



YOJANA IRINA MENÉNDEZ RIVERO

**AMPLIFICAÇÃO DOS EFEITOS DE BORDA
PELO GADO BOVINO EM FRAGMENTOS
FLORESTAIS: RESPOSTAS DA COMUNIDADE
DE ESCARABEÍNEOS E SUAS FUNÇÕES
AMBIENTAIS**

**LAVRAS-MG
2016**

YOJANA IRINA MENÉNDEZ RIVERO

**AMPLIFICAÇÃO DOS EFEITOS DE BORDA PELO GADO BOVINO
EM FRAGMENTOS FLORESTAIS: RESPOSTAS DA COMUNIDADE DE
ESCARABEÍNEOS E SUAS FUNÇÕES AMBIENTAIS**

Dissertação apresentada á Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para obtenção de título de Mestre.

Orientador

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

Coorientadores

Dra. Amanda Fialho

Dr. Jorge Alberto Sánchez Rendón

**LAVRAS-MG
2016**

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

Rivero, Yojana Irina Menéndez.

Amplificação dos efeitos de borda pelo gado bovino em fragmentos florestais: Respostas das comunidades de escarabeíneos e suas funções ambientais / Yojana Irina Menéndez Rivero. – Lavras: UFLA, 2016.

93 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de Lavras, 2016.

Orientador(a): Júlio Neil Cassa Louzada.

Bibliografia.

1. Pecuária. 2. Variáveis ambientais. 3. Rola-bosta. 4. Scarabaeinae. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

YOJANA IRINA MENÉNDEZ RIVERO

**AMPLIFICAÇÃO DOS EFEITOS DE BORDA PELO GADO BOVINO
EM FRAGMENTOS FLORESTAIS: RESPOSTAS DA COMUNIDADE DE
ESCARABEÍNEOS E SUAS FUNÇÕES AMBIENTAIS**

**MAGNIFICATION OF EDGE EFFECTS BY THE CATLE IN
TROPICAL FOREST FRAGMENTS: DUNG BEETLES' COMMUNITY
RESPONSES AND ENVIRONMENTAL FUNCTIONS**

Dissertação apresentada á Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais em Ecossistemas Fragmentados e Agrossistemas, para obtenção de título de Mestre.

Aprovado em 18 de abril de 2016.
Prof. Dra. Vanesca Korasaki UFEMG
Dra. Livia Dorneles Audino UFLA

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada
Orientador

Dra. Amanda Fialho
Dr. Jorge Alberto Sánchez Rendón
Coorientadores

**LAVRAS - MG
2016**

A meu Senhor e Deus Jesus Cristo, porque sem à ajuda dele eu não teria conseguido chegar até aqui.

A minha família: minha mãe, meu pai, meus avós e em especial a minha tia Nana, porque me educaram com os valores e princípios que tem guiado toda minha vida pessoal e profissional.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Primeiramente quero agradecer ao meu Senhor e Deus: Jesus porque graças a Ele eu estou aqui hoje. Agradeço muito a minha família: minha mãe, meu pai, meus avós e especialmente minha tia Nana, porque sempre me apoiaram, se preocuparam comigo e me ajudaram na viagem ao Brasil.

Agradeço ao Programa de Estudantes Convênio de Pós-Graduação (PEC-PG), do CNPq-Brasil, pela concessão da bolsa de estudo. Ao professor Julio Louzada, por me aceitar como sua orientada, mesmo ainda sem me conhecer pessoalmente, e mais ainda por me permitir seguir, aprendendo os seus conhecimentos como estudante de Doutorado. À minha co-orientadora Amanda Fialho que me acolheu em sua casa quando cheguei ao Brasil, e também nos Natais, e sempre esteve pronta para me ajudar no que eu precisasse. Aos professores do Programa de Ecologia Aplicada, que com suas exigentes avaliações têm contribuído grandemente na minha formação profissional durante estes dois anos. Ao Instituto de Ecologia e Sistemática de Cuba pela oportunidade e confiança de fazer meus estudos fora do meu país de origem.

Agradeço aos amigos da Ecologia, que desde o começo me fizeram sentir que aqui tão longe da minha terra, também tenho uma família. Especialmente agradeço, à Marina e ao Július por ser tão carinhosos comigo e me fazer sentir parte da família Acero. Ao Július nem tenho como agradecer sua ajuda nas coletas de campo. Também à Lais e Filipe, que me abriram as portas das suas casas e famílias. O Filipe que sempre me ajudou incondicionalmente nos assuntos acadêmicos e pelos bons conselhos também. ¡Gracias, hermano! Deus sempre abençõe todos vocês!

Muito obrigada aos Rola-bosteiros todos (os velhos e novos) por me aceitar desde o primeiro dia, me fazer sentir mais uma de vocês; pelas risadas,

piadas, conversas super produtivas sobre ecologia, política e vida, as correções e conselhos no trabalho, sobretudo por me suportar nestes dois anos. Coitados terão que me suportar por mais quatro agora (rsss). Sou muito grata com o Raphael pela ajuda na separação dos bichos, a Larissa pelas fotos e ao Dr. Fernando Vaz de Mello pela confirmação da identificação das espécies. Ao Wallace, Criis Agnis e César muito obrigada pela ajuda com o programa R. Desculpas pelos desesperos (rss). Igualmente teria sido impossível terminar esta dissertação sem as dicas e conselhos sobre estatística do Dr. Teotonio Soares do DCS, assim que muitíssimo obrigada Teo!

Também quero agradecer à minha outra família dos Estrangeiros em Lavras. Especialmente ao Alejandro pela sua super ajuda na triagem dos meus bichos em plenas férias de fim de ano. À Mariel por seu carinho e amizade, a Soledad por me oferecer sua casa, ajuda e amizade também. Ao meu irmão cubano Stephen, pelo seu apoio incondicional e sempre acreditar em mim e à Bianca, por ser uma super companheira e amiga sempre. Ao resto dos estrangeiros por compartilhar lindas lembranças de festas, viagens e conversas.

