



RAFAELLA TEIXEIRA MACIEL OLIVEIRA

**ESCARABEÍNEOS DA REGIÃO DE
TRANSIÇÃO
CERRADO/CAATINGA: CONTRIBUIÇÃO PARA
FAUNA DE PASTAGENS**

LAVRAS-MG

2015

RAFAELLA TEIXEIRA MACIEL OLIVEIRA

**ESCARABEÍNEOS DA REGIÃO DE TRANSIÇÃO
CERRADO/CAATINGA: CONTRIBUIÇÃO PARA FAUNA DE
PASTAGENS**

Dissertação apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Júlio Louzada

LAVRAS-MG

2015

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha
Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados
informados pelo (a) próprio(a) autor(a).**

Oliveira, Rafaella Teixeira Maciel.

Escarabeíneos da região de transição cerrado/caatinga: contribuição para fauna de pastagens / Rafaella Teixeira Maciel Oliveira. – Lavras: UFLA, 2015.

76p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de Lavras, 2015.

Orientador: Julio Neil Cassa Louzada.

Bibliografia.

1. Sistemas naturais. 2. Áreas de transição. 3. Pasto sujo. 4. Pasto limpo. 5. Rola-bosta. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

RAFAELLA TEIXEIRA MACIEL OLIVEIRA

**ESCARABÉINEOS DA REGIÃO DE TRANSIÇÃO
CERRADO/CAATINGA: CONTRIBUIÇÃO PARA FAUNA DE
PASTAGENS**

Dissertação apresentado à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Entomologia, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 10 de fevereiro de 2015.

Dra. Priscila Paixão Lopes UEFS

Dra. Vanesca Korasaki UEMG

Dr. Júlio Louzada
Orientador

**LAVRAS-MG
2015**

Aos meus pais e irmãos, que sempre me apoiaram,

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus, por sempre guiar meus passos e tornar meus sonhos possíveis.

Aos meus pais, Leonardo e Denise, pelos ensinamentos, amor, dedicação e confiança. Aos meus irmãos, Marcella e Arthur, pelo apoio e amizade. Agradeço a toda a minha família, pelas orações, apoio e por sempre torcerem por mim.

Ao professor Júlio Louzada, que me orientou com muita paciência e sabedoria durante esses dois anos de mestrado, pelos ensinamentos, confiança e oportunidade.

Ao Dr. Vaz-de-Mello, que me recebeu muito bem em seu laboratório e auxiliou na identificação dos besouros.

Aos meus colegas e amigos rola-bosteiros, pela ajuda, amizade, momentos de desespero e alegrias. Sei que sempre posso contar com vocês!

Agradeço imensamente à Lívia, pela ajuda nas análises estatísticas e em todas as etapas de escrita deste trabalho, com um coração enorme, sempre disposta a ajudar!

Agradeço também ao André, pelas sugestões, opiniões e por me ajudar nos momentos de desespero!

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), ao Departamento de Entomologia e ao Programa de Pós Graduação em Entomologia, pela oportunidade.

Aos professores e profissionais que muito me ensinaram.

Ao CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

À Universidade Federal do Piauí (UFPI), *campus* Bom Jesus, pelo auxílio com material, disponibilização de laboratórios e estudantes para ajudar

no que fosse necessário durante as coletas. Em especial, à Dra. Luciana Barboza Silva, pela atenção, e aos meninos Marco e Robson, companheiros de coleta.

À família Rotilli, que me recebeu e disponibilizou o local de coleta, me acolheu e me deu a ajuda necessária para realização deste trabalho. Dona Irene, Pasqual, Déborah, João Paulo e, em especial, ao Alexandre, pela disponibilidade e paciência.

Aos amigos da turma de Mestrado de 2013, pelos momentos vividos, de desespero, alegria, descontração e pelas boas amizades que fiz.

Aos amigos de Formiga que, apesar da distância, estão sempre presentes e torcendo por mim.

Aos demais amigos que, de alguma forma, contribuíram para a minha formação e a execução deste trabalho.

MUITO OBRIGADA!

*A ignorância gera confiança com mais frequência do que o conhecimento:
são aqueles que sabem pouco, e não aqueles que sabem muito, que tão
positivamente afirmam que esse ou aquele problema jamais será resolvido pela
ciência.*

Charles Darwin

RESUMO GERAL

Desde a colonização, o Brasil vem sofrendo intensas transformações, consequentes do crescimento populacional. As alterações nos habitats, com destaque para a fragmentação florestal, compreendem os dois principais agentes de modificação da paisagem. Dentre os sistemas que são mais afetados pela transformação da paisagem estão as savanas tropicais, no entanto, pouco se entende sobre os padrões de perda de biodiversidade destes sistemas. Devido à grande pressão exercida nas savanas, é possível imaginar que as regiões de transição que existem entre esses biomas são também muito ameaçadas. Isso é um agravante, uma vez que regiões de transição apresentam grande biodiversidade, possuindo espécies pertencentes aos sistemas adjacentes, assim como espécies exclusivas de áreas de transição. Apesar de sua importância, estudos em áreas de transição ainda são escassos. No Brasil, uma das áreas de transição mais importantes é a transição Cerrado/Caatinga. Possuindo grandes áreas dessa vegetação, o Estado do Piauí encontra-se em uma situação preocupante para a conservação destas áreas de transição. A região sudoeste do estado vem se desenvolvendo rapidamente devido à grande expansão agrícola e pecuária existente na região. Para compreender o efeito dessas alterações ambientais é comum o uso de organismos como bioindicadores. Um grupo que tem sido frequentemente utilizado é o dos coleópteros da subfamília Scarabaeinae. Visto que os escarabeíneos são uma boa ferramenta para compreender os efeitos na mudança do uso do solo e que áreas de transição, além de pouco conhecidas, sofrem grande pressão da expansão da agricultura e pecuária, este trabalho tem como objetivos: avaliar os impactos causados pela alteração do uso do solo sobre as comunidades de besouros escarabeíneos em uma área de transição Cerrado/Caatinga e avaliar qual o melhor tipo de manejo para pastagens.

Palavras-chave: Áreas de transição. Besouros rola-bosta. Cerrado. Caatinga. Pastagens.

GENERAL ABSTRACT

Since our colonization, Brazil has been suffering intense transformations resulting from population growth. The changes in the habitats, especially to the forest fragmentation, comprise the two main landscape modifiers. Among the systems that are most affected by landscape transformation are tropical savannas. However, little is understood about the loss standards of biodiversity of these systems. Due to the huge pressure practiced in the savanna it is possible imagine that the transition regions who exists between this biomes are also very threatened. This is an aggravating in the transition regions has great biodiversity, with species belonging to adjacent systems, as well as unique species of transition areas. Despite its importance studies in transition areas are still rare. In Brazil, one of the most important transition area is the transition Cerrado/Caatinga. Having large areas of this vegetation, Piauí State is in a concern for the conservation of these transition areas. The southwestern region of the state has been developing rapidly due to the large agricultural expansion and livestock that exist in the region. A group that has often been used is the dung beetles that's belongs to the subfamily of Scarabaeinae, since the dung beetles are a good tool to comprehend the effects of the soil changes. The transition areas that are little known, suffer great pressure from expansion of agriculture and livestock. This study aims: evaluate the impacts caused by changes of the soil use by dung beetles communities in the transition area Cerrado / Caatinga and evaluate what the best type of pasture management.

Keywords: Transition areas. Dung beetles. Cerrado. Caatinga. Pasture.

LISTA DE FIGURAS

PRIMEIRA PARTE

Figura 1	Áreas de transição brasileiras	21
----------	--------------------------------------	----

SEGUNDA PARTE

ARTIGO 1

Figura 1	Localização geográfica da área de estudo (região em preto) no município de Currais (região em vermelho), estado do Piauí, Brasil.....	44
Figura 2	Áreas de coleta A) Caatinga arbustiva densa; B) Cerrado <i>sensu strictu</i> ; C) pasto sujo e D) pasto limpo	45
Figura 3	Fotografia da armadilha do tipo <i>pitfall</i> utilizada em campo para a coleta dos Scarabaeinae	47
Figura 4	Curva de extrapolação baseada no número de indivíduos de Scarabaeinae coletados em Cerrado, Caatinga, pasto sujo e pasto limpo de 20 áreas de coleta no município de Currais, PI, Brasil. A linha pontilhada indica o valor de extrapolação e as sombras indicam o intervalo de confiança de 95% da riqueza estimada	52
Figura 5	Valores médios da A) riqueza observada, B) riqueza estimada, C) abundância e D) biomassa de espécies em quatro sistemas de uso do solo, Currais, PI, Brasil. Letras iguais não são significativamente diferentes por teste de contraste de médias ao nível de significância 0,05.....	53
Figura 6	A) Rank de abundância e B) biomassa comparando a distribuição das espécies em cada sistema de uso do solo, Currais, PI, Brasil. Onde, A = <i>Ateuchus semicribratum</i> ; B = <i>Trichillum externepunctatum</i> ; C = <i>Canthon enkerlini</i> ; D = <i>Uroxys</i> aff. <i>bahianus</i> ; E = <i>Deltochilum</i> aff. <i>komareki</i> ; F = <i>Dichotomius geminatus</i> ; G = <i>Canthon carbonarius</i> ; H = <i>Onthophagus ranunculus</i> ; I = <i>Canthon melancholicus</i> ; J = <i>Dichotomius</i> aff. <i>lycas</i>	54
Figura 7	Ordenação dos componentes principais (PCO) baseada na matriz de distância de Bray-Curtis de quatro sistemas de uso do solo, Currais, PI, Brasil	55
Figura 8	Padrão de compartilhamento das espécies entre os sistemas naturais e modificados. Barras brancas= abundância das espécies exclusivas dos sistemas naturais, barras pretas= abundância das espécies compartilhadas, barras cinza= abundância das espécies	

	exclusivas dos sistemas modificados. Lista das espécies ver Tabela 3.....	58
Figura 9	Padrão de compartilhamento das espécies entre os sistemas naturais juntos e os sistemas modificados. Barras brancas= abundância das espécies exclusivas dos sistemas naturais, barras pretas= abundância das espécies compartilhadas, barras cinza= abundância das espécies exclusivas dos sistemas modificados. Lista das espécies ver Tabela 3.....	59
Figura 10	Diagrama de Venn mostrando o compartilhamento de espécies entre pares de sistemas de usos do solo. Ce+Ca= Cerrado + Caatinga	60

LISTA DE TABELAS

SEGUNDA PARTE

ARTIGO 1

Tabela 1	Número de indivíduos por espécie da subfamília Scarabaeinae coletados em áreas de Cerrado, Caatinga, pasto sujo e pasto limpo em Currais, PI, Brasil	61
Tabela 2	Valores do teste pareado PERMANOVA para examinar diferenças na composição de espécies entre quatro sistemas de uso do solo, Currais, PI, Brasil	64
Tabela 3	Lista de espécies complementar Figura 8 e Figura 9	64

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	14
1	INTRODUÇÃO	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1	Áreas de transição entre biomas	18
2.2	Áreas de transição brasileiras	20
2.3	Transição Cerrado/Caatinga	22
2.3.1	Cerrado	22
2.3.2	Caatinga	23
2.3.3	Transição Cerrado/Caatinga	25
2.4	Besouros Scarabaeinae	26
	REFERÊNCIAS	30
	SEGUNDA PARTE	39
	ARTIGO 1 Valor de conservação de pastagens introduzidas com e sem manejo para a comunidade de scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em áreas de transição cerrado-caatinga	39

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

Desde a colonização, o Brasil vem sofrendo intensas transformações, em consequência do crescimento populacional. A alteração de ecossistemas, pela substituição por sistemas antrópicos e a consequente fragmentação, pode, além de reduzir a biodiversidade, alterar de maneira significativa o funcionamento dos sistemas naturais. Isto se dá porque os sistemas naturais dependem, em grande parte, de serviços associados à biodiversidade, alguns deles executados de maneira insubstituível (LOUZADA, 2008), como polinização e ciclagem de nutrientes por exemplo.

As alterações nos habitats, com destaque para a fragmentação florestal, compreendem os dois principais agentes de modificação da paisagem (NICHOLS et al., 2007). Com a expansão das fronteiras agrícolas, espécies que sobrevivem em habitats remanescentes são confrontadas com uma matriz de ambientes antropizados, como pastagens e áreas agrícolas (GASCON; WILLIANSO; FONSECA, 2000; TABARELLI; SILVA; GASCON, 2004).

Dentre os sistemas que são mais afetados pela transformação da paisagem estão as savanas tropicais, as quais vêm sofrendo rápida e drástica transformação, já que cerca de 1/5 da população humana e a maioria dos rebanhos vivem nesse tipo de ecossistema (LEHMANN; RATNAM; HUTLEY, 2009). No entanto, pouco se entende sobre os padrões de perda de biodiversidade desses sistemas (GRACE et al., 2006; LEHMANN; RATNAM; HUTLEY, 2009).

Devido à grande pressão exercida nas savanas, é possível imaginar que as regiões de transição que existem entre esses biomas são também muito ameaçadas. Isso é um agravante, uma vez que regiões de transição apresentam

grande biodiversidade, possuindo espécies pertencentes aos sistemas adjacentes, assim como espécies exclusivas de áreas de transição (ODUM, 1997). Áreas transicionais podem ser importantes para facilitar a troca de espécies e nutrientes entre as comunidades. Animais e plantas interagem com transições em muitas escalas, e compreender como as espécies percebem e se relacionam com essas regiões pode facilitar a conservação e o manejo dessas espécies (GRAVES, 2015).

Apesar de sua importância, estudos em áreas de transição ainda são escassos, provavelmente devido ao fato de que poucas áreas de transição são protegidas por lei e a maioria delas foi e ainda está sujeita a impactos causados pelas atividades humanas (SABBAG; ZINA, 2011). O pouco conhecimento acerca de áreas de transição, junto ao seu possível alto valor de conservação de espécies, torna essas áreas de extrema importância para estratégias de conservação e manejo da biodiversidade. Estudos recentes que incorporaram a natureza dinâmica do ambiente, ao examinar a maneira como a mudança global pode afetar os padrões de biodiversidade e as implicações para a conservação dos mesmos, têm aumentado o interesse por essas áreas (KARK; RENSBURG, 2006).

No Brasil, as áreas de transição mais importantes são: transição Amazônia/Cerrado, transição Amazônia/Caatinga e transição Cerrado/Caatinga (WWF BRASIL, 2014). A região de transição Cerrado/Caatinga é a terceira maior área de transição do Brasil, ocupando uma área de 115.108 km², estendendo-se da porção centro-norte do estado do Piauí, passando pelo norte da Bahia até o nordeste de Minas Gerais. Em alguns trechos, a transição ocorre de forma gradual, iniciando-se com o cerrado a oeste, passando pelo desaparecimento do estrado arbóreo e o início das cactáceas e bromeliáceas, até atingir a caatinga arbustiva ao leste (EITEN, 1972). Por outro lado, em outros lugares, são encontrados trechos de caatinga e de cerrado

lado a lado, formando complexos mosaicos (BRASIL, 1973; EMPERAIRE, 1983).

