	719	1511	15195
sp 5	1	6	9	8	24
sp 6	1	0	0	0	1
sp 7	99	97	63	4	263
sp 8	6	6	242	78	332
sp 9	1	0	0	0	1
sp 10	52	13	0	0	65
sp 11	79	134	6	0	219
sp 12	243	87	5	0	335
sp 13	6	5	0	0	11
sp 14	17	0	0	0	17
sp 15	1	1	0	0	2
sp 16	0	0	4	15	19
sp 17	1	0	2	3	6
sp 18	31	302	300	3	636
sp 19	0	2	1	1	4
sp 20	22	20	2292	385	2719
sp 21	57	50	62	18	187
sp 22	809	1408	520	7	2744
sp 23	110	354	278	3	745
sp 24	5	101	13	2	121
sp 25	1	396	15	3	415
sp 26	190	502	340	3	1035
sp 27	150	306	72	2	530

sp 28	0	248	6	4	258
sp 29	20	2	0	0	22
sp 30	10	0	12	0	22
sp 31	0	0	1	1	2
sp 32	0	1	1	0	2
sp 33	1	0	130	26	157
sp 34	1	8	11	44	64
sp 35	583	380	71	0	1034
sp 36	0	2	0	0	2
sp 37	12	24	78	7	121
sp 38	2	0	0	1	3
sp 39	1	23	1	0	25
sp 40	169	51	39	16	275
sp 41	9	59	20	9	97
sp 42	41	992	2526	4203	7762
sp 43	10	68	67	40	185
sp 44	26	9	2	0	37
sp 45	50	35	33	0	118
sp 46	44	1331	433	106	1914
sp 47	19	1	1	0	21
sp 48	4	0	1	0	5
sp 49	329	1052	764	323	2468
sp 50	31	54	14	0	99
sp 51	0	8	0	0	8
sp 52	11	3035	679	521	4246
sp 53	2302	443	108	1	2854
sp 54	13	23	3	0	39
sp 55	22	171	8	0	201
Porcentagem	13%	50,4%	21%	15,6%	

Tabela 3. Resultado do cálculo dos quatro índices de biodiversidade funcional a partir de ‘traits’ de besouros escarabeíneos. FDis: Dispersão funcional; FEve: Equitabilidade funcional; FDiv: Divergência funcional e FRic: Riqueza funcional.

Sistema	Código	FDis	FEve	FDiv	FRic
Pasto sujo	PS1	0,245614045	0,447098194	0,933480063	1,08E-10
Pasto sujo	PS2	0,351813951	0,523379858	0,900571542	1,68E-12
Pasto sujo	PS3	0,325990019	0,417702923	0,859870829	3,85E-12
Pasto sujo	PS4	0,333200241	0,453377866	0,880951806	2,27E-12
Pasto sujo	PS5	0,371443715	0,620651968	0,916950336	2,36E-11
Pasto limpo	PL1	0,247983564	0,504401532	0,941008446	1,21E-15
Pasto limpo	PL2	0,326985606	0,427664578	0,932059282	1,67E-12
Pasto limpo	PL3	0,192059511	0,336017817	0,928803021	1,28E-18
Pasto limpo	PL4	0,252927225	0,448067117	0,905803215	5,43E-15
Pasto limpo	PL5	0,18539147	0,526656691	0,968571989	1,08E-13
Caatinga	CA1	0,329711359	0,559916303	0,812177073	2,66E-12
Caatinga	CA2	0,353249035	0,608781545	0,873837073	4,94E-15
Caatinga	CA3	0,344485563	0,442385652	0,883572553	4,69E-12
Caatinga	CA4	0,317877314	0,542211615	0,824129944	1,47E-11
Caatinga	CA5	0,363857005	0,498005064	0,858320519	2,17E-11
Cerrado	CE1	0,240861983	0,591468008	0,831700169	8,52E-12
Cerrado	CE2	0,407386582	0,516943624	0,947352691	5,95E-11
Cerrado	CE3	0,096045324	0,596943458	0,88928451	5,00E-12
Cerrado	CE4	0,097017136	0,453778072	0,782858635	9,86E-13
Cerrado	CE5	0,357738527	0,374802631	0,869350228	4,97E-12

Tabela 4. Resultados do teste não-paramétrico Kruskal-Wallis para os quatro índices de diversidade funcional: FDis: Dispersão funcional; FEve: Equitabilidade funcional; FDiv: Divergência funcional e FRic: Riqueza funcional. Graus de liberdade: 3.

Índice	H	(p)
FDis	4,68	0,1968
FEve	2,4743	0,48
FDiv	9,2057	0,0267
FRic	8,8286	0,0317

Tabela 5. Resultados do teste a posteriori par-a-par *Student-Newman-Kelws* contrastando as médias entres os diferentes sistemas de estudo no qual o teste não-paramétrico Kruskal-Wallis apresentou ($p < 0,05$).