À minha turma do Mestrado, por todo seu carinho e as lindas lembranças do curso de campo. Ao Verde, Chaim, Erny e Gui por todo seu amor. Sou super grata ao Chico (Francisco Andrade) e Cássio pela ajuda na cansativa coleta, suas correções no artigo e ensino sobre a identificação dos rola-bostas. Ao Yuri e sua linda família por me acolher sempre tão bem.

Enfim, a todas as pessoas que conheci nestes dois anos maravilhosos e que me fizeram sentir amada e querida, ainda estando tão longe da minha casa.

MUITO OBRIGADA!!! DEUS SEMPRE OS ABENÇOE!!!

YoYo

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1- Localização geográfica das áreas estudadas. A- Localização da cidade de Lavras, no estado de Minas Gerais, no Brasil. B- Áreas estudadas na região rural da cidade de Lavras, com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais (vermelho) e áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais (verde). Fonte: Google Earth. 72
- Figura 2- Curvas de acumulação de espécies mostrando os valores de riqueza de espécies observados para o interior dos fragmentos florestais (em azul), a borda (em vermelho) e o pasto (em verde) da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Linhas descontínuas representam o intervalo de 95% de confiança. A- áreas com presença de na borda e no interior de fragmentos florestais. B- áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. 73
- Figura 3- Gráfico tipo boxplot dos atributos das comunidades de escarabeíneos coletados nos três habitats estudados da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Linha preta horizontal representa a mediana, caixas quadradas os intervalos de 95% de confiança, e linhas descontínuas os valores máximo e mínimo. A- riqueza observada de espécies em áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. B- riqueza observada de espécies em áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. C- abundância em áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. D- abundância em áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. Letras minúsculas distintas significam diferenças estatísticas significativas. 74
- Figura 4- Gráfico do tamanho do efeito em comparações duplas das variáveis respostas estudadas entre os interiores de fragmentos florestais com presença/ausência de gado (quadrado) e entre as bordas com presença/ausência de gado (triângulos) na região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Ponto central representa a métrica do tamanho de efeito: d de Cohen, e barras verticais o intervalo de 95% de confiança. A- riqueza de espécies. B- abundância. O asterisco significa diferenças significativas para $p < 0,05$ 75
- Figura 5- Gráfico tipo boxplot das funções ecológicas realizadas pelas comunidades de escarabeíneos coletados nos três habitats estudados da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Linha preta representa a mediana, caixas quadradas os intervalos de 95% de confiança, e linhas descontínuas os valores máximo e mínimo. A- quantidade de fezes

removidas em áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. B- quantidade de fezes removidas em áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. C- revolvimento do solo em áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. D- revolvimento do solo em áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. Letras minúsculas distintas significam diferenças estatísticas significativas..... 76

Figura 6- Gráfico do tamanho do efeito em comparações duplas das variáveis respostas estudadas entre os interiores de fragmentos florestais com presença/ausência de gado (quadrado) e entre as bordas com presença/ausência de gado (triângulos) na região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Ponto central representa a métrica do tamanho de efeito: d de Cohen, e barras verticais o intervalo de 95% de confiança. A- Fezes removidas. B- Solo revolvido. 77

Figura 7- Análise de coordenadas principais (PCO) da composição de espécies nas comunidades de escarabeíneos nos pastos, bordas, interior de fragmentos florestais da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil.. A- áreas com presença de gado no interior e na borda do fragmento florestal. B- áreas sem presença de gado no interior e na borda do fragmento florestal. 78

Figura 8- Análise de coordenadas principais (PCO) da composição de espécies nas comunidades de escarabeíneos na borda e interior dos fragmentos florestais com presença de gado (quadrado e triângulo coloridos) e na borda e interior dos fragmentos florestais sem presença de gado (quadrado e triângulo descoloridos, respectivamente) na região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. 79

Figura 9- Curvas de rank-abundance mostrando a ordenação em ranque da abundância das espécies do interior do fragmento florestal (círculos coloridos), da borda (quadrados descoloridos) e do pasto (X). A- áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. B- áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. A- *Dichotomius affinis*; B- *Dichotomius carbonarius*; C- *Scybalocanthon korasakiae*; D- *Dichotomius mormon*; E- *Deltochilum rubripenne*; F- *Sylvicanthon foveiventris*; G- *Canthon ibarragrasso*; H- *Eurysternus parallelus*; I- *Dichotomius nisus*; J- *Dichotomius bos*; K- *Isocoprins inhiatus*; L- *Oxysternon palaemon*; M- *Canthidium depressum*; N- *Canthidium aterrimum*; O- *Agamopus unguicularis*; P - *Coprophaneus cyanescens*. 80

Figura 10- Partição da variância total da composição de espécies de escarabeíneos no interior de fragmentos florestais e na borda com presença/ausência de gado, segundo regressões duplas de variáveis preditivas ambientais. Porcentagem explicada pela primeira variável (cinza claro), a porcentagem de explicação restante explicada pela segunda variável (cinza média) e a porcentagem da variância não explicada (cinza obscura). A- Interior de fragmentos florestais com presença de gado. B- Borda com presença de gado. C- Interior de fragmentos florestais sem presença de gado. D- Bordas em presença de gado. O asterisco representa diferenças significativas ($p < 0,05$). ... 81

LISTA DE TABELAS

- Tabela I- Testes pareados por permutação PERMANOVA e PERMIDISP para examinar diferenças na composição de espécies de Scarabaeinae e na dispersão multivariada dos pontos, respectivamente, entre o interior de fragmentos florestais, bordas e pastos, em áreas com presença de gado em Lavras, Minas Gerais, Brasil..... 82
- Tabela II- Testes pareados por permutação PERMANOVA e PERMIDISP para examinar diferenças na composição de espécies de Scarabaeinae e na dispersão multivariada dos pontos, respectivamente, entre o interior de fragmentos florestais, bordas e pastos, em áreas sem presença de gado em Lavras, Minas Gerais, Brasil..... 82
- Tabela III- Análises de PERMANOVA e PERMIDISP para examinar diferenças na composição de espécies de escarabeíneos e na dispersão multivariada dos pontos, respectivamente entre dos tipos de habitats estudados (borda e interior de fragmentos florestais), entre dos tratamentos diferentes (presença ou ausência de gado) e entre a interação do habitat x tratamento no município de Lavras, Minas Gerais, Brasil. 83