Apresentando grandes áreas dessa vegetação, o estado do Piauí encontra-se em uma situação preocupante para a conservação dessas áreas de transição. A região sudoeste do estado vem se desenvolvendo rapidamente, devido à grande expansão agrícola. Na década de 1990, produtores de grãos, principalmente de soja, começaram a colonizar a região e a cultivar nos cerrados do Piauí. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística- IBGE (2014),aproximadamente 430 mil hectares são,atualmente,cultivados com soja, arroz e algodão nessa região, considerada a nova fronteira agrícola do Brasil.

Para compreender o efeito dessas alterações ambientais é comum o uso de organismos como bioindicadores. Os bioindicadores são organismos, populações ou comunidades nos quais as funções vitais estão intimamente relacionadas com os fatores ambientais e, portanto, podem ser utilizadas para observar os efeitos de agentes estressantes, como poluentes e degradação da vegetação em ambientes naturais (MANNING;FEDER, 1980). Um grupo que tem sido frequentemente utilizado é o dos coleópteros da subfamília Scarabaeinae (NICHOLS et al., 2007; SPECTOR, 2006).

Os besouros escarabeíneos têm hábito detritívoro (se alimentam de matéria orgânica em decomposição, fezes de vertebrados, carcaça, etc.) e um comportamento de enterro do recurso alimentar para posterior oviposição e nutrição de suas larvas (HALFFTER; MATTHEWS, 1966). Devido a estes hábitos, desempenham importantes funções ecológicas (LOUZADA, 2008; NICHOLS et al., 2008), como ciclagem de nutrientes, incorporação de matéria orgânica presente no solo, aeração do solo, controle de parasitas e moscas vetores, dispersão secundária de sementes e polinização (AVENDAÑO-MENDOZA, 2005; KOLLER et al., 1999; LOUZADA, 2008; SHEPHERD;CHAPMAN,1998).

As comunidades de escarabeíneos respondem negativamente a mudanças nas condições ambientais por meio de modificações na riqueza e na diversidade de espécies, na abundância dos indivíduos, na composição específica ou na estrutura de guildas (ANDRESEN, 2005; GARDNER et al., 2008; HALFFTER; FAVILA, 1993; SPECTOR; AYZAMA, 2003). Trata-se de um grupo diverso, de taxonomia bem definida e de amostragem fácil e de baixo custo (NICHOLS et al., 2007).

Visto que os escarabeíneos são uma boa ferramenta para compreender os efeitos na mudança do uso do solo e que áreas de transição, além de pouco conhecidas, sofrem grande pressão da expansão da agricultura e pecuária, este trabalho foi realizado com os objetivos de avaliar os impactos causados pela alteração do uso do solo sobre as comunidades de besouros escarabeíneos em uma área de transição Cerrado/Caatinga e avaliar qual o melhor tipo de manejo para pastagens.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Áreas de transição entre biomas

O conceito ecológico para o estudo de áreas de transição, também chamadas de ecótonos, foi dado há mais de 60 anos, por Odum(1953), segundo o qual se trata de uma transição entre duas ou mais comunidades; é uma zona de junção ou cinturão de tensão, que pode ter dimensão linear considerável, mas é mais estreita do que as próprias áreas adjacentes da comunidade. O mesmo autor sugeriu que em regiões de ecótonos haveria um aumento da riqueza de espécies e abundância de indivíduos e, ainda, a ocorrência de espécies ecotonais únicas.

Segundo Kark e Rensburg (2006), estudos em áreas de transição iniciaram-se com Clements(1897, 1905) e Livingston (1903) e, posteriormente, seguidos por Leopold (1933), com estudos em regiões de fronteira e bordas de sistemas ecológicos. Nos anos 1980, os interesses nos estudos dessas regiões retornaram, quando sua relevância para outras áreas de pesquisa, como a biologia da conservação e a análise da mudança global, passou a ser reconhecida (DICASTRI; HANSEN; HOLLAND, 1988). No entanto, estudos em ambientes de transição ainda são escassos, provavelmente devido ao fato de que poucas áreas de transição são protegidas por lei e a maioria delas foi e ainda está sujeita a impactos causados pelas atividades humanas (SABBAG;ZINA,2011).

Áreas de transição são, muitas vezes, representadas pelas respostas das comunidades vegetais. A vegetação nas áreas de transição revela uma combinação complexa de componentes fitogeográficos dos biomas circundantes, e uma vegetação específica aproveita as condições de instabilidade ecológica e se adapta, dominando localmente o espaço (AB'SÁBER,2003).Conseqüentemente, por causa da grande influência de

plantas dominantes na estrutura do ecossistema (GOSZ, 1993; RISSER, 1995), espera-se que as propriedades dos ecossistemas e comunidades animais respondam em paralelo. Os estudos sobre os aspectos ecológicos de vegetações de transição são elucidativos para entender sua composição, riqueza e diversidade de espécies, porque esses tipos de vegetação são adaptados a ambientes relativamente instáveis (CESTARO; SOARES, 2004).

Áreas transicionais podem ser importantes para facilitar a troca de espécies e nutrientes entre as comunidades. As características dessas regiões podem contribuir ou prejudicar a permeabilidade geral da paisagem. Animais e plantas interagem com diferentes graus de transições em muitas escalas, e compreender como as espécies percebem e se relacionam com essas regiões pode facilitar sua conservação e manejo. Áreas de transição também podem ser importantes na ecologia como indicadores de mudança global. O atual interesse por essas áreas está relacionado com a sua sensibilidade às mudanças climáticas e muitos cientistas defendem o monitoramento delas para detectar padrões de mudança global (GRAVES, 2015). Apesar disso, tentativas recentes de priorizar áreas de conservação ignoram essas regiões inteiramente.

Smith et al. (2001) sustentam que uma estratégia de conservação mais sólida deveria se concentrar na conservação tanto de *hotspots* de biodiversidade como também em zonas de transição associadas. Dada a incerteza futura, preservando-se essas áreas, maximizar-se-ia a probabilidade de uma resposta viável, ao nível de espécie, às mudanças nas condições climáticas.

Áreas de transição ocorrem em múltiplas escalas espaciais, desde transições de escala global entre os principais biomas a transições de pequena escala, em que as comunidades locais de vegetação e microambientes coincidem (GOSZ, 1993; RISSER, 1995). Hoje, é amplamente aceito que uma compreensão clara de zonas de transição e das áreas que elas rodeiam, bem como a identificação das biotas regionais, é importante para a compreensão dos

processos que são responsáveis pela formação da distribuição e a abundância de organismos (GOSZ, 1992; RISSER, 1995; SRIVASTAVA, 1999; WILLIAMS, 1996; WILLIAMS; DE KLERK; CROW, 1999).

2.2 Áreas de transição brasileiras

No Brasil, as áreas de transição entre biomas compreendem um território de, aproximadamente, 675.000 km². Recentemente, algumas zonas com características específicas, existentes entre os principais biomas brasileiros, foram identificadas e separadas para facilitar as tarefas e os esforços de conservação, como mostrada na Figura 1. A maior delas é a transição entre o Cerrado e a Amazônia, com área de 414.007 km², envolvendo as florestas secas do Mato Grosso. Essa transição representa uma forma florestal de manchas inclusas com características comuns do Cerrado, em alguns locais sendo encontradas lado a lado a manchas desse bioma. Normalmente, seus maciços ocorrem em locais afastados dos cursos de água ou da umidade permanente, em terrenos ondulados ou planos. No entanto, os maciços tornam-se menos frequentes nos declives e dorsos das elevações acentuadas (WWF BRASIL, 2014).

A transição entre a Amazônia e a Caatinga é a segunda maior, com área de 144.583 km². O clima nessa área é mais úmido do que na Caatinga, com vegetação mais exuberante à medida que avança para o oeste. A vegetação natural dessa transição é a mata dos cocais, formada por palmeiras babaçu, também conhecidas como bagassi, aguassu ou coco-de-macaco. Também foi classificada separadamente a zona encontrada entre a Caatinga e o Cerrado, com 115.108 km². Nessa área de transição pode ser observada uma vegetação mais rica que a da Caatinga, com florestas de árvores de folhas secas. O clima é mais seco que o do Cerrado, com solo mais ressecado e períodos mais intensos sem

chuva. A maior parte desta área está na fronteira do Cerrado com o sertão, no interior de estados nordestinos (WWF BRASIL, 2014).

Existem, ainda, áreas de transição entre Caatinga e Mata Atlântica, Cerrado e Mata Atlântica e entre os Pampas e Mata Atlântica.

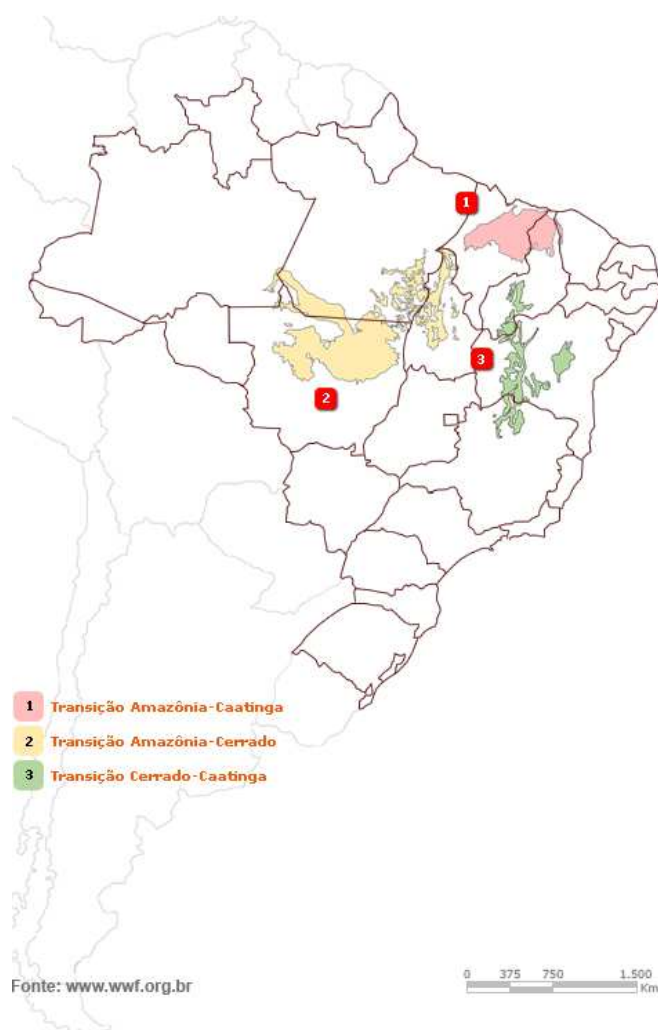


Figura 1 Áreas de transição brasileiras
Fonte: WWF Brasil (2014)

2.3 Transição Cerrado/Caatinga

2.3.1 Cerrado

O Cerrado constitui a segunda maior formação vegetal do Brasil, ocupando cerca de 20% do território brasileiro (ALHO,2005). Está localizado, em sua maioria, na região central do país. O clima do Cerrado é estacional, com duas estações bem definidas, uma seca, durando de cinco a seis meses, e outra úmida, com seis a sete meses relativamente chuvosos (AB'SABER, 1983). Este bioma é formado por um complexo mosaico de fitofisionomias nativas que variam desde o campo limpo (predominância de gramíneas, usadas tradicionalmente como pastagem), passando pelo campo sujo e cerrado *sensu strictu* até florestas (Cerradão e florestas ciliares) semidecíduas (OLIVEIRA;MARQUIS,2002).

O Cerrado é considerado um dos 25 *hotspots* para a conservação da biodiversidade, por ser um dos biomas mais ricos em espécies e também um dos mais ameaçados do mundo (MYERS et al., 2000;OLIVEIRA;MARQUIS, 2002).No entanto,é o segundo bioma brasileiro que mais sofreu alterações com a ocupação humana, atrás apenas da Mata Atlântica, e apresenta apenas 8,21% de seu território legalmente protegido por unidades de conservação; desse total, 2,85% são unidades de conservação de proteção integral e 5,36%, unidades de conservação de uso sustentável, incluindo RPPNs (0,07%) (BRASIL, 2014).

Com a crescente pressão para a abertura de novas áreas, visando incrementar a produção de carne e grãos para exportação, tem havido um progressivo esgotamento dos recursos naturais da região. Nas três últimas décadas, o Cerrado vem sendo intensamente degradado,devido à expansão da fronteira agrícola brasileira (BRASIL, 2014). A substituição de pastagens nativas por pastagens exóticas vem sendo implementada em muitas regiões

diferentes, para aumentar a capacidade de suporte de gado (JEPSON,2005; PIVELLO et al.,1999). Essa alteração é a principal responsável pelo desmatamento desse bioma. Pouco se sabe sobre os efeitos dessa transformação de pastagens nativas para pastagens plantadas exóticas (ALMEIDA et al., 2011) e as consequências para a fauna nativa. Isso se deve, provavelmente, ao fato de que as mudanças estruturais nos ecossistemas dominados por gramíneas são menos evidentes e mais difíceis de detectar (HOUET et al., 2009).

2.3.2 Caatinga

A Caatinga é o único bioma exclusivamente brasileiro e seu patrimônio biológico é único, não sendo encontrado em nenhuma outra região do mundo. Este bioma ocupa uma área de cerca de 844.453km², o equivalente a 11% do território nacional, abrangendo os nove estados nordestinos e o norte de Minas Gerais(BRASIL, 2014). Segundo a classificação de Köppen,o clima predominante da Caatinga é do tipo BSh semiáridoquente.O domínio da Caatinga apresenta forte irregularidade climática, registrando os valores meteorológicos mais extremos do país, como a mais forte insolação; a mais baixa nebulosidade; as mais altas médias térmicas, entre 25°C e 30°C e as mais elevadas taxas de evaporação e, sobretudo, os mais baixos índices pluviométricos, em torno de 500 a 700 mm anuais, com grande variabilidade espacial e temporal (REDDY, 1983; SAMPAIO, 2003). Além disso, este bioma é caracterizado por apresentar um sistema de chuvas irregulares, distribuídas entre os anos, que gera problemas de secas severas periódicas (KROL et al., 2001).

Veloso, Sampaio e Pareyn(2001) dividem a Caatinga em grandes subdivisões ecogeográficas (ecorregiões), no intuito de permitir uma melhor compreensão sobre a distribuição da biodiversidade desse bioma. As ecorregiões propostas para a Caatinga são: Complexo de Campo Maior, Complexo Ibiapaba-

Araripe, Depressão Sertaneja Setentrional, Planalto da Borborema, Depressão Sertaneja Meridional, Dunas do São Francisco, Complexo da Chapada Diamantina e Raso da Catarina.

Associados à heterogeneidade do relevo, do clima e do solo no nordeste do Brasil, dois tipos fisionômicos de vegetação dominam na área semiárida. São essas fisionomias não florestais e as florestais, que variam quanto à deciduidade foliar, de perenifólias, semidecíduas a decíduas. As fisionomias não florestais são representadas pela vegetação lenhosa caducifólia espinhosa (caatinga em sentido restrito), encraves de cerrado, carrasco e outros tipos arbustivos (BRASIL, 2005). Rizzini (1979) identificou cinco tipos fisionômicos principais de Caatinga: caatinga agrupada, caatinga arbustiva esparsa, caatinga arbustiva densa, caatinga arbustiva com suculências e caatinga arbórea.