Sistemas	FDiv	FRic
Pasto sujo x Pasto Limpo	p-valor: 0,1995	p-valor: 0,012
Pasto sujo x Caatinga	p-valor: 0,1088	p-valor: 0,6689
Pasto sujo x Cerrado	p-valor: 0,3924	p-valor: 0,9574
Pasto limpo x Caatinga	p-valor: 0,0039	p-valor: 0,0371
Pasto limpo x Cerrado	p-valor: 0,0325	p-valor: 0,0103
Caatinga x Cerrado	p-valor: 0,4543	p-valor: 0,6305

Anexo 1.a Valores do teste de regressões múltiplas multivariadas (DistLm) para verificar quais variáveis ambientais estão relacionadas ao índice de diversidade funcional FDis (Dispersão funcional) de besouros escarabeíneos.

FDis						
Todos sistemas						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
Subbosque	2,42E-02	3,4323	0,071	0,16015		
Areia	1,54E-02	2,0533	0,174	0,10239		
Dossel	3,18E-03	0,38708	0,541	2,11E-02		
Fractal	1,06E-03	0,12777	0,723	7,05E-03		
PCNM3	1,06E-02	1,3546	0,254	7,00E-02		
PCNM6	1,15E-03	0,13821	0,666	7,62E-03		
Teste sequencial						
Variável	R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
Subbosque	0,16015	2,42E-02	3,4323	0,073	0,16015	0,16015
Areia	0,22029	9,07E-03	1,3113	0,263	6,01E-02	0,22029

Dossel	0,23253	1,85E-03	0,25515	0,602	1,22E-02	0,23253
Fractal	0,3954	2,46E-02	4,0407	0,058	0,16287	0,3954
PCNM3	0,4015	9,21E-04	0,14275	0,717	6,10E-03	0,4015
PCNM6	0,41193	1,57E-03	0,23054	0,648	1,04E-02	0,41193
Sistemas Nativos						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
Subbosque	5,95E-02	9,3617	0,028	0,53922		
Dossel	5,85E-02	8,9985	0,023	0,52937		
PCNM3	3,03E-02	3,0238	0,114	0,2743		
Fractal	2,31E-02	2,1108	0,186	0,20877		
Areia	1,49E-02	1,2449	0,297	0,13465		
PCNM6	1,18E-03	8,66E-02	0,648	1,07E-02		
Teste sequencial						
Variável	Adj R^2	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
Subbosque	0,48162	5,95E-02	9,3617	0,028	0,53922	0,53922
Dossel	0,44074	2,85E-03	0,41518	0,533	2,58E-02	0,56502
PCNM3	0,50174	1,14E-02	1,857	0,232	0,10281	0,66783
Fractal	0,8256	2,60E-02	12,142	0,015	0,23529	0,90311
Areia	0,79832	8,01E-04	0,32361	0,621	7,25E-03	0,91036
PCNM6	0,73185	2,79E-05	8,48E-03	0,926	2,53E-04	0,91062
Sistemas antropizados						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
Fractal	7,75E-03	1,9103	0,222	0,19276		
Subbosque	7,26E-03	1,7643	0,205	0,18069		
PCNM6	7,21E-03	1,7503	0,233	0,17951		
PCNM3	2,32E-04	4,65E-02	0,823	5,78E-03		
Areia	2,22E-03	0,467	0,552	5,52E-02		
Teste sequencial						
Variável	Adj R^2	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
Fractal	9,19E-02	7,75E-03	1,9103	0,216	0,19276	0,19276
Subbosque	-2,12E-02	5,21E-04	0,11433	0,711	1,30E-02	0,20573
PCNM6	-2,44E-02	4,48E-03	0,97845	0,331	0,11136	0,3171
PCNM3	-0,20037	6,44E-04	0,12017	0,725	1,60E-02	0,33313
Areia	-0,47501	4,55E-04	6,90E-02	0,811	1,13E-02	0,34444

Anexo 1.b. Valores do teste de regressões múltiplas multivariadas (DistLm) para verificar quais variáveis ambientais estão relacionadas ao índice de diversidade funcional FEve (Equitabilidade funcional) de besouros escarabeíneos.