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

°- graus sexagesimais para coordenadas geográficas de latitude e longitude
' – minutos sexagesimais para coordenadas geográficas de latitude e longitude
"- segundos sexagesimais para coordenadas geográficas de latitude e longitude
S – Sul
O – Oeste
°C–graus Celsius
cm - centímetros
m – metros
mm - milímetros
% - porcentagem
dag/kg – decagramas por kilogramos de solo
LEGIN - Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados.
UFLA- Universidade Federal de Lavras.
CREN - Coleção de Referência de Escarabeíneos Neotropicais.

SUMÁRIO

	PRIMEIRA PARTE	13
1	INTRODUÇÃO	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1	Aspectos gerais da fragmentação florestal.....	18
2.2	Características das paisagens fragmentadas	20
2.2.1	Efeito de borda	21
2.2.2	Qualidade da matriz	23
2.2.3	Heterogeneidade do fragmento.....	23
2.3	Pastoreio como fator que exacerba o efeito de borda	24
2.4	Fragmentação florestal na Mata Atlântica Brasileira	25
2.5	Besouros da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) .	27
	REFERÊNCIAS	30
	SEGUNDA PARTE-ARTIGO	41
	ARTIGO	42
	RESUMO	43
	RESUMEN	44
1	INTRODUÇÃO	45
2	MATERIAL E MÉTODOS	49
2.1	Áreas de Estudo	49
2.1	Desenho amostral.....	49
2.2	Amostragem das funções ecológicas das comunidades de escarabeíneos.....	50
2.3	Amostragem das comunidades de escarabeíneos.....	52
2.4	Amostragem das variáveis ambientais.....	54
2.5	Análises estatísticas.....	56
3	RESULTADOS	59
3.1	Resultados gerais.....	59
3.2	Padrões de riqueza e abundância	59
3.3	Padrões nas funções ecológicas.....	60
3.4	Padrões de composição de espécies e de dispersão.....	61
3.5	Variáveis ambientais.....	63
4	DISCUSSÃO	64
5	CONCLUSÃO	70
	FIGURAS	71
	TABELAS	82
	REFERÊNCIAS	84
	ANEXOS	92

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal é uma das principais preocupações para os conservacionistas e cientistas nas últimas décadas (CROOKS e SANJAYAN, 2006). A criação de áreas para atividades agropecuárias, exploração mineral ou expansão das áreas urbanas são as principais causas da rápida taxa de modificações das paisagens naturais, sobretudo em florestas tropicais (BIERREGAARD et al., 2001; ACHARD et al., 2002; FEARNside, 2005; MORTON et al., 2006; WASSENAAR et al., 2007). Sabe-se a substituição de grandes áreas de floresta nativa por outros ecossistemas deixando pequenas porções isoladas de floresta leva à fragmentação florestal, o que resulta na perda da biodiversidade e extinção de espécies (DIDHAM ET AL., 1996).

A fragmentação expõe as comunidades remanescentes do fragmento às novas condições impostas pelo ecossistema ao redor, também conhecido como matriz (GASCON et al. 2000; TABARELLI et al., 2004). As interações entre ecossistemas adjacentes, quando estes estão separados por uma transição abrupta, é conhecida como efeito de borda (MURCIA, 1995). As bordas produzem mudanças nos fatores abióticos dos fragmentos florestais, atuando como uma zona de transição distinta do interior da floresta, como consequência, as comunidades de plantas e animais são influenciadas, geralmente com uma diminuição de espécies típicas do interior da floresta (MATLACK, 1993). Por serem dependentes do tamanho e formato dos fragmentos, os efeitos causados pelas bordas são agravados quando fragmentos são de tamanho pequeno ou com formatos lineares (LAURANCE e YENSEN, 1991). Em fragmentos com uma área menor e com formatos irregulares (alta relação perímetro/área) aumenta a exposição à matriz e efeito de borda, do que em aqueles fragmentos de maior área e de forma quadrada ou circular (SCHIFFLER, 2003).

Os efeitos de borda são exacerbados pelos processos antropogênicos externos que acontecem na matriz, os quais provocam impactos diretos e indiretos nas comunidades confinadas nos fragmentos remanescentes (COLLINGE, 1996; KUPFER ET AL., 2006). Além disso, nos casos em que a matriz é utilizada para pecuária, a entrada de gado no interior dos fragmentos florestais pode ser comum, e trazer efeitos negativos diretos na estrutura da vegetação, compactação do solo, e também promover a dispersão de espécies exóticas e patógenas (Martinez e Zinck, 2004; Van Uytvanck e Hoffman; 2009). O efeito acumulado destas mudanças provoca outros impactos secundários como a redução nas taxas de infiltração e na capacidade de retenção de água no solo, que leva a alteração no escoamento superficial da água e aceleração da erosão,, assim como alteração nas relações competitivas entre os organismos, provocando mudanças no sucesso reprodutivo das plantas e animais e nos padrões de estabelecimento das plântulas (KAUFFMAN E PYKE, 2001).

Os biomas brasileiros da Mata Atlântica e Cerrado são considerados hotspots de biodiversidade mundial em estado crítico de conservação devido à alta riqueza de espécies endêmicas que possuem e elevada perda do habitat original (MYERS et al., 2000). Na região do sul de Minas Gerais, por exemplo, a paisagem original que apresentava um mosaico de fito-fisionomias destes biomas foi amplamente fragmentada pela criação de pastagens exóticas e áreas de cultivo agrícola, restando atualmente, apenas pequenos fragmentos florestais da vegetação original (MACHADO, 2004).