A vegetação foi selecionada pela pressão do clima seco para se proteger. Algumas plantas armazenam água, como os cactos, outras se caracterizam por terem raízes praticamente na superfície do solo, para absorver o máximo da chuva (WWF BRASIL, 2014). Durante muito tempo, a Caatinga foi considerada pobre em biodiversidade e sua riqueza subestimada. No entanto, atualmente, sabe-se que é a região semiárida mais rica em fauna e flora do mundo, e que tem um elevado grau de endemismos.

A Caatinga é o bioma mais negligenciado, sendo, por muito tempo, esquecido, e apenas recentemente houve uma preocupação com a grave situação em que se encontra, pois, além da necessidade de conservação dos seus sistemas naturais, ainda há uma grande insuficiência de conhecimento científico (VELOSO; SAMPAIO; PAREYN, 2001). Apesar da sua importância, este bioma tem sido muito modificado pela ocupação humana, sofrendo um processo intenso de degradação, produto da agricultura e pecuária intensivas, e menos de 2% se encontram protegidos em unidades de conservação de proteção integral (TABARELLI et al., 2000). Segundo dados mais recentes do Ministério do Meio

Ambiente (BRASIL, 2010), mais de 43% da área de Caatinga já foram desmatados.

2.3.3 Transição Cerrado/Caatinga

Entre os biomas Cerrado e Caatinga há uma longa área de transição que se estende da porção centro-norte do estado do Piauí, passando pelo norte da Bahia até o nordeste de Minas Gerais. A região de transição entre o Cerrado e a Caatinga, também conhecida como Carrasco ou Mata Seca, é a terceira maior do Brasil, com área de 115.108 km². Em alguns trechos, a transição ocorre de forma gradual, iniciando com o cerradão a oeste, passando pelo desaparecimento do estrado arbóreo e o início das cactáceas e bromeliáceas, até atingir a caatinga arbustiva ao leste (EITEN, 1972). Por outro lado, em outros lugares, são encontrados trechos de caatinga e de cerrado lado a lado, formando complexos mosaicos (BRASIL, 1973; EMPERAIRE, 1983).

Ambos os biomas são reconhecidos por sua grande importância: o Cerrado, considerado um dos 25 *hotspots* para a conservação da biodiversidade do mundo (MYERS et al., 2000) e a Caatinga, como o único bioma exclusivamente brasileiro, com um patrimônio biológico único. Poucos estudos foram feitos para se avaliar a biodiversidade da transição entre esses dois biomas (NEVES et al., 2013; RODRIGUES; PRUDENTE, 2011; SANTOS, 2008; VASCONCELOS et al., 2012). Estudos em regiões de cerrado marginais do nordeste (CASTRO; MARTINS; FERNANDES, 1998) e em localidades de caatinga do meio-norte do Brasil, em estudo de aves, como em Santos (2008) e Silveira e Santos (2012), sugerem que essa região tem áreas com grande riqueza de espécies e grande concentração de endemismo. Isso se deve, provavelmente, à existência de uma paisagem extremamente complexa, onde caatinga, pastagens, matas de galeria e matas semidecíduas são encontradas (AB'SABER, 2002;

EITEN,1972). Diante disso, nota-se que áreas associadas à Caatinga e ao Cerrado no meio-norte do Brasil têm alta biodiversidade, por terem espécies pertencentes aos biomas circundantes e espécies adaptadas às áreas de transição entre eles.

No centro-sul do estado do Piauí há uma longa faixa de contato entre o Cerrado e a Caatinga, ea região vem crescendo rapidamente, devido, em grande parte, à expansão agrícola. Na década de 1990, produtores de grãos, principalmente de soja, começaram a chegar e a cultivar nos cerrados do estado. Segundo o IBGE (2014), aproximadamente 430 mil hectares são, atualmente, cultivados com soja, arroz e algodão nessa região, considerada a nova fronteira agrícola do Brasil. Diante da falta de conhecimento e da grande biodiversidade encontrada nessa região, são necessários mais estudos para que medidas de conservação sejam tomadas e áreas prioritárias para preservação sejam estabelecidas.

2.4 Besouros Scarabaeinae

Os besouros da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) são popularmente conhecidos como besourosrola-bosta, devido ao seu hábito alimentar detritívoro, ou seja, utilizam material orgânico (fezes, carcaça e matéria orgânica em decomposição) como principal fonte de alimentação. Além disso, têm o hábito de confeccionar bolas de detritos que são roladas a variadas distâncias da fonte de recurso (HALFFTER;MATHEWS, 1966).

Essa subfamília é composta por cerca de 6.000 espécies distribuídas mundialmente, principalmente nas regiões tropicais do planeta (HANSKI; CAMBEFORT, 1991). Na América do Sul, existem registros de mais de 1.250 espécies e, no Brasil, são encontradas cerca de 618 espécies, pertencentes a seis

tribos (Ateuchini, Deltochilini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini) (VAZ-DE-MELLO, 2000, 2011).

Os escarabeíneos têm comportamento alimentar bem variado e podem ser classificados em guildas tróficas, de acordo com o recurso alimentar que utilizam. A maioria deles é classificada como coprófagos, ou seja, se alimentam de fezes. Outros são classificados como: necrófagos, os que se alimentam de cadáveres em decomposição; saprófagos, os que utilizam material vegetal em decomposição; carpófagos, que se alimentam de frutos em decomposição e micetófagos, que utilizam fungos cultivados por formigas, dentre outros. Existem, ainda, os predadores de diplópodes, foréticos de caramujos e os que apresentam mais de um hábito, considerados generalistas (HALFFTER;MATHEWS, 1966).

Esses besouros também podem ser divididos em grupos funcionais relacionados à forma que alocam o recurso, pois as diferentes maneiras de transporte do alimento da fonte original para um local seguro evitam as pressões de competição com outros grupos detritívoros. Podem ser divididos em três grupos funcionais: telecoprídeos (roladores), confeccionam bolas de recursos (fezes) que são roladas a variadas distâncias (5 a 8 m) da fonte de recurso original (HALFFTER;EDMONDS, 1982; LOUZADA, 2008); paracoprídeos (escavadores), escavam túneis abaixo ou ao lado dos depósitos de recursos alimentares, que serão utilizados para reprodução e/ou alimentação (CAMBEFORT, 1991;LOUZADA, 2008; SCHIFFLER, 2003) e endocoprídeos (residentes), vivem dentro ou abaixo dos recursos, sem alocá-los para lugares longe da fonte de recursos (HALFFTER; EDMONDS, 1982).

Devido, em grande parte, ao seu hábito alimentar e comportamental, os escarabeíneos desempenham importantes funções ecológicas (LOUZADA, 2008; NICHOLS et al., 2008).Dentre elas, algumas se destacam, como a ciclagem de nutrientes e a remoção da matéria orgânica em

decomposição presente na superfície do solo, além da incorporação de nutrientes e a aeração do solo, proporcionadas pelo enterro das fezes realizada por esses organismos. Contribuem também com a dispersão secundária de sementes, que é feita ao enterrarem as fezes de animais frugívoros contendo sementes (ANDRESEN, 2003; ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1991; VULINEC, 2002).

A utilização de depósitos de fezes e carcaças pelos escarabeíneos é um dos aspectos econômicos mais importantes entre suas funções ecológicas, pois colabora com a redução populacional de organismos que, potencialmente, causam problemas ao homem, como moscas hematófagas e detritívoras, e que também utilizam bolos fecais e carcaças como locais de reprodução (BRAGA et al., 2012; LOUZADA, 2008; RIDSDILL-SMITH, 1993).

Os escarabeíneos têm especificidade de habitat, visto que a estrutura de sua comunidade é fortemente afetada pelo tipo de vegetação. Dessa forma, a cobertura florestal é um dos fatores mais importantes para os escarabeíneos da região tropical (ALMEIDA; LOUZADA, 2009; HALFFTER; ARELLANO, 2002; HALFFTER; MATHEWS, 1966). Mudanças na paisagem podem afetar diretamente esses besouros, agindo como um regulador das condições microclimáticas ou, indiretamente, alterando a fauna de vertebrados e, conseqüentemente, a disponibilidade de fezes (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2002; HALFFTER; ARELLANO, 2002; VIEIRA; LOUZADA; SACHA, 2008). Dessa maneira, a fragmentação e a transformação de habitats naturais (DAVIS et al., 2001; GARDNER et al., 2008; HALFFTER; FAVILLA; HALFFTER, 1992; KLEIN, 1989; MEDINA; ESCOBAR; KATTAN, 2002; NICHOLS et al., 2008; SLADE; MANN; LEWIS, 2011) são capazes de alterar drasticamente os padrões de riqueza e de abundância desses coleópteros.

Além de realizarem importantes funções ecológicas, os escarabeíneos são considerados bons bioindicadores, por apresentarem grupos de espécies que

se mostram associados a ambientes distintos, sendo, assim, um bom instrumento de avaliação das alterações na biodiversidade de determinados ecossistemas (FAVILA;HALFFTER, 1997; SPECTOR, 2006). Os bioindicadores são organismos ou comunidades nos quais as funções vitais estão intimamente relacionadas com fatores ambientais e podem ser utilizados para observar os efeitos de agentes estressantes, como poluentes e degradação da vegetação em ambientes naturais (MANNING; FEDER, 1980).O grupo de besouros Scarabaeinae é diverso, de taxonomia bem definida e de amostragem fácil, e de baixo custo (NICHOLS et al., 2007),sendo,assim, muito úteis como bioindicadores.

REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A. N. Bases para o estudo dos ecossistemas da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 16, n. 45, p. 7-30, maio/ago. 2002.

AB'SÁBER, A. N. O domínio dos cerrados: introdução ao conhecimento. **Revista do Serviço Público**, Brasília, v. 111, n. 4, p. 41-55, 1983.

AB'SÁBER, A.N. **Os domínios de natureza no Brasil**: potencialidades paisagísticas. 4. ed. São Paulo: Ateliê, 2003. 159 p.

ALHO, C. J. R. Desafios para a conservação do Cerrado em face das atuais tendências de uso e ocupação. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Ed.). **Cerrado**: ecologia, biodiversidade e conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 367-381.

ALMEIDA, S. et al. Subtle land-use change and tropical biodiversity: dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. **Biotropica**, Washington, v. 43, n. 6, p. 704-710, 2011.

ALMEIDA, S. S. P.; LOUZADA, J. N. C. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 38, n. 1, p. 32-43, 2009.

ANDRESEN, E. Effect of Forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography**, Copenhagen, v. 26, n. 1, p. 87-97, 2003.

ANDRESEN, E. Effects of season and vegetation type on community organization of dung beetles in a tropical dry forest. **Biotropica**, Washington, v. 37, n. 2, p. 291-300, 2005.

AVENDAÑO-MENDOZA, C. et al. Dung beetle community (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a tropical landscape at the Lachua Region, Guatemala. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 14, n. 4, p. 801-822, 2005.

BRAGA, R. F. et al. Are dung beetles driving dung-fly abundance in traditional agricultural areas in the Amazon? **Ecosystems**, New York, v. 15, n. 7, p. 1173-1181, Nov. 2012.

BRASIL. **Projeto RADAM:** levantamento dos recursos naturais. Aracaju: Departamento Nacional de Produção Mineral, 1973. v. 1.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga:** suporte a estratégias regionais de conservação. Brasília, 2005. 446 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biomass.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomass>>. Acesso em: 15 dez. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Monitoramento dos biomas brasileiros:** bioma caatinga. Brasília, 2010. 46 p.

CAMBEFORT, Y. Biogeography and evolution. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.). **Dung beetle ecology.** Princeton: Princeton University, 1991. p. 51-67.

CASTRO, A. A. J. F.; MARTINS, F. R.; FERNANDES, A. G. The woody flora of cerrado vegetation in the state of Piauí, northeastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 55, n. 3, p. 455-472, Nov. 1998.

CESTARO, L. A.; SOARES, J. J. Variações florísticas e estrutural e relações fitogeográficas de um fragmento de floresta decídua no Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 18, n. 2, p. 203-218, abr./jun. 2004.

CLEMENTS, F. E. Peculiar zonal formations of the Great Plains. **American Naturalist**, Chicago, v. 31, p. 968-970, 1897.

CLEMENTS, F. E. **Research methods in ecology.** Lincoln: University of Nebraska, 1905. 368 p.

DAVIS, A. J. et al. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 38, n. 3, p. 593-616, June 2001.

DICASTRI, F.; HANSEN, A. J.; HOLLAND, M. M. **A new look at ecotones:** emerging international projects on landscape boundaries. Paris: International Union of Biological Sciences, 1988. 163 p.

EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, Bronx, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.

EMPERAIRE, L. **La caatinga du Sud-est du Piauí, Brésil**:estude ethnobotanique. Paris: Recherche sur les Civilisations, 1983. 135 p. (Memoire, 21).

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Dung beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 11, n. 11, p. 1903-1918, Nov. 2002.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Howling monkeys (*Alouatta palliata*), dung beetles (Scarabaeidae) and seed dispersal: ecological interactions in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.7, n. 4, p.459-474, Nov. 1991.

FAVILA, M. E.; HALFFTER, G. The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. **Acta Zoológica Mexicana**, Xalapa, n. 72, p. 1-25, 1997.

GARDNER, T. A. et al. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 3, p. 883-893, 2008.

GASCON, C.; WILLIANSO, B.; FONSECA, G. A. B. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**, New York, v.288, n. 5470, p. 1356-1358, May 2000.

GOSZ, J. R. Ecological functions in a biome transition zone: translating local responses to broad-scale dynamics. In: HANSEN, A. J.; DI CASTRI, F. (Ed.). **Landscape boundaries: consequences for biotic diversity and ecological flows**. Berlin: Springer Verlag, 1992. p. 55-75. (Ecological Studies, 92).

GOSZ, J. R. Ecotone hierarchies. **Ecological Applications**, Tempe, v. 3, p. 369-376, 1993.

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

GRAVES, R. **Ecotone**. Disponível em:
<<http://www.eoearth.org/view/article/152345>>. Acesso em: 8 jan.2015.

HALFFTER, G.; ARELLANO, L. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. **Biotropica**, Washington, v. 34, n. 1, p. 144-154, Mar. 2002.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W.D. **The nesting behaviour of dung beetles (Scarabaeinae)**. Cidade do Mexico: Instituto de Ecologia, 1982. 176 p.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biology International**, Paris, n. 27, p. 15-21, July 1993.

HALFFTER, G.; FAVILLA, M. E.; HALFFTER, V. Comparative studies on the structure of scarab guild in tropical rain forest. **Folia Entomologica Mexicana**, Mexico, v. 84, p. 131-156, 1992.

HALFFTER, G.; MATHEWS, E.G. The natural history of dung beetles of the subfamily scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomologica Mexicana**, Mexico, v.12/14, p.1-312, 1966.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University, 1991. 520 p.

HOUET, T. et al. Exploring subtle land use and land cover changes: a framework for future landscape studies. **Landscape Ecology**, Dordrecht, v. 25, n. 2, p. 249-266, Feb. 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Área territorial brasileira**. Disponível em:
<http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/default_territ_area.shtm.>. Acesso em: 29 abr. 2014.

JEPSON, W. A disappearing biome?:reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. **Geographical Journal**, London, v. 171, n. 2, p. 99-111, June 2005.