FEve						
Todos sistemas						

Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
Dossel	1,24E-02	2,117	0,193	0,10523		
PCNM3	1,47E-02	2,5532	0,156	0,12422		
PCNM6	1,04E-02	1,7441	0,222	8,83E-02		
Areia	6,69E-03	1,08	0,325	5,66E-02		
Fractal	6,69E-04	0,1025	0,76	5,66E-03		
Subbosque	6,54E-04	0,10021	0,735	5,54E-03		
Teste sequencial						
Variável	Adj R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
Dossel	5,55E-02	1,24E-02	2,117	0,154	0,10523	0,10523
PCNM3	3,13E-02	3,31E-03	0,54992	0,455	2,80E-02	0,13327
PCNM6	7,90E-02	1,08E-02	1,8806	0,185	9,12E-02	0,22443
Areia	8,01E-02	5,83E-03	1,0188	0,324	4,93E-02	0,27376
Fractal	3,63E-02	1,91E-03	0,31905	0,59	1,62E-02	0,28994
Subbosque	-3,43E-02	2,82E-04	4,38E-02	0,837	2,38E-03	0,29232
Sistemas nativos						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
PCNM6	1,05E-02	1,9794	0,196	0,19835		
Areia	2,44E-03	0,38641	0,581	4,61E-02		
Dossel	1,16E-03	0,17895	0,718	2,19E-02		
Subbosque	3,69E-04	5,61E-02	0,815	6,96E-03		
Fractal	3,42E-04	5,20E-02	0,808	6,46E-03		
PCNM3	2,38E-05	3,59E-03	0,954	4,49E-04		
Teste sequencial						
Variável	Adj R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
PCNM6	9,81E-02	1,05E-02	1,9794	0,178	0,19835	0,19835
Areia	7,92E-02	4,53E-03	0,83546	0,38	8,55E-02	0,28382
Dossel	-6,69E-02	2,60E-04	4,14E-02	0,859	4,91E-03	0,28873
Subbosque	-0,2781	6,45E-05	8,57E-03	0,924	1,22E-03	0,28994
Fractal	0,32161	2,16E-02	5,4201	0,07	0,40855	0,69849
PCNM3	0,11242	2,99E-04	5,72E-02	0,839	5,64E-03	0,70414
Sistemas antropizados						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
PCNM6	3,18E-03	0,50364	0,516	5,92E-02		
Areia	5,92E-03	0,99081	0,327	0,1102		
Subbosque	7,78E-04	0,11762	0,736	1,45E-02		
Fractal	1,90E-06	2,83E-04	0,985	3,54E-05		
PCNM3	9,72E-03	1,7682	0,25	0,18101		
Teste sequencial						
Variável	Adj R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
PCNM6	-5,84E-02	3,18E-03	0,50364	0,51	5,92E-02	5,92E-02
Areia	-5,12E-02	6,61E-03	1,0547	0,35	0,12318	0,18241

Subbosque	0,12763	1,27E-02	2,4349	0,179	0,23601	0,41842
Fractal	-1,60E-02	9,21E-04	0,15197	0,725	1,72E-02	0,43558
PCNM3	-0,21498	1,31E-03	0,181	0,733	2,44E-02	0,46001

Anexo 1.c. Valores do teste de regressões múltiplas multivariadas (DistLm) para verificar quais variáveis ambientais estão relacionadas ao índice de diversidade funcional FDiv (Diversidade funcional) de besouros escarabeíneos.

FDiv						
Todos sistemas						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
Dossel	1,50E-02	8,6881	0,009	0,32554		
Subbosque	2,26E-03	0,92705	0,326	4,90E-02		
Areia	2,02E-05	7,90E-03	0,919	4,38E-04		
PCNM3	3,15E-03	1,3192	0,284	6,83E-02		
PCNM6	3,01E-03	1,2567	0,263	6,53E-02		
Fractal	4,34E-06	1,69E-03	0,973	9,41E-05		
Teste sequencial						
Variável	Adj R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
Dossel	0,28807	1,50E-02	8,6881	0,01	0,32554	0,32554
Subbosque	0,32266	3,16E-03	1,9191	0,178	6,84E-02	0,39396
Areia	0,28324	1,13E-04	6,51E-02	0,788	2,46E-03	0,39642
PCNM3	0,33153	3,50E-03	2,1559	0,183	7,58E-02	0,47226
PCNM6	0,38713	3,51E-03	2,3606	0,156	7,61E-02	0,54841
Fractal	0,35936	6,12E-04	0,39321	0,527	1,33E-02	0,56167
Sistemas nativos						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
PCNM3	3,76E-03	1,9017	0,228	0,19206		
PCNM6	3,00E-03	1,4507	0,221	0,1535		
Dossel	2,83E-03	1,3548	0,229	0,14482		
Fractal	2,75E-03	1,3049	0,297	0,14024		
Areia	3,04E-04	0,12627	0,73	1,55E-02		
Subbosque	3,32E-06	1,36E-03	0,968	1,70E-04		
Teste sequencial						
Variável	Adj R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
PCNM3	9,11E-02	3,76E-03	1,9017	0,188	0,19206	0,19206
PCNM6	0,15853	3,00E-03	1,6414	0,271	0,15347	0,34553
Dossel	0,15326	1,76E-03	0,95643	0,371	9,00E-02	0,43551
Fractal	0,73118	8,13E-03	13,899	0,013	0,41515	0,85066
Areia	0,68388	1,73E-04	0,2518	0,648	8,84E-03	0,8595