Compreender as respostas da biodiversidade e suas funções ecológicas em paisagens amplamente fragmentadas é de vital importância para entender o custo dos impactos humanos a curto e longo prazo, assim como a sustentabilidade da vida no planeta. No entanto, existem poucos estudos que avaliam as consequências combinadas do efeito de borda e a ocorrência de gado

sobre comunidades biológicas. Por outro lado, a criação de políticas públicas de proteção e manejo da biodiversidade precisa ser baseada nos resultados científicos de estudos de campo, garantindo assim, a efetividade das medidas implementadas (SCHELHAS e GREENBERG, 1996; MARGULES e PRESSEY, 2000; GARDNER et al., 2009).

Segundo McGeoch (1998;2007), a utilização de insetos terrestres como bioindicadores é uma ferramenta útil para avaliar o impacto das modificações antrópicas, já que muitos insetos são altamente sensíveis às mudanças bióticas e abióticas (ARROYO, et al., 2003; AKUTSU et al., 2007; BLAUM et al., 2009; MALEQUE et al., 2009). Nas últimas décadas os besouros da subfamília Scarabaeinae têm sido amplamente utilizados e recomendados como ótimos bioindicadores de mudanças naturais e antrópicas em ecossistemas terrestres (HALFFTER, 1991; HALFFTER e FÁVILA, 1993; FÁVILA e HALFFTER, 1997; RIESKE e BUSS, 2001; HALFFTER e ARELLANO, 2002; LARSEN et al., 2003; SPECTOR, 2006; NICHOLS et al., 2007; SIMELANE, 2010; ALMEIDA et al., 2011, FRANÇA et al., 2016). Além disso, esses besouros realizam importantes funções ecológicas, como remoção de fezes, revolvimento do solo e dispersão secundária de sementes (NICHOLS et al, 2008; GRIFFITHS et al, 2015). Esses processos mediados pelos escarabeíneos constituem indispensáveis serviços ecossistêmicos no planeta (NICHOLS et al, 2008) e também sofrem alterações quando há mudanças no uso da terra (ANDRESEN, 2002; ANDERSEN e FEER, 2005; SLADE, 2007; BRAGA et al. 2013). Razões que fazem deste grupo de insetos um ótimo modelo de estudo para avaliar os efeitos da fragmentação florestal, efeito de borda e entrada de gado em paisagens altamente fragmentados da Mata Atlântica brasileira.

Nesse contexto, esta dissertação tem como objetivo geral avaliar os impactos do efeito de borda e ocorrência de gado sobre as comunidades as

comunidades e funções ecológicas dos besouros escarabeíneos em paisagens altamente fragmentadas. Pelo que, buscou-se atender os seguintes objetivos específicos:

- Comparar os parâmetros (abundância, riqueza e composição de espécies) e funções ambientais (remoção de fezes e revolvimento do solo) das comunidades de escarabeíneos amostrados entre os habitats de pastagens, borda e interior de fragmentos florestais da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil.
- Verificar se a presença de gado produz um efeito de homogeneização dos parâmetros (abundância, riqueza e composição de espécies) e funções ambientais (remoção de fezes e revolvimento do solo) das comunidades de escarabeíneos entre os habitats de borda e interior dos fragmentos florestais da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil.
- Comparar a influência de variáveis ambientais (umidade, compactação e textura do solo, cobertura arbórea, densidade de vegetação e heterogeneidade local do sub-bosque) na composição de espécies de Scarabaeinae entre os habitats de borda e interior de fragmentos florestais com e sem presença de gado da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Aspectos gerais da fragmentação florestal

A fragmentação florestal se define como a substituição de grandes áreas de florestas nativas por outros ecossistemas deixando pequenos fragmentos isolados, com consequências deletérias para a fauna florestal (Murcia, 1996). Este processo tem sido amplamente estudado desde o final do século XX (COLLINGE, 1996; DEBINSKI e HOLT, 2000, HADDAN, 2015), e desde então é considerada uma das maiores ameaças para a biodiversidade (WILCOX E MURPHY, 1985; BROOK et al., 2008). Motivo pelo qual é uma das maiores preocupações de conservacionistas, cientistas e organizações públicas (CROOKS E SANJAYAN, 2006). Apesar da fragmentação já ter acontecido em tempos passados por causas naturais, como glaciações, fogo, enchentes, furações e explosões vulcânicas; o acelerado aumento da população mundial e do desenvolvimento humano nos últimos dois séculos tem sido a principal causa das drásticas mudanças mundiais nos habitats naturais (COLLINGE, 1996; LAURANCE, 2006).

Em 1967, a teoria da biogeografia de ilhas de MacArthur e Wilson criou as bases para se entender como o processo da fragmentação florestal afeta a biodiversidade nos ecossistemas terrestres. Semelhante a ilhas oceânicas, os remanescentes florestais muitas vezes encontram-se rodeados de um mar inóspito de habitats degradados pela ação humana. Nesta teoria o tamanho da ilha e o isolamento da área fonte, são os fatores que explicam as mudanças nas taxas de imigração e extinção e que determinam a riqueza de espécies total da ilha oceânica ou do fragmento florestal. Outra teoria que explicou o fenômeno da fragmentação foi a dinâmica de metapopulações de Levins (1969), que deu

maior importância à conectividade e intercâmbio entre populações espacialmente distribuídas em uma mesma paisagem.

Numa revisão sobre estudos realizados em uma escala geográfica global e temporalmente extensos, Debinski e Holt (2000) sintetizam os resultados da fragmentação florestal sobre a diversidade biológica e mostram a falta de consistência na relação linear entre tamanho do fragmento e riqueza de espécies. A redução da área florestal diminui a abundância das espécies, ainda que possam existir complexos padrões de aumento e declínio de algumas populações individuais (VASCONCELOS E BRUNA, 2012). Segundo Tilman et al. (1994) e Hanski et al. (1996) a fragmentação também causa uma forte redução da riqueza de espécies, o que pode provocar a extinção de algumas espécies das comunidades remanescentes e com isso a perda de determinados serviços ecossistêmicos. No entanto, sabe-se que a riqueza de espécies não é um bom preditor da fragmentação florestal, pois são encontrados incrementos ou respostas neutras em vários táxons (QUINN E ROBINSON, 1987; MARGULES, 1992; LAURANCE E BIERREGARD, 1996), que segundo Holt (1997) podem ser causadas pelo spillover das espécies provenientes da matriz.