KARK, S.;RENSBURG, B.J. van. Ecotones: marginal or central areas of transition? **Israel Journal of Ecology & Evolution**, Jerusalem, v. 52, n. 1, p. 29-53, 2006.

KLEIN, B. C. Effects of forest fragmentation on dung and carrion beetle communities in Central Amazonia. **Ecology**, Durham, v. 70, n. 6, p. 1715-1725, 1989.

KOLLER, W. W. et al. Besouros coprófagos (Coleoptera; Scarabaeidae) coletados em Campo Grande, MS, Brasil. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 403-412, 1999.

KROL, M. S. et al. The semiarid integrated model (SDIM), a regional integrated model assessing water availability, 48 vulnerability of ecosystems and society in NE-Brazil. **Physics and Chemistry of the Earth**, Oxford, v. 26, n. 7/8, p. 529-533, July 2001.

LEHMANN, C. E. R.; RATNAM, J.; HUTLEY, L. B. Which of these continents is not like the other?: comparisons of tropical savanna systems: key questions and challenges. **New Phytologist**, Cambridge, v. 181, n. 3, p. 508-511, Jan. 2009.

LEOPOLD, A. **Game management**. New York: Charles Scribner's, 1933. 520 p.

LIVINGSTON, B.E. The distribution of the upland societies of Kent County, Michigan. **Botanical Gazette**, Chicago, v. 35, p. 36-55, 1903.

LOUZADA, J. N. C. Scarabaeidae (Coleoptera-Scarabaeidae) detritívoros em ecossistemas tropicais: diversidade e serviços ambientais. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade dos solos em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. p. 299-322.

MANNING, W. J.; FEDER, W.A. **Biomonitoring air pollutants with plants**. New York: Applied Science, 1980. 234p.

MEDINA, C. A.; ESCOBAR, F.; KATTAN, G. H. Diversity and habitat use of dung beetles in a restored Andean landscape. **Biotropica**, Washington, v. 34, n. 1, p. 181-187, 2002.

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

NEVES, F. S. et al. Ants of three adjacent habitats of a transition region between the cerrado and caatinga biomes: the effects of heterogeneity and variation in canopy cover. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 42, n. 3, p. 258-268, 2013.

NICHOLS, E. et al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, June 2008.

NICHOLS, E. et al. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, n. 1, p. 1-19, 2007.

ODUM, E.P. **Ecology**: a bridge between science and society. Sunderland: Sinauer Associates, 1997. 330 p.

ODUM, E.P. **Fundamentals of ecology**. Philadelphia: W.B. Saunders, 1953. 598 p.

OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. **The cerrados of Brazil**: ecology and natural history of a Neotropical savanna. New York: Columbia University, 2002. 424 p.

PIVELLO, V. R. et al. Abundance and distribution of native and alien grasses in a "Cerrado" (Brazilian savanna) biological reserve. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 1, p. 71-82, Mar. 1999.

REDDY, S. J. Climatic classification: the semi-arid tropics and its environment: a review. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 18, n. 8, p. 823-847, ago. 1983.

RIDSDILL-SMITH, T.J. Asymmetric competition in cattle dung between two species of Onthophagous dung beetle and the bush fly, *Musca vetustissima*. **Ecological Entomology**, Sheffield, v. 18, n. 3, p. 241-246, 1993.

RISSER, P.G. The status of the science examining ecotones. **BioScience**, Washington, v. 45, n. 5, p. 318-325, May 1995.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. São Paulo: Humanismo, Ciências e Tecnologia Hugitec, 1979. 747 p.

RODRIGUES, F. S.; PRUDENTE, A. L. C. The snake assemblage (Squamata: Serpentes) of a Cerrado-Caatinga transition area in Castelo do Piauí, State of Piauí, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Viçosa, MG, v. 28, n. 4, p. 440-448, 2011.

SABBAG, A.F.; ZINA, J. Anurans of a riparian forest in São Carlos, State of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 3, p. 179-188, 2011.

SAMPAIO, E. V. S. B. Caracterização da caatinga e fatores ambientais que afetam a ecologia das plantas lenhosas. In: SALES, V. C. (Ed.). **Ecossistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão, 2003. p. 129-142.

SANTOS, M. P. D. Bird community distribution in a Cerrado-Caatinga transition area, Piauí, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 16, n. 35, p. 323-338, dez. 2008.

SCHIFFLER, G. **Fatores determinantes da riqueza local de espécies de Scarabaeidae (Insecta: Coleoptera) em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual**. 2003. 68 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

SHEPHERD, V. E.; CHAPMAN, C. A. Dung beetles as secondary seed dispersers: impact on seed predation and germination. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 2, p. 199-215, 1998.

SILVEIRA, L. F.; SANTOS, M. P. D. Bird richness in Serra das Confusões National Park, Brazil: how many species may be found in an undisturbed caatinga? **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 20, n. 3, p. 188-198, out. 2012.

SLADE, E. M.; MANN, D. J.; LEWIS, O. T. Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under contrasting logging regimes. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, n. 1, p. 166-174, 2011.

SMITH, T.B. et al. Biodiversity hotspots and beyond: the need for conserving environmental transitions. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 16, n. 8, p. 431, Aug. 2001.

SPECTOR, S. Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. **Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 60, n. 5, p. 71-83, 2006.

SPECTOR, S.; AYZAMA, S. Rapid turnover and edge effects in dung beetle assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical forest/savanna ecotone. **Biotropica**, Washington, v. 35, n. 3, p. 394-404, 2003.

SRIVASTAVA, D. Using local-regional richness plots to test for species saturation: pitfalls and potentials. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 68, n. 1, p. 1-16, Jan. 1999.

TABARELLI, M. et al. Análise de representatividade das unidades de conservação de uso direto e indireto na Caatinga: análise preliminar. In: WORKSHOP AVALIAÇÃO E IDENTIFICAÇÃO DE AÇÕES PRIORITÁRIAS PARA A CONSERVAÇÃO, UTILIZAÇÃO SUSTENTÁVEL E REPARTIÇÃO DE BENEFÍCIOS DA BIODIVERSIDADE DO BIOMA CAATINGA, 1., 2000, Petrolina. **Anais...** Petrolina: Biodiversitas, 2000. Disponível em: <<http://www.biodiversitas.org.br/caatinga>>. Acesso em: 10 nov. 2014.

TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C.; GASCON, C. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forest. **Biodiversity and Conservation**, Bengaluru, v.13, n. 7, p. 1419-1425, June 2004.

VASCONCELOS, M. F. et al. The avifauna of Brejinho das Ametistas, Bahia, Brazil: birds in a caatinga-cerrado transitional zone, with comments on taxonomy and biogeography. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 20, n. 3, p. 246-267, 2012.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. Estado atual de conhecimento dos Scarabaeidae S. str. (Coleoptera: Scarabaeoidea) do Brasil. In: MARTIN-PIERA, F.; MORRONE, J. J.; MELIC, A. (Ed.). **Proyecto iberoamericano de biogeografía y entomología sistemática**. Madrid: PrIBES, 2000. p. 183-195.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. et al. A multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). **Zootaxa**, Saint John, n.2854, p. 1-73, 2011.

VELOSO, A. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; PAREYN, F. G. C. Ecorregiões proposta para o bioma Caatinga. In: SEMINÁRIO DE PLANEJAMENTO ECORREGIONAL DA CAATINGA, 1., 2001, Aldeia. **Anais...** Recife: Associação Plantas do Nordeste, 2001.1 CD-ROM.

VIEIRA, L.; LOUZADA, J.N.C.; SACHA, S. Effects of degradation and replacement of southern brazilian coastal sandy vegetation on the dung beetles. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 6, p. 719-727, Nov. 2008.

VULINEC, K. Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia. **Biotropica**, Saint Louis, v. 34, n.2,p. 297-309, 2002.

WILLIAMS, P. H. Mapping variations in the strength and breath of biogeographic transition zones using species turnover. **Proceedings of the Royal Society of LondonB**, London, n. 263, p. 579-588, 1996.

WILLIAMS, P. H.; DE KLERK, H. M.; CROW, T.M. Interpreting biogeographical boundaries among Afrotropical birds: spatial patterns in richness gradients and species replacement. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 26, n. 3, p. 459-474,May 1999.

WWF BRASIL. **Biomass brasileiros, zonas de transição**. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/biomass/biomass_transicao/>. Acesso em: 10 dez.2014.

SEGUNDA PARTE

ARTIGO 1

**VALOR DE CONSERVAÇÃO DE PASTAGENS INTRODUZIDAS COM
E SEM MANEJO PARA A COMUNIDADE DE SCARABAEINAE
(Coleoptera: Scarabaeidae) EM ÁREAS DE TRANSIÇÃO CERRADO-
CAATINGA**

RESUMO

A alteração de ecossistemas, pela substituição por sistemas antrópicos e a consequente fragmentação, pode, além de reduzir a biodiversidade, alterar de maneira significativa o funcionamento dos sistemas naturais. Muitas savanas tropicais vêm sendo alvo de uma rápida e drástica transformação, no entanto, os padrões de perda da biodiversidade nesses sistemas ainda são pouco entendidos. Regiões de transição entre biomas, também chamadas ecótonos, apresentam grande biodiversidade, já que têm espécies pertencentes aos biomas adjacentes e espécies exclusivas da área de transição. No entanto, poucos estudos têm sido feitos nessas áreas. A transição entre o Cerrado e a Caatinga é a terceira maior transição do Brasil. No centro-sul do estado do Piauí há uma longa faixa de contato entre esses biomas e esta região vem crescendo rapidamente, devido, em grande parte, à expansão agrícola e pecuária. O presente trabalho foi realizado nessa transição como objetivo de avaliar como a alteração de áreas nativas para sistemas antropizados (pastagens manejadas e pastagens não manejadas) afeta a comunidade de besouros escarabeíneos. Os escarabeíneos foram escolhidos por serem considerados eficientes indicadores da qualidade ambiental. As coletas foram realizadas no município de Currais, centro-sul do Piauí, nos meses de janeiro e fevereiro de 2014. Foram selecionadas cinco áreas de cada sistema: Caatinga, Cerrado, pasto sujo e pasto limpo. As armadilhas utilizadas foram *pitfalls*, iscadas com fezes humanas. Foram coletados 48.659 indivíduos, pertencentes a 62 espécies. Tanto Cerrado quanto Caatinga contribuem para a composição de espécies das pastagens. Isso se dá, provavelmente, porque ambos os biomas são abertos e, quando modificados para áreas também abertas, facilita a adaptação das espécies de besouros rola-bosta. Os resultados mostraram também alto valor de conservação das pastagens não manejadas, já que conseguem manter alta riqueza de espécies, semelhante à dos sistemas naturais.

Palavras-chave: Sistemas naturais. Áreas de transição. Pasto sujo. Pasto limpo. Rola-bosta.

ABSTRACT

Changing ecosystems, by the replacement for man-made systems and consequent fragmentation can reduce biodiversity and likely to impair the functioning of natural systems. Many tropical savannah have been subject to a rapid and drastic changes, however biodiversity loss patterns in these systems are still poorly understood. Transition zone between biomes, also called ecotones, show high biodiversity, as have species belonging to the surrounding biomes and exclusive species to the transitional zone. However, few studies have been made in these areas. The transition between Cerrado and Caatinga is the third largest transitional zone of Brazil. In south-central of Piauí State, there is a long contact zone between these biomes, and this region is growing rapidly due in large part to the agricultural and livestock expansion. This work was carried out in this transition zone and aims to evaluate how changing native areas to anthropogenic systems also open (unmanaged pasture and managed pasture), affects the dung-beetles community. The dung-beetles were chosen because they are considered efficient indicators of environmental change. Samplings were conducted in Currais, south-central of Piauí State, in January and February 2014. Were sampled five areas of each system: Caatinga, Cerrado, unmanaged pasture and managed pasture. The traps used were pitfalls, baited with human faeces. We collected 48659 individuals belonging to 62 species. Both Cerrado and Caatinga contributed to the pasture species composition. This happens probably because both biomes are open, and when modified to also open areas, facilitates the dispersion of dung beetle species. The results also showed a high unmanaged pasture conservation value, since they can maintain a community similar to natural systems.

Keywords: Natural systems. Transitional zones. Unmanaged pasture. Managed pasture. Dung beetles.

1 INTRODUÇÃO

Regiões de transição entre biomas, também chamadas ecótonos, apresentam grande biodiversidade, já que têm espécies pertencentes aos biomas adjacentes e outras exclusivas da área de transição (ODUM, 1997). No entanto, essas áreas têm recebido muito menos atenção nos estudos da biodiversidade, provavelmente porque poucas áreas de transição são protegidas por lei e a maioria delas foi e ainda está sujeita a impactos causados pelas atividades humanas (SABBAG; ZINA, 2011). Os estudos sobre os aspectos ecológicos de zonas de transição são elucidativos para entender sua composição, riqueza e diversidade de espécies, já que esses tipos de vegetação são adaptados a ambientes relativamente instáveis (CESTARO; SOARES, 2004).

A transição entre o Cerrado e a Caatinga é a terceira maior do Brasil, ocupando uma área de 115.108 km² (WWF BRASIL, 2014). Estudos em regiões de cerrado marginais do nordeste (CASTRO; MARTINS; FERNANDES, 1998) e em localidades de caatinga do meio-norte do Brasil (SANTOS, 2008; SILVEIRA; SANTOS, 2012) sugerem que essa região tem áreas com grande riqueza de espécies e grande concentração de endemismo. Desde a colonização, o Brasil vem sofrendo intensas transformações, consequentes do crescimento populacional. As modificações nos habitats e a consequente fragmentação florestal compreendem os principais agentes de modificação da paisagem (NICHOLS et al., 2007), o que pode, além de reduzir a biodiversidade, alterar de maneira significativa o funcionamento dos sistemas naturais (LOUZADA, 2008).

No centro-sul do estado do Piauí, há uma longa faixa de contato entre o Cerrado e a Caatinga. Essa região vem crescendo rapidamente, devido, em grande parte, à expansão agrícola e pecuária. Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2014), aproximadamente 430 mil hectares

são, atualmente, cultivados com soja, arroz e algodão nessa região, considerada a nova fronteira agrícola do Brasil. Diante da falta de conhecimento e da grande importância de áreas transicionais entre biomas, são necessários mais estudos para que medidas de conservação sejam tomadas e áreas prioritárias para a preservação sejam estabelecidas.

Uma das maneiras de se avaliar as modificações provocadas pelas ações antrópicas é utilizando-se organismos vivos como bioindicadores. Um grupo que tem sido bastante utilizado é o dos coleópteros da subfamília Scarabaeinae (NICHOLS et al., 2007; SPECTOR, 2006), por responderem rapidamente às mudanças de uso do solo e por serem um grupo diverso, bem conhecido e de fácil amostragem.

Sendo assim, o presente trabalho foi realizado com os objetivos de (1) avaliar se a conversão de áreas nativas de mata de transição (Cerrado e Caatinga) em sistemas de diferentes manejos de pastagem afeta negativamente a comunidade de besouros escarabeíneos e (2) qual dos diferentes manejos apresenta um maior valor de conservação. As hipóteses testadas foram:

- H1: ambos os biomas contribuem para a composição de espécies das pastagens.