Subbosque	0,59762	1,25E-04	0,14249	0,752	6,37E-03	0,86587
Sistemas antropizados						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
Subbosque	4,98E-03	10,346	0,006	0,56393		
Fractal	3,94E-03	6,4427	0,037	0,44609		
Areia	1,49E-03	1,6186	0,24	0,16828		
PCNM6	1,41E-04	0,12985	0,709	1,60E-02		
PCNM3	7,72E-05	7,06E-02	0,789	8,74E-03		
Teste sequencial						
Variável	Adj R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
Subbosque	0,50942	4,98E-03	10,346	0,011	0,56393	0,56393
Fractal	0,45012	7,41E-05	0,13725	0,745	8,39E-03	0,57231
Areia	0,36998	6,78E-05	0,10964	0,732	7,67E-03	0,57999
PCNM6	0,24694	1,45E-05	1,97E-02	0,894	1,64E-03	0,58163
PCNM3	9,67E-02	1,49E-04	0,16834	0,686	1,69E-02	0,59853

Anexo 1.d. Valores do teste de regressões múltiplas multivariadas (DistLm) para verificar quais variáveis ambientais estão relacionadas ao índice de diversidade funcional FRic (Riqueza funcional) de besouros escarabeíneos.

Fric						
Todos sistemas						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
PCNM6	1,45E-21	2,2274	0,163	0,11012		
Fractal	1,21E-21	1,8144	0,193	9,16E-02		
Subbosque	3,04E-22	0,42534	0,556	2,31E-02		
Dossel	1,08E-23	1,48E-02	0,941	8,20E-04		
PCNM3	7,09E-22	1,0245	0,339	5,39E-02		
Areia	7,14E-26	9,76E-05	0,992	5,42E-06		
Teste sequencial						
Variável	Adj R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
PCNM6	6,07E-02	1,45E-21	2,2274	0,18	0,11012	0,11012
Fractal	5,67E-02	6,04E-22	0,92409	0,397	4,59E-02	0,156
Subbosque	2,49E-02	3,01E-22	0,44574	0,402	2,29E-02	0,17887
Dossel	-3,75E-02	2,72E-23	3,78E-02	0,919	2,07E-03	0,18094
PCNM3	2,14E-02	1,29E-21	1,9017	0,211	9,80E-02	0,27889

Areia	-2,70E-02	2,43E-22	0,34104	0,51	1,84E-02	0,29732
Sistemas nativos						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
PCNM6	1,47E-21	8,3165	0,113	0,5097		
PCNM3	6,74E-22	2,4474	0,166	0,23426		
Fractal	6,03E-22	2,1217	0,191	0,20962		
Subbosque	3,26E-23	9,17E-02	0,815	1,13E-02		
Dossel	2,41E-23	6,75E-02	0,768	8,37E-03		
Areia	2,10E-24	5,84E-03	0,928	7,30E-04		
Teste sequencial						
Variável	Adj R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
PCNM6	0,44841	1,47E-21	8,3165	0,128	0,5097	0,5097
PCNM3	0,67071	6,74E-22	6,4007	0,027	0,23419	0,74388
Fractal	0,66713	9,84E-23	0,92479	0,384	3,42E-02	0,77809
Subbosque	0,79115	3,05E-22	4,5627	0,096	0,10588	0,88397
Dossel	0,84454	1,35E-22	2,7172	0,244	4,69E-02	0,93091
Areia	0,8058	1,25E-23	0,20215	0,654	4,36E-03	0,93527
Sistemas antropizados						
Teste marginal						
Variável	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.		
PCNM6	1,53E-21	1,4038	0,29	0,14928		
PCNM3	1,22E-21	1,0768	0,378	0,11863		
Fractal	5,94E-22	0,49122	0,515	5,79E-02		
Subbosque	5,49E-22	0,45162	0,62	5,34E-02		
Areia	4,06E-24	3,16E-03	0,97	3,95E-04		
Teste sequencial						
Variável	Adj R ²	SS(trace)	Pseudo-F	P	Prop.	Cumul.
PCNM6	4,29E-02	1,53E-21	1,4038	0,302	0,14928	0,14928
PCNM3	4,22E-02	1,09E-21	0,99363	0,41	0,10575	0,25502
Fractal	-0,11002	5,09E-23	4,02E-02	0,792	4,96E-03	0,25999
Subbosque	-0,26618	3,76E-22	0,26004	0,547	3,66E-02	0,29657
Areia	-0,42463	7,21E-22	0,44387	0,492	7,03E-02	0,36683