Apesar dos numerosos estudos empíricos realizados para demonstrar o efeito da área e do isolamento sobre a riqueza de espécies em ecossistemas fragmentados, ainda não se tem um consenso definitivo. Provavelmente pelas limitações que a teoria da biogeografia de ilhas apresenta, já que não considera outros fatores importantes que afetam a diversidade nos habitats fragmentados (LAURANCE, 2008). Recentemente Fahrig (2013) também debateu a validade da aplicação da teoria de biogeografia de ilhas à fragmentação florestal. Numa revisão da literatura disponível, a autora mostra que a relação espécie-área pode ser só efeito da área de amostragem e que as consequências do isolamento devem-se à combinação da distância e da quantidade de habitat na paisagem

circundante. Assim, a hipótese da quantidade do habitat prediz que a riqueza de espécies de um site amostral aumenta com a quantidade de habitat na paisagem do entorno, independentemente da área da mancha particular onde se encontra o site amostral.

Haddad et al. (2015) resumem os efeitos progressivos e em longo prazo da fragmentação florestal como: o débito pela extinção (*extinction debt*), a diminuição da imigração (*immigration lag*) e o débito pelas funções ecossistêmicas (*ecosystem function debt*). O débito pela extinção se refere às defasagens temporais na extinção dependendo do tamanho do fragmento. A diminuição da imigração é uma das causas fundamentais do fenômeno anterior, onde fragmentos pequenos e isolados acumulam espécies mais lentamente depois de um distúrbio do que fragmentos maiores e conectados. Igual que no débito pela extinção, o débito pelas funções ecossistêmicas significa defasagens nas perdas das funções, como a reciclagem de nutrientes e biomassa, em fragmentos pequenos comparados aos maiores e conectados. Todas estas predições são realmente alarmantes, já que ameaçam diretamente à sustentabilidade da vida no planeta.

2.2 Características das paisagens fragmentadas

Uma paisagem fragmentada se caracteriza por apresentar três elementos fundamentais: matriz, manchas dos habitats originais e corredores (FORMAN E GODRON, 1986). A matriz é o elemento que ocupa a maior parte da paisagem pelo que se caracteriza por ter uma alta conectividade com os outros elementos (GASCON ET AL., 1999), geralmente apresenta baixa biomassa, complexidade estrutural e diversidade. Áreas destinadas para o cultivo agrícola e criação de gado são as matrizes mais comuns em regiões tropicais (BIERREGAARD ET

AL. 2001; WASSENAAR ET AL. 2007). Os remanescentes de florestas nativas originais constituem as manchas ou fragmentos que se espalham ao longo de toda a matriz na região fragmentada. Por último, os corredores são faixas da vegetação nativa diferentes da vegetação ao seu redor, os quais conectam os fragmentos florestais remanescentes, restaurando a conectividade por eles perdida (HOBBS, 1992). As relações que se estabelecem no espaço e no tempo entre estes três elementos determinam um funcionamento e dinâmica completamente diferente daquele do ecossistema nativo contínuo (LAURANCE, 2007). Segundo Collinge (1998) os atributos ecológicos dos habitats fragmentados são: efeito de borda, qualidade da matriz e heterogeneidade do fragmento.

2.2.1 Efeito de borda

Segundo Murcia (1995) o efeito de borda se deve ao resultado das interações entre dois ecossistemas adjacentes que estão separados por uma transição abrupta, chamada de borda. Estes dois ecossistemas adjacentes são geralmente a matriz e as manchas da vegetação nativa. Os habitats adjacentes experimentam fluxos de energia, nutrientes e espécies (FORMAN, 1996); como resultado disso, a composição de espécies, estrutura e processos ecológicos perto da linha de contato entre os habitats se altera (CADENASSO e PICKETT, 2001; SCHUTZ e CRONE, 2001; SHTICKZELLE e BAGUETTE, 2003). A intensidade do efeito de borda tem sido mesurada como a distância até onde essas mudanças são evidentes no habitat florestal (LAURANCE E YENSEN, 1991). As bordas podem alterar a comunidade dos organismos que vivem em fragmentos mediante três tipos de efeitos: abióticos, bióticos diretos e bióticos indiretos.

Os efeitos de borda abióticos se devem às diferentes condições microclimáticas entre a matriz e os fragmentos de vegetação (CHEN et al., 1999). Nas bordas se cria um gradiente de diminuição na temperatura e umidade do ar, déficit da pressão de vapor, umidade do solo, velocidade do vento e intensidade da radiação solar que percorre perpendicular para o interior do fragmento (DAVIES-COLLEY et al., 2000; BAKER e DILLON, 2000). Simultaneamente, as mudanças nos fatores abióticos nas bordas provocam mudanças na estrutura da vegetação, como a proliferação de espécies arbustivas tolerante às altas radiações solares, e principalmente de espécies exóticas (BROTHERS e SPINGARN, 1992; CHEN et al, 1992). Segundo Didham e Lawton (1999), a estrutura física das bordas é determinante nas variações microclimáticas e da estrutura de vegetação nos fragmentos florestais tropicais, o qual será particularmente importante para os organismos que vivem em pequenos fragmentos florestais. Por outro lado, os efeitos biológicos indiretos se referem às alterações nas interações bióticas dos organismos que se encontram nas bordas, que podem iniciar efeitos cascatas que se propagam pelo ecossistema (MURCIA, 1995). Ries e Sisk (2004) sugerem que os efeitos de borda provocam o mapeamento dos recursos (resource mapping) nas comunidades de plantas e animais, onde a distribuição dos organismos reflete o mapeamento dos recursos bióticos e abióticos disponíveis na área.