- H2: pastagens não manejadas têm um maior valor de conservação para a preservação da biodiversidade.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Fazenda Agropecuária Rotilli, na zona rural de Currais (09°00'25" S; 44°24'39" O), município localizado no centro-sul do estado do Piauí, Brasil, compreendendo uma área aproximada de 100km² (Figura 1). Essa região está inserida em uma área de transição entre os domínios do Cerrado e Caatinga. O clima, segundo Köppen, é tipo BSh, sendo semiárido quente com chuvas de verão, e precipitação anual variando entre 700 e 1.300mm, temperatura média anual de 27,3°C e altitude de 320m.

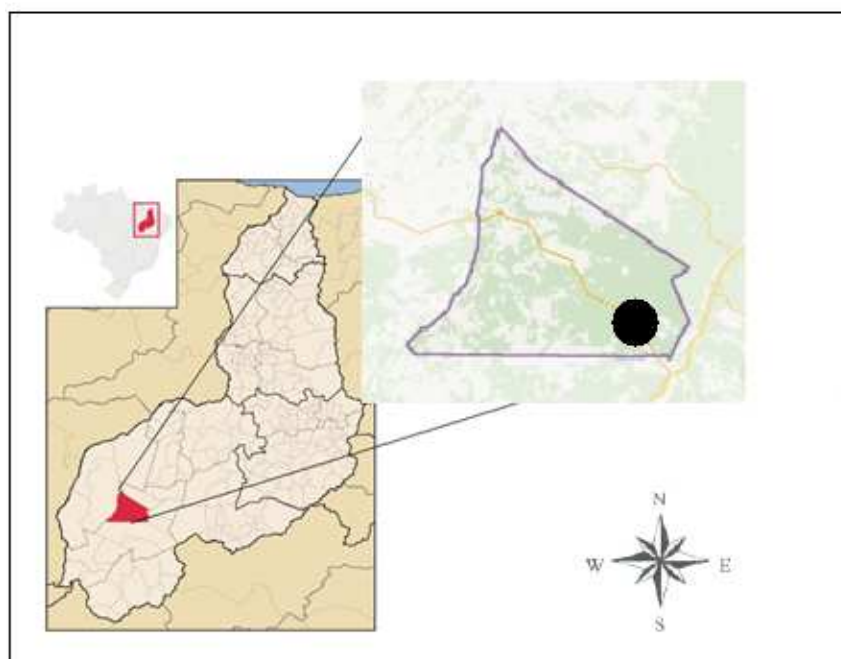


Figura 1 Localização geográfica da área de estudo (região em preto) no município de Currais (região em vermelho), estado do Piauí, Brasil

Para este estudo foram selecionadas áreas florestadas de Caatinga e Cerrado, pasto não manejado (pasto sujo) e pasto manejado (pasto limpo):

- Caatinga: áreas de Caatinga arbustiva densa (Figura 2A);
- Cerrado: áreas de Cerrado *sensu strictu* (Figura 2B);
- pasto sujo: áreas de pastagem introduzida que têm um manejo constante, com o uso de herbicidas e roçadeira, sempre que necessário (Figura 2C);
- pasto limpo: áreas de pastagem também introduzidas, mas que têm apenas a presença do gado, não havendo impacto causado pelo manejo constante, o que permitiu o crescimento de uma vegetação arbustiva (Figura 2D).



Figura 2 Áreas de coleta: A) Caatinga arbustiva densa; B) Cerrado *sensu strictu*; C) pasto sujo e D) pasto limpo

2.2 Desenho amostral

As coletas foram realizadas nos meses de janeiro e fevereiro de 2014, coincidindo com a estação mais quente e chuvosa do ano. Para avaliar a resposta da comunidade de escarabeíneos nos diferentes usos de solo foram amostradas 20 áreas, com uma distância mínima de 800m entre elas. Foram selecionadas cinco áreas de cada sistema: Cerrado, Caatinga, pasto sujo e pastolimp.

Em cada área foi estabelecido um transecto de 200 m, onde foram instaladas cinco armadilhas, distantes 50 m uma da outra. As armadilhas utilizadas foram armadilhas de queda do tipo *pitfall*, que consistem de um recipiente plástico (19cm de diâmetro e 11 cm de profundidade) enterrado com a abertura no nível do solo, contendo 250ml de solução salobra com detergente líquido a 1,5%, e um recipiente de 50ml suspenso dentro do recipiente coletor, no qual foi colocada a isca. Cada armadilha foi iscada com, aproximadamente, 30g de fezes humanas. As armadilhas permaneceram no campo por um período de 48 horas. Sobre cada armadilha foi colocada uma tampa suspensa, utilizando palitos de bambu, para evitar a dessecação das iscas pelo sol e/ou a inundação da armadilha pela chuva (Figura 3).



Figura 3 Fotografia da armadilha do tipo *pitfall* utilizada em campo para a coleta dos Scarabaeinae

Foto: Rafaella Maciel

Após a coleta do material, os besouros coletados foram armazenados em álcool 70%, com os dados de procedência e encaminhados ao Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados (LECIN), Setor de Ecologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA), onde foram triados. Após a triagem, os escarabeíneos foram colocados em mantas entomológicas e secos em estufa, a 40°C, por 72 horas. Após a secagem, foram separados em morfoespécies, montados e identificados, com o auxílio do professor Dr. Fernando Vaz-de-Mello, na Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT), em Cuiabá, até o menor nível taxonômico possível. O material *voucher* está depositado na Coleção de Referência de Escarabeíneos Neotropicais do LECIN e na Seção de Entomologia da Coleção Zoológica da UFMT.

2.3 Biomassa

Para determinar a biomassa média de escarabeíneo coletada, foram utilizados 20 exemplares de cada espécie, escolhidos aleatoriamente entre as amostras. Estes foram secos em estufa, à temperatura de 40°C, por 72 horas e, posteriormente, pesados em balança de precisão (0,0001g). Quando a quantidade de exemplares não era suficiente para completar a série, todos os indivíduos disponíveis foram pesados.

2.4 Análise dos dados

Para comparar graficamente os padrões de riqueza de espécies nos diferentes tipos de uso do solo e verificar o esforço amostral, foi utilizada a curva de acumulação de espécies com extrapolação, em função do número de indivíduos (extrapolando-se o número de indivíduos de cada sistema para aquele de maior abundância) (COLWELL et al., 2012). Utilizaram-se 100 replicações de bootstrap para estimar o intervalo de confiança de 95%. As curvas de extrapolação foram geradas utilizando-se o pacote iNEXT (Interpolação e extrapolação para a diversidade de espécies) (CHAO; JOST, 2012; HSIEH; MA; CHAO, 2013).

Para se verificar o efeito do uso do solo sobre a riqueza observada (riqueza real), a riqueza estimada (riqueza padronizada, extrapolando o número de indivíduos de cada área para aquela de menor abundância), o número de indivíduos da comunidade e a biomassa, foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM), tendo a riqueza observada, a riqueza estimada, a abundância e a biomassa como variáveis resposta e os diferentes sistemas de uso do solo (Caatinga, Cerrado, pasto sujo e pastolimpo) como variável determinante. Para avaliar possíveis diferenças na riqueza observada, na riqueza

estimada, na biomassa e na abundância entre os diferentes sistemas, foi efetuado um teste de contraste de médias. Essas análises foram realizadas com o auxílio do software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008).

Com a finalidade de comparar os padrões de dominância de espécies nos diferentes sistemas, foi realizado *rank* de abundância e de biomassa das espécies com dados transformados (log), a fim de minimizar a influência de espécies raras na análise.

Para análise da composição de espécies, as diferenças espaciais nas assembleias de escarabeíneos nos diferentes usos do solo estudadas foram verificadas por meio da análise de coordenadas principais (PCO), baseada na matriz (com valores de abundância) de similaridade de Bray-Curtis, com dados padronizados e transformados por raiz quadrada. Diferenças estatísticas na composição de espécies entre os diferentes sistemas de uso do solo foram medidas por meio da análise de variância permutacional multivariada. Essas análises foram realizadas utilizando-se o software Primer v.6 com PERMANOVA + (CLARKE; GORLEY, 2006).

O valor de conservação dos ambientes modificados (pasto sujo e pastolimp) foi definido como a proporção de espécies dos sistemas naturais (Cerrado e Caatinga) que esses ambientes conseguem suportar. Logo, quanto maior a quantidade de espécies compartilhadas com os sistemas naturais, mais alto o valor para a conservação da biodiversidade desses ambientes.

3 RESULTADOS

3.1 Padrões de riqueza, abundância e biomassa

Foram coletados 48.659 indivíduos de besouros Scarabaeinae, pertencentes a 62 espécies distribuídas em 20 gêneros (Tabela 1).

A curva de acumulação de espécies com extrapolação mostrou que a Caatinga foi o único sistema de uso do solo no qual a curva não atingiu (ou não mostrou tendência de atingir) a assíntota, demonstrando que, nesse sistema, o esforço de coleta não foi suficiente. Os intervalos de confiança mostram que as riquezas de Cerrado, Caatinga e pasto sujo são estatisticamente iguais, enquanto a do pastolimpotende a ser diferente (Figura 4).

O Cerrado e a Caatinga apresentaram o mesmo número de espécies (50), seguidos do pasto sujo (49) e do pasto limpo (36). Os sistemas se diferenciaram significativamente em relação à riqueza observada ($\chi^2 = 10,412$; $p = 0,0009$). O pasto limpo apresentou o menor número de espécies, e Cerrado, Caatinga e pasto sujo não apresentaram diferença significativa (Figura 5A). Os sistemas também se diferenciaram significativamente quanto à riqueza estimada ($F = 4,948$; $p = 0,0128$), no qual se formaram dois grupos: Caatinga e pasto sujo não são estatisticamente diferentes entre si, porém, têm riqueza estimada maior do que Cerrado e pasto limpo, que também não se diferenciaram significativamente entre si (Figura 5B).

Quanto ao número de indivíduos, os sistemas também se diferenciaram significativamente ($F = 4,2842$; $p = 0,0212$). O Cerrado apresentou maior abundância (50,4% dos indivíduos coletados) e a Caatinga (13%), o pasto sujo (21%) e o pasto limpo (15,6%) não apresentaram diferença significativa (Figura 5C). Em relação à biomassa, não houve diferença significativa entre os sistemas de uso do solo ($F = 1,4712$; $p = 0,2599$) (Figura 5D).

O rank de abundância mostra que o Cerrado e o pasto limpo tiveram duas espécies em comum com maior número de indivíduos registrados, *Ateuchus semicribratum* Harold, 1868 e *Trichillum externepunctatum* Preudhomme de Borre, 1880. A Caatinga e o Cerrado têm uma espécie mais abundante em comum, *Canthon enkerlini* (Martinez, Halfpter & Halfpter, 1964) e pasto sujo e pasto limpo têm em comum a espécie *Dichotomius geminatus* (Arrow, 1913), como a mais abundante (Figura 6A).

Quando observado o rank de biomassa, Cerrado e pasto limpo compartilham duas espécies de maior biomassa, *A. semicribratum* e *D. geminatus*, esta última também presente no pasto sujo. Pasto sujo e pasto limpo compartilham ainda *Canthon carbonarius* Harold, 1868. A Caatinga, o Cerrado e o pasto sujo têm em comum, como uma das espécies com maior biomassa, *Canthon melancholicus* Harold, 1868 (Figura 6B).

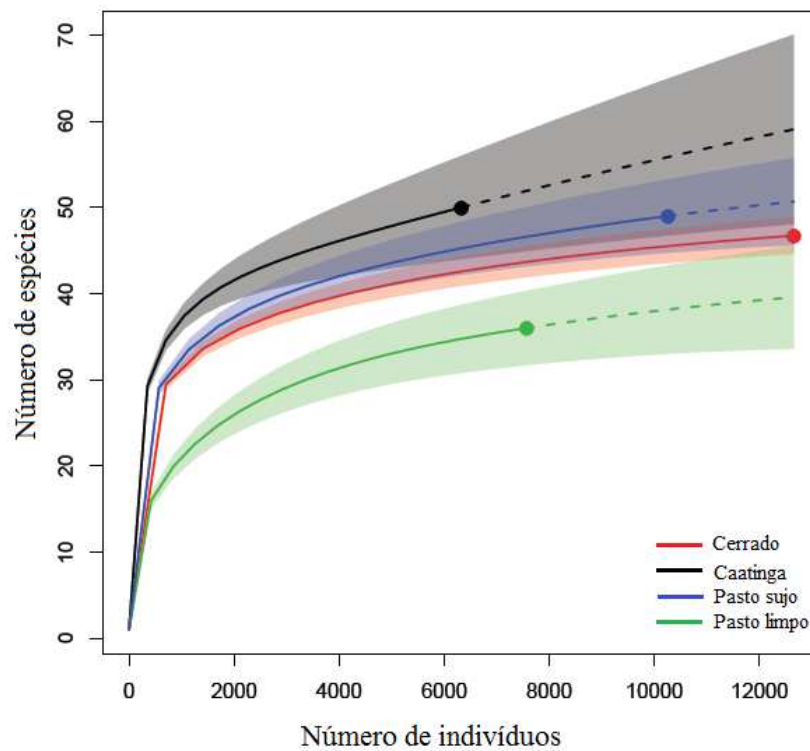


Figura 4 Curva de extrapolação baseada no número de indivíduos de Scarabaeinae coletados em Cerrado, Caatinga, pasto sujo e pasto limpo, de 20 áreas de coleta no município de Currais, PI, Brasil. A linha pontilhada indica o valor de extrapolação e as sombras indicam o intervalo de confiança de 95% da riqueza estimada

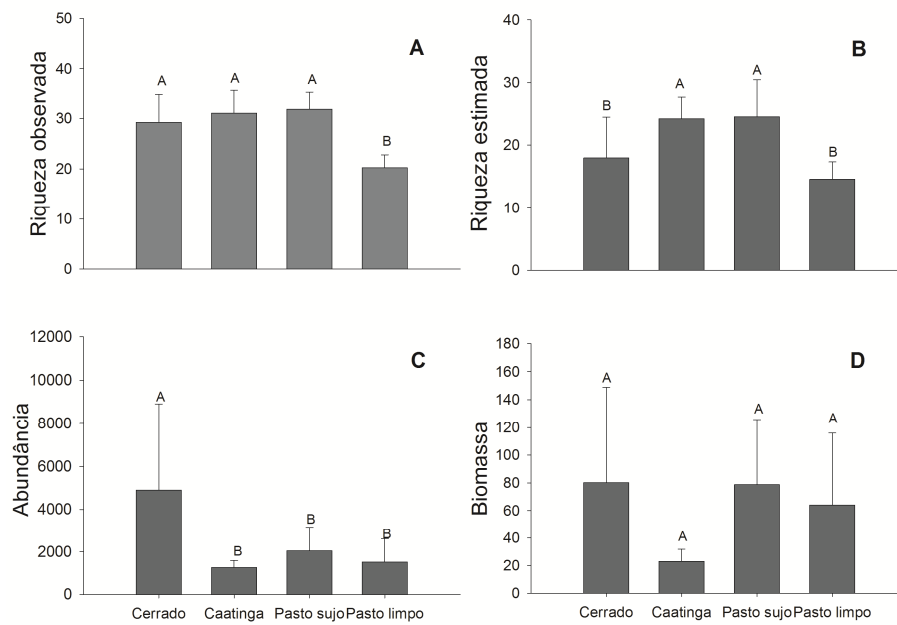


Figura 5 Valores médios da A) riqueza observada, B) riqueza estimada, C) abundância e D) biomassa de espécies em quatro sistemas de uso do solo, Currais, PI, Brasil. Letras iguais não são significativamente diferentes por teste de contraste de médias, a 0,05 de significância

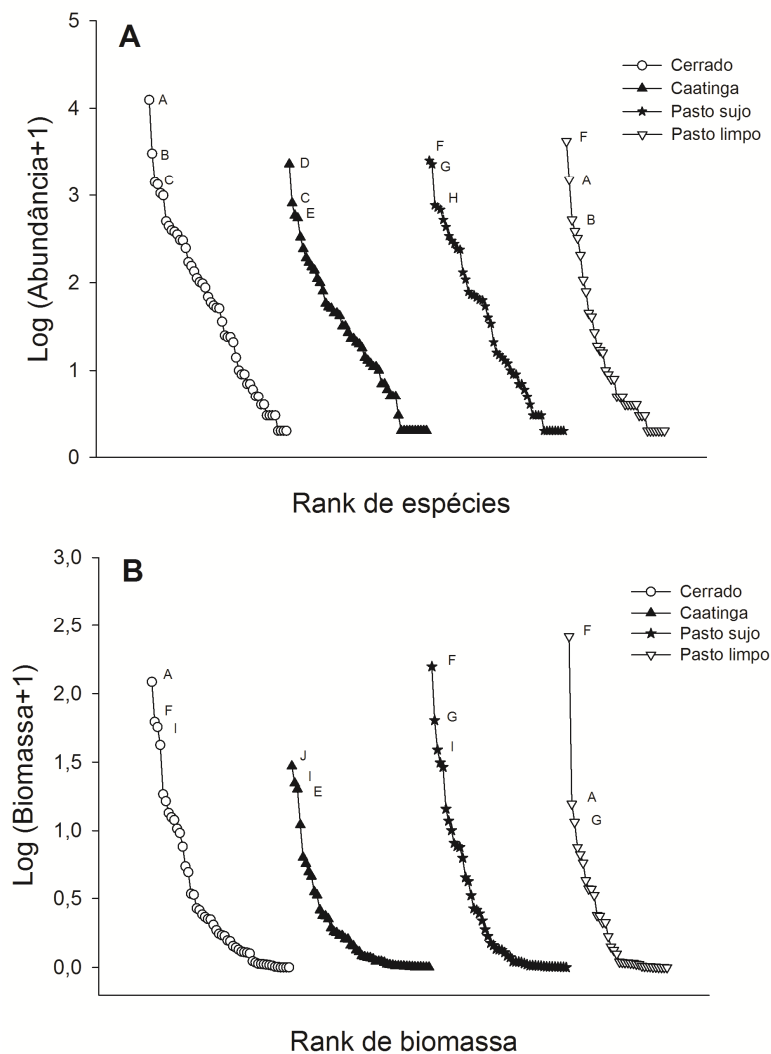


Figura 6A) Rank de abundância e B) biomassa comparando a distribuição das espécies em cada sistema de uso do solo, Currais, PI, Brasil, em que A = *Ateuchus semicribratum*; B = *Trichillum externepunctatum*; C = *Canthon enkerlini*; D = *Uroxys aff. Bahianus*; E = *Deltochilum aff. Komareki*; F = *Dichotomius geminatus*; G = *Canthon carbonarius*; H = *Onthophagus ranunculus*; I = *Canthon melancholicus*; J = *Dichotomius aff. Lycas*

3.2 Composição de espécies

Com relação à composição de espécies, houve quatro grupos formados: Cerrado, Caatinga, pastosujo e pastolimpo, que podem ser visualizados no mapa de ordenação por PCO. Pastosujo, pasto limpo e Caatinga formam grupos mais isolados, enquanto o Cerrado tem maior variabilidade espacial, tendo pontos próximos a todos os outros usos do solo (Figura 7). Os dois primeiros eixos da PCO explicaram 67,8% da variação dos dados. A comunidade de Scarabaeinae mostrou diferenças significativas entre os sistemas de uso do solo (PERMANOVA, pseudo-F= 5,1798, p= 0,001) (Tabela 2).

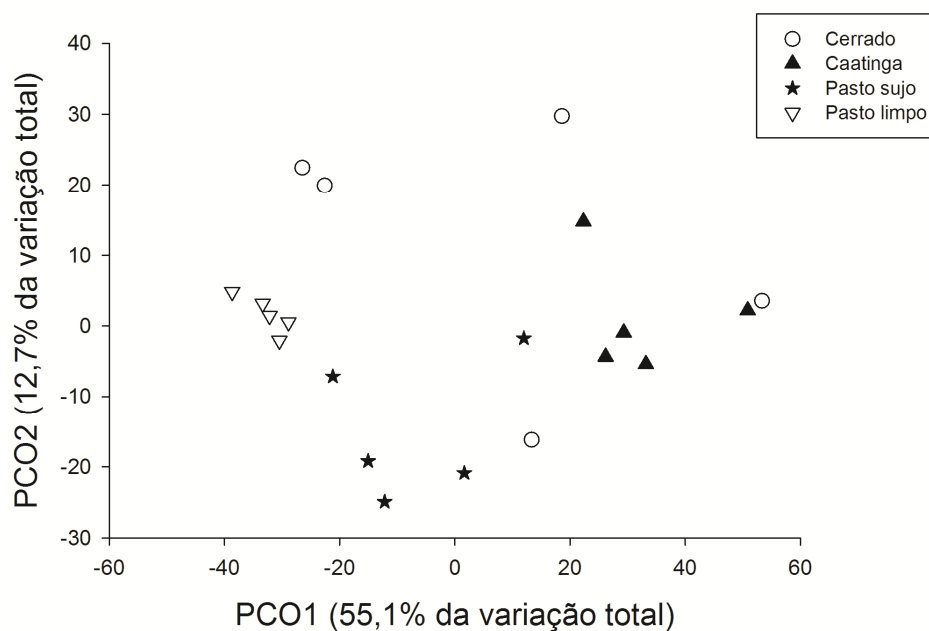


Figura 7 Ordenação dos componentes principais (PCO), baseada na matriz de distância de Bray-Curtis de quatro sistemas de uso do solo, Currais, PI, Brasil

3.3 Padrões de compartilhamento de espécies

A Caatinga e o pasto limpo, juntos, têm 56 espécies, sendo 20 presentes apenas na Caatinga, 6 apenas no pasto limpo e 30 compartilhadas. Das 30 espécies compartilhadas, 15 ocorrem com maior abundância na Caatinga, 13 no pasto limpo e 2 de igual abundância em ambos os sistemas (Figura 8A). Caatinga e pasto sujo também têm 56 espécies, sendo 8 presentes apenas na Caatinga, 6 no pasto sujo e 42 espécies compartilhadas. Das 42 espécies compartilhadas, 15 ocorrem com maior abundância na Caatinga, 26 no pasto sujo e uma de igual abundância em ambos os sistemas (Figura 8B).

O Cerrado e o pasto limpo, juntos, têm 56 espécies, sendo 20 encontradas no Cerrado, 6 no pasto limpo e 30 compartilhadas entre eles. Das 30 espécies compartilhadas, 23 ocorrem com maior abundância no Cerrado, 6 no pasto limpo e uma de igual abundância em ambos os sistemas (Figura 8C). Cerrado e pasto sujo têm, juntos, 58 espécies, sendo 9 encontradas apenas no Cerrado, 8 no pasto sujo e 41 compartilhadas. Das 41 espécies compartilhadas, 30 ocorrem com maior abundância no Cerrado, 9 no pasto sujo e 2 de igual abundância em ambos os sistemas (Figura 8D).

Os sistemas naturais juntos (Cerrado+Caatinga) e o pasto limpo têm 61 espécies, sendo 25 exclusivas dos sistemas naturais, 2 do pasto limpo e 34 compartilhadas (Figura 9A). Sistemas naturais e pasto sujo têm, juntos, 62 espécies, sendo 13 encontradas apenas nos sistemas naturais, 3 no pasto sujo e 46 espécies compartilhadas entre eles (Figura 9B).

Pasto sujo tem maior valor de conservação da biodiversidade do que o pasto limpo, visto que tem potencial para conservar 78% das espécies dos sistemas naturais, enquanto o pasto limpo tem potencial para conservar 57,6% das espécies dos sistemas naturais.

O número de espécies encontradas exclusivamente em um sistema e o número de espécies compartilhadas entre pares de sistemas de uso do solo estão mais bem exemplificados na Figura 10.

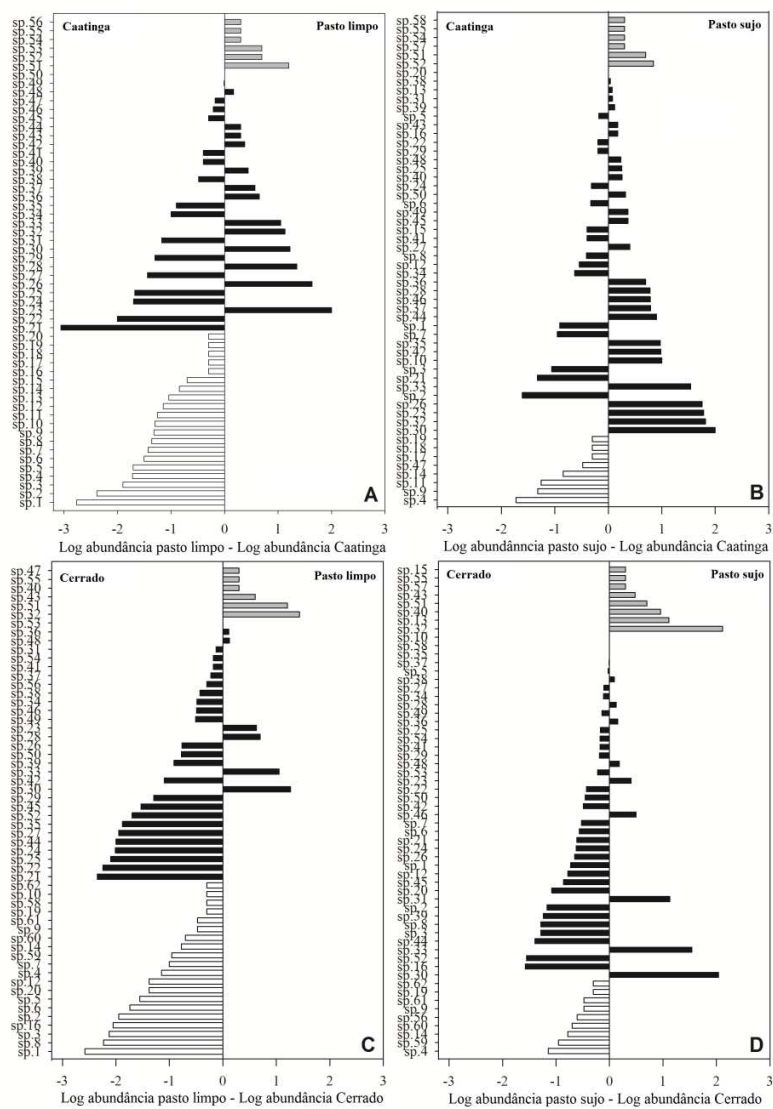


Figura 8 Padrão de compartilhamento das espécies entre os sistemas naturais e modificados. Barras brancas= abundância das espécies exclusivas dos sistemas naturais, barras pretas= abundância das espécies compartilhadas, barras cinza= abundância das espécies exclusivas dos sistemas modificados. Lista das espécies ver Tabela 3

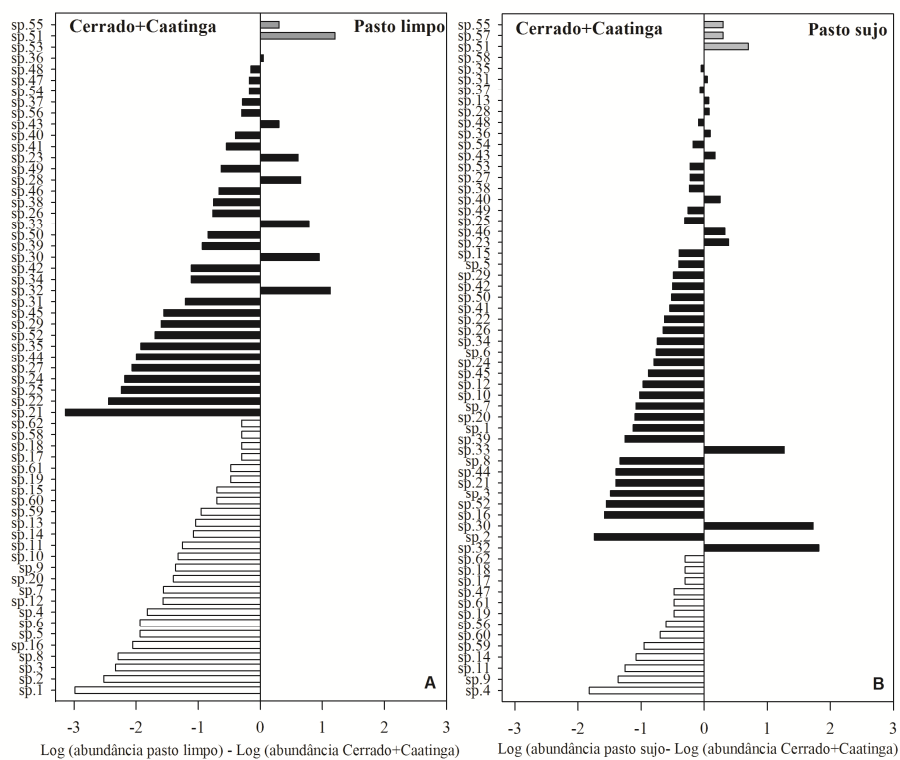


Figura 9 Padrão de compartilhamento das espécies entre os sistemas naturais juntos e os sistemas modificados. Barras brancas= abundância das espécies exclusivas dos sistemas naturais, barras pretas= abundância das espécies compartilhadas, barras cinza= abundância das espécies exclusivas dos sistemas modificados. Lista das espécies ver Tabela 3

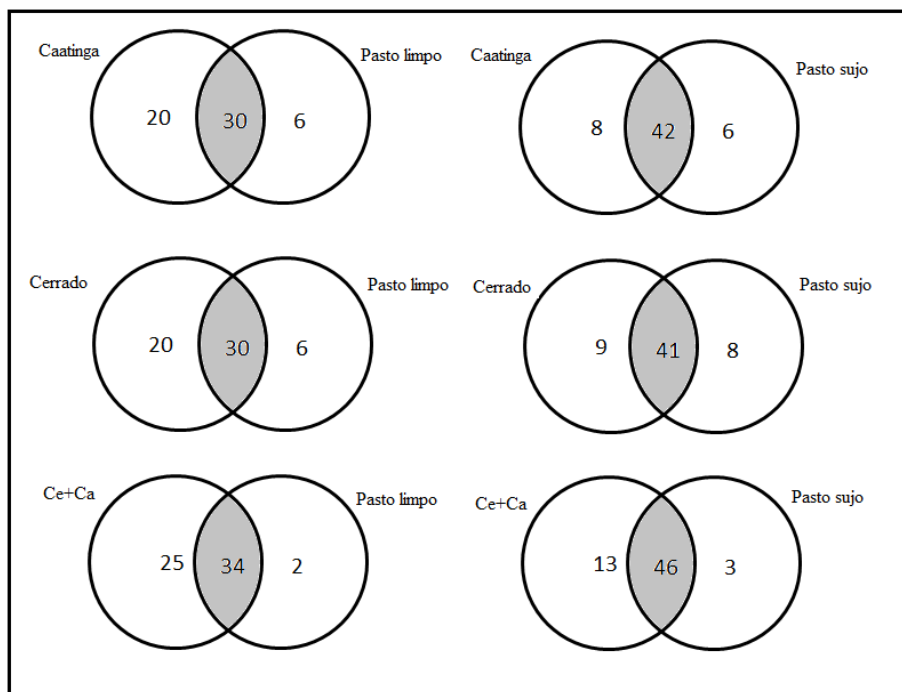


Figura 10 Diagrama de Venn mostrando o compartilhamento de espécies entre pares de sistemas de usos do solo. Ce+Ca= Cerrado + Caatinga