O tamanho e a forma do fragmento florestal representam outros dois fatores que modificam o efeito de borda (COLLINGE, 1996). Ainda que numerosos estudos tenham avaliado a relação espécies/área, os autores não conseguem isolar a contribuição do efeito da área e efeito de borda, devido que esses fatores co-variam ao longo da paisagem (FLETCHER et al, 2007). No entanto, parece não existir um consenso claro sobre este tema; por exemplo, Schiffer (2003) realizou um estudo em fragmentos florestais da Mata Atlântica

de Minas Gerais e não encontrou uma relação entre as distintas variáveis de riqueza de espécie e área, nem com a forma do fragmento.

2.2.2 Qualidade da matriz

Segundo Ries e Sisk (2004) os efeitos de borda podem ser influenciados pelo tipo de matriz que rodeia aos fragmentos. O tipo de uso da terra no qual as manchas estão inseridos influencia a ocupação e abundância das comunidades do interior, devido às diferenças nas taxas de dispersão, probabilidade de colonização (BENDER e FAHRIG, 2005), disponibilidade dos recursos (SISK et al., 1997) e risco de morte (STORCH et al.,2005). A permeabilidade, recursos suplementares e a própria composição da matriz podem determinar a estrutura, composição e dinâmica das comunidades que se encontram nos fragmentos (WATLING et al.,2011). Além disso, as mudanças no suprimento e fluxo de nutrientes, energia e matéria no interior dos fragmentos, assim como entre eles e a matriz dependerão da atividade antrópica e uso da terra adjacente (COLLINGE, 1996). Para poder extrapolar resultados de pequena escala à paisagem toda, é preciso considerar a heterogeneidade da matriz (HALFFTER e ARELLANO, 2002).

2.2.3 Heterogeneidade do fragmento

A heterogeneidade ambiental no interior dos fragmentos é parcialmente responsável pelas interações ecológicas das espécies em paisagens fragmentadas. Fragmentos maiores provavelmente contêm maior variedade de

tipos de solos, variações topográficas, microclimáticas e tipos de habitats que fragmentos de menor tamanho que fragmentos menores (COLLINGE, 1996), aumentando a partição dos recursos no ambiente e sustentando um maior número de espécies que aqueles homogêneos.

2.3 Pastoreio como fator que exacerba o efeito de borda

As mudanças antropogênicas que acontecem na paisagem devido à nova natureza e uso da matriz provocam impactos diretos e indiretos nas comunidades confinadas nos remanescentes que exacerbam os efeitos de borda (BARNES et al., 2014). Talvez um dos mais preocupantes seja a entrada de gado no interior dos fragmentos tropicais proveniente da matriz de pastagens cultivadas. Segundo, Kauffman e Pyke (2001) as influências do gado sobre a diversidade biológica e a integridade dos ecossistemas acontecem de três formas:

- Primárias: são criadas pela ação direta do gado e são facilmente observáveis no campo. Os impactos diretos incluem: remoção da vegetação pelo pastoreio, pisoteio do solo e da vegetação, redistribuição dos nutrientes via remoção da forragem, defecação, deposição de urina, perda gasosa de nitrogênio na ureia e ganho de peso do animal, dispersão de espécies exóticas e patogenias.
- Secundárias: são respostas físicas e bióticas produzidas pelos efeitos acumulativos das influencias primárias. Os impactos indiretos incluem: alteração nos ciclos de perturbações (fogo), aumento da erosão, alteração da hidrologia (escoamento, taxas de infiltração e capacidade de retenção de água no solo),

alteração das relações competitivas entre os organismos e mudança no sucesso reprodutivo de plantas e animais, assim como nos padrões de estabelecimento das mudas.

- Terciárias: igualmente são produzidas pela acumulação dos efeitos do gado, mas agora ao longo prazo. Sendo mudanças na estrutura, composição e produtividade das comunidades de plantas e animais que se encontram nos ecossistemas e nas paisagens como um todo. Constituem o declínio geral da riqueza e diversidade em áreas aquáticas e terrestres, como resultado de práticas de pastoreio inadequado ao longo prazo.

O aumento da compactação do solo depende da textura do solo (quantidade de areia, silte e argila) e da época do ano, sendo mais susceptíveis solos argilosos na estação chuvosa do ano (MARTÍNEZ E ZINCK, 2004). Todos estes efeitos produzidos pelo pastoreio do gado podem estar intensificando os efeitos de borda em pequenos fragmentos tropicais e provocando drásticas mudanças nas comunidades e funções ecológicas de plantas e animais do interior do fragmento.

2.4 Fragmentação florestal na Mata Atlântica Brasileira

A maioria dos fragmentos florestais remanescentes da Terra tem menos de 10 ha de área e estão distantes a 500 m de outras bordas florestais (HADDAD et al., 2015). A Mata Atlântica brasileira encontra-se nesse grupo. Este bioma sofreu as maiores taxas de desmatamento nos últimos três séculos (WILLIAMS, 2003), atualmente resta apenas em torno de 8,5% do seu território original (SOS MATA ATLÂNTICA, 1999). Sua enorme taxa de perda de hábitat e sua alta

porcentagem de espécies de plantas e animais endêmicos, elevou o bioma a ser considerado uma área prioritária para a conservação (hotspots) (MYERS et al. 2000).

A fitofisionomia típica da Mata Atlântica é de florestas semidecíduas, se estendendo pelo interior do centro e sudeste do Brasil, usualmente em elevações menores de 600m (OLIVEIRA-FILHO e FONTES 2000). A exploração da floresta Atlântica para o desenvolvimento humano, se iniciou a mais de 500 anos com a chegada dos portugueses na costa leste do Sul da América (MORELLATO e HADDAD, 2000), até chegar ao ponto em que um total de 88% do território original foi perdido (RIBEIRO et al 2009). Na região sul de Minas Gerais, a paisagem original que apresentava um mosaico de fitofisionomias da Mata Atlântica e do Cerrado foi amplamente fragmentada pela criação de pastagens exóticas e áreas de cultivos, deixando somente pequenos fragmentos florestais remanescentes da vegetação original (MACHADO, 1994; OLIVEIRA-FILHO e FLUMINHAN-FILHO, 1999). No final do século XVII, a descoberta de ouro intensificou a modificação da vegetação nesta região (ZEMELLA, 1990; VILELA, 2007).