Tabela 1 Número de indivíduos, por espécie da subfamília Scarabaeinae, coletados em áreas de Cerrado, Caatinga, pasto sujo e pasto limpo em Currais, PI, Brasil

Espécies	Caatinga	Cerrado	Pasto sujo	Pasto limpo	Total
<i>Agamopus unguicularis</i> (Harold, 1883)	4	0	8	1	13
<i>Anomiopus</i> sp.1	0	0	1	0	1
<i>Ateuchus</i> aff. <i>ovale</i> Boucomont, 1928	0	4	0	0	4
<i>Ateuchus</i> aff. <i>volxeni</i>	138	154	237	205	734
<i>Ateuchus frontalis</i> (Boucomont, 1928)	1	112	2	0	115
<i>Ateuchus semicribratum</i> Harold, 1868	545	12420	719	1511	15195
<i>Ateuchus</i> sp.1	1	6	9	8	24
<i>Ateuchus vividus</i> German, 1824	1	0	0	0	1
<i>Besourenga</i> sp.1	4	2	1	1	8
<i>Canthidium</i> aff. <i>Barbacenicum</i> Borre, 1886	99	97	63	4	263
<i>Canthidium manni</i> Arrow, 1913	6	6	242	78	332
<i>Canthidium</i> sp.1	1	0	0	0	1
<i>Canthidium</i> sp.2	52	13	0	0	65
<i>Canthidium</i> (Eucanthidium) sp.3	79	134	6	0	219
<i>Canthidium</i> sp.4	243	87	5	0	335
<i>Canthidium</i> sp.5	6	5	0	0	11
<i>Canthidium</i> sp.6	17	0	0	0	17
<i>Canthidium</i> sp.7	1	1	0	0	2
<i>Canthon</i> aff. <i>cinctellus</i> (Germar, 1824)	0	0	4	15	19
<i>Canthon</i> aff. <i>forcipatus</i> Harold, 1868	1	0	2	3	6
<i>Canthon</i> aff. <i>lunatus</i> Schmidt, 1922	31	302	300	3	636
<i>Canthon</i> aff. <i>maldonadoi</i> Martinez, 1951	0	2	1	1	4
<i>Canthon carbonarius</i> Harold, 1868	22	20	2292	385	2719
<i>Canthon conformis</i> Harold, 1868	57	50	62	18	187

Tabela 1, continuação

Espécies	Caatinga	Cerrado	Pasto sujo	Pasto limpo	Total
<i>Canthon enkerlini</i> (Martinez, Halffter & Halffter, 1964)	809	1408	520	7	2744
<i>Canthon for punctatus</i> Schmidt, 1922	110	354	278	3	745
<i>Canthon septemmaculatum histrio</i> (LePeletier & Serville, 1828)	5	101	13	2	121
<i>Canthon lituratus</i> (Germar, 1813)	1	396	15	3	415
<i>Canthon melancholicus</i> Harold, 1868	190	502	340	3	1035
<i>Canthon</i> sp.1	150	306	72	2	530
<i>Canthon</i> sp.2	0	248	6	4	258
<i>Canthonella</i> sp.1	20	2	0	0	22
<i>Chalcocopris</i> sp.1	10	0	12	0	22
<i>Coprophanæus acrisius</i> (MacLeay, 1819)	0	0	1	1	2
<i>Coprophanæus cyanescens</i> Olsoufieff, 1924	0	1	1	0	2
<i>Coprophanæus pertyi</i> Olsoufieff, 1924	1	0	130	26	157
<i>Deltochilum</i> aff. <i>irroratum</i> (Castelnau, 1840)	1	8	11	44	64
<i>Deltochilum</i> aff. <i>komareki</i> Balthasar, 1939	583	380	71	0	1034
<i>Deltochilum enceladus</i> Kolbe, 1893	0	2	0	0	2
<i>Deltochilum pseudoicarus</i> Balthasar, 1939	12	24	78	7	121
<i>Deltochilum</i> sp.1	2	0	0	1	3
<i>Dichotomius</i> aff. <i>cuprinus</i> (Felsche, 1901)	1	23	1	0	25
<i>Dichotomius</i> aff. <i>lycas</i> (Felsche, 1901)	169	51	39	16	275
<i>Dichotomius bos</i> (Blanchard, 1846)	9	59	20	9	97
<i>Dichotomius geminatus</i> (Arrow, 1913)	41	992	2526	4203	7762
<i>Dichotomius nisus</i> (Olivier, 1789)	10	68	67	40	185
<i>Dichotomius puncticollis</i> (Luederwaldt, 1935)	26	9	2	0	37
<i>Digitonthophagus gazella</i> (Fabricius, 1787)	0	4	2	4	10
<i>Eurysternus nigrovirens</i> Génier, 2009	50	35	33	0	118

Tabela 1, conclusão

Espécies	Caatinga	Cerrado	Pasto sujo	Pasto limpo	Total
<i>Genieridium cryptops</i> (Arrow, 1913)	44	3	53	2	102
<i>Isocopris hypocrita</i>	0	3	0	1	4
<i>Ontherus appendiculatus</i> (Mannerheim, 1829)	44	1331	433	106	1914
<i>Ontherus azteca</i> Harold, 1869	19	1	1	0	21
<i>Ontherus erosioides</i> Luederwaldt, 1930	4	0	1	0	5
<i>Onthophagus ranunculus</i> Arrow, 1913	329	1052	764	323	2468
<i>Onthophagus</i> sp.1	31	54	14	0	99
<i>Phanaeus kirbyi</i> Vigors, 1825	0	8	0	0	8
<i>Trichillum externepunctatum</i> Preudhomme de Borre, 1880	11	3035	679	521	4246
<i>Uroxys</i> aff. <i>bahianus</i> Boucomont, 1927	2302	443	108	1	2854
<i>Uroxys</i> sp.1	13	23	3	0	39
<i>Uroxys</i> sp.2	22	171	8	0	201
<i>Uroxys</i> sp.3	0	1	0	0	1
Total de indivíduos	6328	24513	10256	7562	48659
Total de espécies	50	50	49	36	62

Tabela 2 Valores do teste pareado PERMANOVA para examinar diferenças na composição de espécies entre quatro sistemas de uso do solo, Currais, PI, Brasil

PERMANOVA		
Sistemas de uso do solo	t	P
Cerrado x Caatinga	1,4749	0,138
Cerrado x pasto limpo	2,089	0,009
Cerrado x pasto sujo	1,3689	0,145
Caatinga x pasto limpo	4,7484	0,008
Caatinga x pasto sujo	2,7443	0,016
Pasto limpo x pasto sujo	2,1679	0,011

Tabela 3 Lista de espécies complementar Figura 8 e Figura 9

Espécie		Espécie	
sp.1	<i>Deltochilum</i> aff. <i>komareki</i>	sp.32	<i>Coprophanaeus pertyi</i>
sp.2	<i>Canthidium</i> sp.4	sp.33	<i>Canthidium manni</i>
sp.3	<i>Canthidium</i> sp.3	sp.34	<i>Dichotomius</i> aff. <i>lycas</i>
sp.4	<i>Canthidium</i> sp.2	sp.35	<i>Canthon</i> aff. <i>lunatus</i>
sp.5	<i>Eurysternus nigrovirens</i>	sp.36	<i>Ateuchus</i> sp.1
sp.6	<i>Onthophagus</i> sp.1	sp.37	<i>Dichotomius nisus</i>
sp.7	<i>Dichotomius puncticollis</i>	sp.38	<i>Canthon conformis</i>
sp.8	<i>Uroxys</i> sp.2	sp.39	<i>Ateuchus semicribratum</i>
sp.9	<i>Canthonella</i> sp.1	sp.40	<i>Agamopus unguiculares</i>
sp.10	<i>Ontherus azteca</i>	sp.41	<i>Besourengea</i> sp.1
sp.11	<i>Canthidium</i> sp.6	sp.42	<i>Ontherus appendiculatus</i>
sp.12	<i>Uroxys</i> sp.1	sp.43	<i>Canthon</i> aff. <i>forcipatus</i>
sp.13	<i>Chalcocopris</i> sp.1	sp.44	<i>Canthon lituratus</i>
sp.14	<i>Canthidium</i> sp.5	sp.45	<i>Canthon histrio</i>
sp.15	<i>Ontherus erosioides</i>	sp.46	<i>Deltochilum pseudoicarus</i>
sp.16	<i>Ateuchus frontalis</i>	sp.47	<i>Deltochilum</i> sp.1
sp.17	<i>Ateuchus vividus</i>	sp.48	<i>Ateuchus</i> aff. <i>volxeni</i>
sp.18	<i>Canthidium</i> sp.1	sp.49	<i>Onthophagus ranunculus</i>
sp.19	<i>Canthidium</i> sp.7	sp.50	<i>Dichotomius bos</i>
sp.20	<i>Dichotomius</i> aff. <i>cuprinus</i>	sp.51	<i>Canthon</i> aff. <i>cinctellus</i>
sp.21	<i>Uroxys</i> aff. <i>bahianus</i>	sp.52	<i>Canthon</i> sp.2
sp.22	<i>Canthon enkerlini</i>	sp.53	<i>Digitonthophagus gazella</i>
sp.23	<i>Dichotomius geminatus</i>	sp.54	<i>Canthon</i> aff. <i>maldonadoi</i>
sp.24	<i>Canthon</i> sp.1	sp.55	<i>Coprophanaeus acrisius</i>
sp.25	<i>Canthon melancholicus</i>	sp.56	<i>Isocopris hypocrita</i>
sp.26	<i>Trichillum externepunctatum</i>	sp.57	<i>Anomiopus</i> sp.1
sp.27	<i>Canthon</i> for <i>punctatus</i>	sp.58	<i>Coprophanaeus cyanescens</i>
sp.28	<i>Deltochilum</i> aff. <i>irroratum</i>	sp.59	<i>Phanaeus kirbyi</i>
sp.29	<i>Canthidium</i> aff. <i>barbacenicum</i>	sp.60	<i>Ateuchus</i> aff. <i>ovale</i>
sp.30	<i>Canthon carbonarius</i>	sp.61	<i>Deltochilum enceladus</i>
sp.31	<i>Genieridium cryptops</i>	sp.62	<i>Uroxys</i> sp.3

4 DISCUSSÃO

Neste trabalho um elevado número de espécies e abundância de indivíduos foram registrados. O pasto limpo foi o sistema que apresentou menor riqueza de espécies observada, mostrando que a intensificação das modificações afeta negativamente a riqueza dos besouros rola-bosta. As espécies dominantes nas pastagens são espécies vindas do Cerrado, no entanto, as pastagens conseguem manter populações maiores daquelas espécies compartilhadas com a Caatinga. Ambos os biomas contribuem para a composição de espécies das pastagens. Cerrado, Caatinga e pasto sujo formam um grupo mais semelhante, quanto à composição de espécies, por isso pasto sujo apresenta maior valor de conservação para espécies de sistemas naturais do que o pasto limpo.

Regiões de transição entre biomas são reconhecidas por apresentar grande biodiversidade, já que têm espécies pertencentes aos biomas adjacentes e espécies exclusivas da área de transição. Neste trabalho, houve um elevado número de espécies e abundância de indivíduos registrados, quando comparado ao trabalho de Lopes, Louzada e Vaz-de-Mello (2006), que coletaram escarabeíneos em ambientes de diferentes estruturas em zonas de contato entre Caatinga e Floresta decídua na Bahia.

A curva de acumulação de espécies com extrapolação mostra que a Caatinga foi o único sistema em que a curva não atingiu a assíntota, mostrando que, possivelmente, o esforço amostral não foi o suficiente, já que, se aumentasse o número de coletas, poderiam ser adicionadas novas espécies à amostra. Neste trabalho, a Caatinga apresentou um grande número de espécies, comparado a outros trabalhos em que se coletaram escarabeíneos nesse sistema (HERNANDEZ, 2007; LIBERAL et al., 2011; MEDINA; LOPES, 2014). Isso salienta a necessidade de mais estudos em áreas de Caatinga, pois é provável que

sua riqueza esteja subestimada e que existam muitas espécies ainda desconhecidas nesse bioma.

A riqueza de espécies observada mostra que pasto limpo apresenta menor riqueza, quando comparado aos outros usos da terra, que não se diferenciaram estatisticamente entre si. Este resultado mostra que distúrbios causados pelo manejo constante diminuem as possibilidades de permanência de uma fauna que não seja adaptada às condições dessas pastagens. As pastagens manejadas têm maior insolação, devido à falta de cobertura vegetal arbustiva, além de maiores impactos causados pelo uso de roçadeira e herbicidas. Almeida et al. (2011), em estudos realizados em áreas de Cerrado, demonstraram que, mesmo com mudanças sutis de pastagem nativa para pastagem exótica, há grande alteração na composição de espécies, com redução na riqueza, abundância e biomassa de besouros rola-bosta.

Braga et al. (2013), em trabalho realizado em floresta tropical úmida, constataram que, com a intensificação de regimes de perturbação do habitat, há uma redução na riqueza de espécies, abundância e biomassa de besouros escarabeíneos. Nichols et al. (2007) encontraram resultados parecidos, em que o aumento da modificação dos habitats leva a uma redução na riqueza, no número de espécies que habitam também florestas nativas, assim como na abundância de indivíduos.

Apesar de a riqueza de espécies encontrada no Cerrado e na Caatinga ter sido a mesma (50), o Cerrado foi o sistema com maior abundância (50,4% do total de indivíduos capturados), enquanto os outros sistemas não se diferenciaram estatisticamente. Isto pode indicar que este bioma apresenta melhores condições e oferece maior quantidade de recursos, como habitat e alimento para os besouros, já que, por apresentar grande variação de tipos de vegetação, é considerado uma das savanas mais ricas do mundo (KLINK;

MACHADO, 2005; MYERS et al., 2000). Além disso, o Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, ocupando 20% do território nacional (ALHO, 2005).

Em relação à biomassa, não foram encontradas diferenças significativas entre as médias dos diferentes sistemas. Esse resultado pode indicar que em todos os sistemas a disponibilidade efetiva de recursos alimentares é parecida.