Nesse contexto, surge a dúvida se paisagens altamente fragmentados da Mata Atlântica, com uma grande história de fragmentação florestal e isolamento, terão uma biodiversidade considerável que suporte importantes serviços ecossistêmicos. Em um estudo realizado na região rural de Lavras, Costa (2012) encontrou que existem comunidades bem estabelecidas e diferentes nos distintos usos da terra e elementos da paisagem. Assim, resulta interessante avaliar o efeito de processos antropogênicos como a entrada de gado, sobre as comunidades de animais que se encontram na matriz, borda e interior de fragmentos florestais.

2.5 Besouros da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae)

Os besouros estão entre o grupo de insetos mais diverso e melhor distribuído por todos os ecossistemas do planeta (WILSON, 1992); só na região Neotropical são conhecidas 72.476 espécies pertencentes a 127 famílias distintas (COSTA, 2000). Os escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) pertencem a uma das subfamílias mais emblemáticas e melhor conhecidas no nível mundial, os quais incluem 6.000 espécies agrupadas em mais de 257 gêneros (HALFFTER, 1991, BROWNE e SCHOLTZ, 2007). Para a região Neotropical existem oito tribos, com 70 gêneros e 1,250 espécies (CAMBERFORT, 1991, HANSKI e CAMBERFORT, 1991 e SILVA, 2011). No Brasil ocorrem seis dessas tribos: Ateuchini, Deltochilini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini (HANSKI e CAMBERFORT, 1991, PHILIPS et al, 2004) com 62 gêneros e 618 espécies (VAZ-DE-MELLO, 2000 E VAZ-DE-MELLO et al, 2011).

Os besouros rola-bostas devem seu nome ao comportamento que estes realizam ao fazer uma bola do recurso alimentar, geralmente fezes de grandes herbívoros (HALFFTER, 1991), e rolá-la a uma distância variada, longe da fonte original e enterrá-la para a oviposição e para sua nutrição e das suas larvas (HALFFTER e MATTHEWS, 1966, HALFFTER e EDMONDS, 1982). Segundo, Hanski e Camberfort (1991) este comportamento evita a competição com outras espécies, tanto intraespecífica como interespecífica. No entanto, nem todas as espécies de Scarabaeinae pertencem exclusivamente a guilda dos rola-bostas. Segundo Gill (1991), baseado na forma com a qual os escarabeíneos alocam o recurso alimentar, se podem reconhecer três guildas: os escavadores (paracoprídeos), que escavam túneis ao lado ou abaixo da fonte de alimento para depois serem providos com porções do recurso; os rola-bostas (telecoprídeos), que

fabricam uma bola de alimento que é enterrada superficialmente, após ser rolada a variadas distâncias (5 a 18 metros) da fonte de origem (HALFFTER e EDMONDS, 1982) e os residentes (endocoprídeos), que permanecem enterrados abaixo ou dentro do depósito de recurso. Em relação, ao hábito alimentar, os Scarabaeinae também têm diferentes preferências na dieta, sendo algumas espécies coprófagas, necrófagas, copro-necrófagas ou generalistas.

Os representantes da subfamília são responsáveis por realizar importantes funções ecológicas nos ecossistemas terrestres devido ao seu comportamento de enterrio de fezes no solo. Entre elas estão o aumento da aeração (MITTAL, 1993) e fertilidade do solo (MIRANDA et al., 1998, 2000; YOKOYAMA et al., 1991; YAMADA et al., 2007), melhoramento das condições das pastagens (MCKINNEY E MORLEY 1975), controle biológico de pragas e parasitas de importância médico-veterinária (BERGSTROM et al., 1976, HUGHES et al., 1978; RIDSDILL-SMITH, 1981), dispersão secundária de sementes (ESTRADA e COATES-ESTRADA, 1991; ANDRESEN 2002), aumento do estabelecimento das sementes enterradas (ANDRESEN, 2001, 2003; ANDRESEN E LEVEY, 2004), e regulação de gases de efeito estufa (PENTILĂ et al., 2013; MENÉNDEZ, 2015). Essas funções são também imprescindíveis serviços ecossistêmicos e sua ausência pode representar grandes custos econômicos para o homem (LOSEY e VAUGHAN, 2006, NICHOLS et al, 2008).

Nas últimas décadas as comunidades de escarabeíneos têm sido amplamente relacionadas com as mudanças na estrutura da vegetação (HALFFTER E ARELLANO, 2002), características da serapilheira (RIESKE E BUSS, 2001; LARSEN ET AL., 2003), usos do solo (SIMELANE, 2010; ALMEIDA et al., 2011), fragmentação das florestas (KLEIN, 1989; NICHOLS et al., 2007) e o grau de perturbação do ambiente (ÁLVAREZ-DUARTE e

BARRERA-CATAÑO, 2007). Por essas características o grupo tem sido proposto como bioindicadores das características naturais e dos distúrbios antropogênicos nos ecossistemas (HALFFTER, 1991; HALFFTER e FÁVILA, 1993; FÁVILA e HALFFTER, 1997; HALFFTER e ARELLANO, 2002). Além disso, a taxonomia deste grupo de insetos é relativamente bem conhecida, apresentando protocolos de amostragem bastante padronizados, de fácil aplicação e baixo custo (SPECTOR, 2006). Todas essas características fazem dos besouros da subfamília Scarabaeinae ótimos modelos de estudo para avaliar os impactos da fragmentação florestal, efeito de borda e mudanças antrópicas como a entrada do gado, no interior de pequenos fragmentos florestais da Mata Atlântica.

REFERÊNCIAS

ACHARD, F. et. al. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. **Science**. v. 297, p. 999-1002, 2002.

AKUTSU, K et al. Assessment of higher insect taxa as bioindicators for different logging-disturbance regimes in lowland tropical rain forest in Sabah, Malaysia. **Ecological Research**. v. 22, p. 542-550, 2007.