O rank de abundância e o de biomassa mostram que *Dichotomius geminatus* foi a espécie mais abundante, tanto no pasto sujo (2.526 indivíduos) quanto no pasto limpo (4.203 indivíduos), e aparece em maior abundância no Cerrado, com 992 indivíduos coletados, do que na Caatinga (41). *Ateuchus semicribratum* também aparece com grande abundância nas pastagens, tendo 719 indivíduos sidocoletados no pasto sujo e 1.511 no pasto limpo. Esta espécie apresentou 12.420 indivíduos coletados no Cerrado, mais de 50% do total de indivíduos coletados desse sistema, enquanto, na Caatinga, apenas 545 indivíduos foram coletados. A espécie *Trichillum externepunctatum* aparece com grande abundância nas pastagens e no Cerrado, com 521 indivíduos coletados no pasto limpo, 679 no pasto sujo e 3.035 no Cerrado, enquanto na Caatinga foram coletados apenas 11 indivíduos.

Esses resultados mostram que, no local de coleta, as espécies dominantes nos dois tipos de pastagens vêm, em sua maioria, do Cerrado. Isso pode ser explicado pelo fato de o Cerrado apresentar formações naturais originalmente abertas e, por isso, as pastagens são facilmente colonizadas por espécies vindas de ecossistemas próximos com semelhança estrutural a esse novo ambiente, como consequência da abertura de novos nichos (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2002; HARVEY; GONZALEZ; SOMARRIBA, 2006; LOBO; LUMARET; JAY-ROBERT, 2001).

A espécie *Canthon carbonarius* se mostra como espécie dominante em ambientes antropizados, já que está presente com grande abundância e biomassa nas pastagens, comparadas aos ambientes naturais. *C. carbonarius* foi encontrado

no Cerrado e na Caatinga em baixa abundância, com 20 e 22 indivíduos coletados, respectivamente. Isso pode indicar que esta é uma espécie potencialmente indicadora de distúrbios em áreas de transição entre Cerrado e Caatinga.

Tanto Cerrado quanto Caatinga contribuem para a composição de espécies das pastagens. Embora esses biomas sejam diferentes, no centro-sul do Piauí eles mantêm uma longa zona de contato, ecologicamente marcado pela isoietia (pontos de igual pluviosidade) de 1.000 mm (AB'SABER, 1974; NIMER, 1972). Além disso, na área de coleta são encontrados trechos de Caatinga ao lado de manchas de Cerrado, formando um complexo mosaico. Esses fatores fazem com que haja grande semelhança na composição de espécies desses dois biomas nesse local. Em trabalhos realizados com aves em áreas de transição entre Cerrado e Caatinga também foi encontrado padrão semelhante na composição de espécies entre manchas dos dois biomas (SANTOS, 2008; VASCONCELOS et al., 2012).

Quando observado o padrão de compartilhamento das espécies entre os ambientes naturais e antropizados, nota-se que os dois tipos de pastagens são ambientes de menor qualidade para a comunidade de escarabeíneos em comparação ao Cerrado, já que a maioria das espécies compartilhadas entre esses usos do solo aparece em maior abundância no sistema natural. Quando observadas as espécies compartilhadas entre Caatinga e pastagens, é possível constatar que algumas aparecem em maior abundância no sistema natural, outras nas pastagens, mostrando que as pastagens conseguem sustentar grandes populações dessas espécies compartilhadas.

No padrão de compartilhamento das espécies entre os sistemas naturais juntos (Cerrado +Caatinga) e pasto sujo, aparecem todas as espécies registradas. Além disso, pasto sujo compartilha grande número de espécies com sistemas naturais, o que mostra que esse sistema, provavelmente, oferece recurso

suficiente para que as espécies dos sistemas naturais consigam manter uma população mais estável nessas pastagens, em relação às pastagens manejadas.

Sendo assim, é possível observar que pasto sujo tem maior valor de conservação, quando comparado com o pasto limpo, já que as espécies de besouros dos sistemas naturais conseguem entrar mais facilmente nesse sistema. Além disso, pasto sujo compartilha um elevado número de espécies com os sistemas naturais, tendo um potencial de conservar 78% das espécies desses sistemas.

Mudanças na paisagem podem afetar diretamente os besouros escarabeíneos, agindo como um regulador das condições microclimáticas, ou indiretamente, alterando a fauna de vertebrados e, conseqüentemente, a disponibilidade de fezes (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2002; HALFFTER; ARELLANO, 2002; VIEIRA; LOUZADA; SACHA, 2008). A cobertura florestal é o fator determinante mais importante da composição e da estrutura da comunidade de escarabeíneos nos trópico (ALMEIDA; LOUZADA, 2009; HALFFTER; ARELLANO, 2002; HALFFTER; MATHEWS, 1966). O pasto sujo, por ter cobertura vegetal arbustiva, tem maior semelhança, quanto à estrutura e às condições microclimáticas, com os sistemas naturais, já que a ausência de manejo frequente permite o crescimento de uma vegetação arbustiva.

Apesar de o pasto sujo compartilhar um grande número de espécies dos sistemas naturais, é importante ressaltar que nem todas as espécies desses sistemas conseguem viver nessas pastagens. Algumas espécies são exclusivas dos habitats naturais, o que mostra a importância da manutenção desses sistemas para maior conservação da biodiversidade. Além disso, os sistemas naturais funcionam como fonte, fornecendo espécies para as pastagens.

A partir desses resultados é possível inferir que a utilização de pastagens sem manejo constante traz mais benefícios para a conservação do que pastagens

constantemente manejadas. Além de ter maior valor de conservação, pasto sujo pode trazer também benefícios para a pecuária, já que é capaz de manter comunidades de besouros rola-bosta semelhantes às dos ambientes naturais. Esses besouros estão ligados a diversas funções, devido ao seu hábito alimentar (LOUZADA, 2008; NICHOLS et al., 2008), como ciclagem de nutrientes, remoção da matéria orgânica em decomposição presente na superfície do solo, incorporação de nutrientes e aeração do solo proporcionada pelo enterro das fezes (ANDRESEN, 2003; ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1991; VULINEC, 2002). Além disso, a utilização de depósitos de fezes e carcaças pelos escarabeíneos é um dos aspectos econômicos mais importantes entre suas funções ecológicas, pois colabora com a redução populacional de organismos que podem causar problemas ao homem, como moscas hematófagas e detritívoras, que também utilizam bolos fecais e carcaças como locais de reprodução (BRAGA et al., 2012; LOUZADA, 2008; RIDSDILL-SMITH, 1993) e parasitas e moscas vetores (FINCHER, 1975; MILLER, 1961).

5 CONCLUSÃO

Com este trabalho conclui-se que áreas de transição entre Cerrado e Caatinga apresentam elevada riqueza de espécies e abundância de indivíduos de besouros escarabeíneos e que ambos os biomas contribuem para a composição de espécies das pastagens. Dessa forma, a primeira hipótese testada neste trabalho foi aceita.

A segunda hipótese testada também foi aceita. Pastagens sem manejo frequente têm maior valor de conservação das espécies de besouros dos sistemas naturais, pois conseguem fornecer recursos suficientes para que as espécies desses sistemas consigam manter uma população mais estável, quando comparadas às pastagens com manejo constante.

É possível concluir, ainda, que a manutenção de pastagens sem o manejo gera um ganho para a pecuária, pois há um aumento da biodiversidade de besouros rola-bosta, podendo haver também um aumento de serviços realizados por eles, como controle da mosca-do-chifre, enterro de fezes, fertilização do solo, além de diminuir os custos para o pecuarista. No entanto, algumas espécies são exclusivas de áreas nativas, o que demonstra a importância de manter essas áreas para maior conservação da biodiversidade e, principalmente, como fonte de espécies para as pastagens.

Neste trabalho mostrou-se o potencial que pastagens não manejadas têm para a conservação da biodiversidade de besouros rola-bosta, quando comparadas com pastagens manejadas, e os benefícios que isso pode trazer para a pecuária. No entanto, trabalhos complementares se tornam necessários para se medir as funções realizadas por esses besouros nas pastagens em áreas de transição Cerrado/Caatinga.

REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. O domínio morfoclimático semi-árido das Caatingas brasileiras. **Geomorfologia**, São Paulo, v. 43, p. 1-39, 1974.
- ALHO, C. J. R. Desafios para a conservação do Cerrado em face das atuais tendências de uso e ocupação. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Ed.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 367-381.
- ALMEIDA, S. et al. Subtle land-use change and tropical biodiversity: dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. **Biotropica**, Washington, v. 43, n. 6, p. 704-710, 2011.
- ALMEIDA, S. S. P.; LOUZADA, J. N. C. Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 38, n. 1, p. 32-43, jan./fev. 2009.
- ANDRESEN, E. Effect of Forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. **Ecography**, Copenhagen, v. 26, n. 1, p. 87-97, 2003.
- BRAGA, R. F. et al. Are dung beetles driving dung-fly abundance in traditional agricultural areas in the Amazon? **Ecosystems**, New York, v. 15, n. 7, p. 1173-1181, Nov. 2012.
- BRAGA, R.F. et al. Dung beetle community and functions along a habitat-disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. **PLoS ONE**, San Francisco, v.8, n. 2, p. 1-11, 2013.
- CASTRO, A. A. J. F.; MARTINS, F. R.; FERNANDES, A. G. The woody flora of cerrado vegetation in the state of Piauí, northeastern Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 55, n. 3, p. 455-472, Nov. 1998.
- CESTARO, L. A.; SOARES, J. J. Variações florísticas e estrutural e relações fitogeográficas de um fragmento de floresta decídua no Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 18, n. 2, p. 203-218, abr./jun. 2004.

CHAO, N.; JOST, L. Coverage-based rarefaction and extrapolation: standardizing samples by completeness rather than size. **Ecology**, Durham, v. 93, n. 12, p. 2533-2547, Dec. 2012.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v6**: user manual/tutorial. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2006. Disponível em: <http://www.primer-e.com/Primary_papers.htm>. Acesso em: 10 out. 2014.

COLWELL, R. K. et al. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. **Journal of Plant Ecology**, Oxford, v. 5, n. 1, p. 3-21, Mar. 2012.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Dung beetles in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat island at Los Tuxtlas, Mexico. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 11, n. 11, p. 1903-1918, Nov. 2002.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R. Howling monkeys (*Alouatta palliata*), dung beetles (Scarabaeidae) and seed dispersal: ecological interactions in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Veracruz, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 7, n. 4, p. 459-474, Nov. 1991.

FINCHER, G. T. Effect of dung beetle activity on the number of nematode parasites acquired by grazing cattle. **The Journal of Parasitology**, Lawrence, v. 61, n. 4, p. 759-762, 1975.

HALFFTER, G.; ARELLANO, L. Response of dung beetle diversity to human-induced changes in a tropical landscape. **Biotropica**, Washington, v. 34, n. 1, p. 144-154, Mar. 2002.

HALFFTER, G.; MATHEWS, E. G. The natural history of dung beetles of the subfamily scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). **Folia Entomologica Mexicana**, Mexico, v. 12/14, p. 1-312, 1966.

HARVEY, C. A.; GONZALEZ, J.; SOMARRIBA, E. Dung beetle and terrestrial mammal diversity in forests, indigenous agroforestry systems and plantain monocultures in Talamanca, Costa Rica. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 15, n. 2, p. 555-585, 2006.

HERNÁNDEZ, M. I. M. Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da Caatinga paraibana, Brasil. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 3, p. 356-364, 2007.

HSIEH, T. C.; MA, K. H.; CHAO, A. **iNEXT online**: interpolation and extrapolation. Version 1.3.0. Disponível em: <<http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download/>>. Acesso em: 10 nov. 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Área territorial brasileira**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/cartografia/default_terrorit_area.shtm>. Acesso em: 29 abr. 2014.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

LIBERAL, C. N. et al. How habitat change and rainfall affect dung beetle diversity in Caatinga, a Brazilian semi-arid ecosystem. **Journal of Insect Science**, Madison, v. 11, p. 114, Sept. 2011.

LOBO, M. J.; LUMARET, J. P.; JAY-ROBERT, P. Diversity, distinctiveness and conservation status of the Mediterranean coastal dung beetle assemblage in the Regional Natural Park of the Camargue, France. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 7, n. 6, p. 257-270, Nov. 2001.

LOPES, P. P.; LOUZADA, J. N. C.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Organization of dung beetle communities (Coleoptera, Scarabaeidae) in areas of vegetation reestablishment in Feira de Santana, Bahia, Brazil. **Sitentibus - Série Ciências Biológicas**, Feira de Santana, v. 6, n. 4, p. 261-266, out./dez. 2006.

LOUZADA, J. N. C. Scarabaeidae (Coleoptera-Scarabaeidae) detritívoros em ecossistemas tropicais: diversidade e serviços ambientais. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. (Ed.). **Biodiversidade dos solos em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. p. 299-322.

MEDINA, A. M.; LOPES, P. P. Resource utilization and temporal segregation of Scarabaeinae. (Coleoptera, Scarabaeidae) community in a caatinga fragment. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 43, n. 2, p. 127-133, Apr. 2014.

MILLER, A. The mouthparts and digestive tract of adult dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), with reference to ingestion of helminth eggs. **The Journal of Parasitology**, Lawrence, v. 47, n. 5, p. 735-744, Oct. 1961.

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

- NICHOLS, E. et al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, June 2008.
- NICHOLS, E. et al. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, n. 1, p. 1-19, 2007.
- NIMER, E. Climatologia da região Nordeste do Brasil: introdução à climatologia dinâmica. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v.34, p. 3-51, 1972.
- ODUM, E. P. **Ecology**: a bridge between science and society. Sunderland: Sinauer Associates, 1997. 330 p.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2008. Software.
- RIDSDILL-SMITH, T. J. Asymmetric competition in cattle dung between two species of Onthophagous dung beetle and the bush fly, *Musca vetustissima*. **Ecological Entomology**, Sheffield, v. 18, n. 3, p. 241-246, 1993.
- SABBAG, A. F.; ZINA, J. Anurans of a riparian forest in São Carlos, State of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 3, p. 179-188, 2011.
- SANTOS, M. P. D. Bird community distribution in a Cerrado-Caatinga transition area, Piauí, Brazil. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 16, n. 35, p. 323-338, dez. 2008.
- SILVEIRA, L. F.; SANTOS, M. P. D. Bird richness in Serra das Confusões National Park, Brazil: how many species may be found in an undisturbed caatinga? **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 20, n. 3, p. 188-198, out. 2012.
- SPECTOR, S. Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): an invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. **Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 60, n. 5, p. 71-83, 2006.
- VASCONCELOS, M. F. et al. The avifauna of Brejinho das Ametistas, Bahia, Brazil: birds in a caatinga-cerrado transitional zone, with comments on

taxonomy and biogeography. **Revista Brasileira de Ornitologia**, Ararajuba, v. 20, n. 3, p. 246-267, 2012.

VIEIRA, L.; LOUZADA, J. N. C.; SACHA, S. Effects of degradation and replacement of southern brazilian coastal sandy vegetation on the dung beetles. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 6, p. 719-727, Nov. 2008.

VULINEC, K. Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia. **Biotropica**, Saint Louis, v. 34, n. 2, p. 297-309, 2002.

WWF BRASIL. **Biomass brasileiros, zonas de transição**. Disponível em: <http://www.wwf.org.br/natureza_brasileira/questoes_ambientais/biomass/bioma_transicao/>. Acesso em: 10 dez. 2014.