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

ÁLVAREZ-DUARTE, A., BARRERA-CATAÑO, J. I. Estudio comparativo del ensamblaje de coleópteros den diferentes áreas de la cantera Soratama, localidad de Usaquén, Bogotá. **Universitas Scientiarum**. n. 12, p. 47-56, 2007.

ANDRESEN, E. Effects of dung presence, dung amount and secondary dispersal by dung beetles on the fate of *Micropholis guyanensis* (Sapotaceae) seeds in Central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**. n. 17, p. 61-78, 2001.

ANDRESEN, E. Dung beetles in Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**. n. 27, p. 257-270, 2002.

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

ANDRESEN, E., LEVEY, D. J. Effects of dung and seed size on secondary dispersal, seed predation, and seedling establishment of rain forest trees. **Oecologia**. n. 139, p. 45-54, 2004.

ANDRESEN, E; FEER. F. The Role of dung beetles as secondary seed dispersers and their effect on plant regeneration in tropical rainforests. Em: FORGET, P. M., J. E. LAMBERT, P. E. HULME & S. B. Vander Wall (Eds.) **Seed fate: Predation, dispersal and seedling establishment**. CABI International, Oxon. 331-349 pp. 2005.

ARROYO, J; et al. Una aproximación al uso de taxones de artrópodos como bioindicadores de condiciones edáficas en agroecosistemas. **Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa**. n. 32, p.73-79, 2003.

BARNES, A. D. et al. Matrix habitat restoration alters dung Beetles species responses across tropical Forest edges. **Biological Conservation**. n. 170, p. 28-37, 2014.

BENDER, D. J.; FARHRIG L. Matrix structure obscures the relationship between interpatch movement and patch size and isolation. **Ecology**. v. 86, p. 1023–1033. 2005.

BERGSTROM, B. C. et al. Small dung Beetles as biological control agents: laboratory studies of beetles action on trichostrongylid eggs in sheep and cattle feces. **Proceedings of the Helminthological Society of Washington**. n. 43, p. 171-174. 1976.

BIERREGAARD, JR. et al. **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. Yale University Press, 2001.

BLAUM, N. Changes in arthropod diversity along a land use driven gradient of shrub cover in savanna rangelands: Identification of suitable indicators. **Biodiversity and Conservation**. v.18, n. 5, p. 1187-1199. 2009.

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. **PlosOne**. v. 8, n. 2, p. 1-11. 2013.

BROOK, B. W. et al. Synergies among extinction drivers under global change. **Trends in Ecology and Evolution**. v. 23, p. 453–460. 2008.

BROTHERS, T. S., SPINGAM A.. Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. **Conservation Biology**. v. 6, p. 91-100. 1992.

BROWNE, D. J.; SCHOLTZ, C. H. A phylogeny of the families of Scarabaeoidea (Coleoptera). **Systematic Entomology**. v. 24, n. 1, p. 51-84, 1999.

CADENASSO, M. I. ; S. T. A. PICKETT. Effect of edge structure on the flux of species into forest boundaries. **Conservation Biology**. V. 15, p. 91-97. 2001.

CAMBEFORT, Y. Biogeography and evolution. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung Beetle Ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991. p. 51-67.

CHEN, J et al. Vegetation responses to edge environments in old-growth Douglas-fir forests. **Ecological Applications**. v. 2, p. 387-396. 1992.

CHEN, J. Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. **BioScience**. v. 49, n. 49, p. 288-297. 1999.

COLLINGE, S. K. Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. **Landscape and Urban Planning**. v. 36, p. 59-77, 1996.

COSTA, C. Estado del conocimiento de los Coleópteros Neotropicales. Em: PIERA F. M.; J. J. MORONE & A. MELIC (Eds). **Hacia un proyecto CYTED para el inventario y estimación de la diversidad entomológica en Iberoamérica: PRIBES2000**. Zaragoza. 2000, 99-114 pp.

CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. 710 p.

DA COSTA, C. M. Q. **Besouros escarabeíneos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos em paisagens fragmentadas de Lavras, MG**. 2012. 82p. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

DAVIES-COLLEY, R. J. et al. Microclimate gradients across a forest edge. **New Zealand Journal of Ecology**. v. 24, n. 2, p. 111-121, 2000.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. A survey and overview of habitat fragmentation experiments. **Conservation Biology**. v. 14, n.2, p. 342-355. 2000.

DIDHAM, R. K et. al. Insects in fragmented forests: a functional approach. **Trends in Ecology and Evolution**. n.11, p. 255-260, 1996.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge Structure Determines the Magnitude of Changes in Microclimate and Vegetation Structure in Tropical Forest Fragments. **Biotropica**. v. 31, n.1, p.17-30. 1999.

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

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

FEARNSIDE P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. Em: **Conservation Biology Special Section: Brazilian Conservation: Challenges and Opportunities**. Katrina Brandon, Gustavo A. B. da Fonseca, Anthony B. Rylands, José Maria Cardoso da Silva (Eds.) n. 19, p. 680-688, 2005.

FORMAN, R. T. **Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions**. Cambridge University Press. 1995.

FORMAN, R. T., M. GODRON. Patches and structural components for a landscape ecology. **BioScience**. v. 31, n. 10, p. 733-740. 1986.

FRANÇA, F. M et al. Do space-for-time assessments underestimate the impacts of logging on tropical biodiversity? An Amazonian case study using dung beetles. **Journal of Applied Ecology**. *in press*. 2016.

GARDNER, T. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**. v. 12, n.6, p. 561-582. 2009.

GASCON, C. et al. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. **Biological Conservation**. v. 91, p. 223-229. 1999.

GASCON, C. et al. Receding forest edges and vanishing reserves. **Science**. n.288, p. 1356-1358. 2000.

GILL, B. D. Dung beetles in tropical American forests. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.). **Dung Beetle Ecology**. Princeton University Press, Princeton, p. 211-229, 1991.

GRIFFITHS, H. M. et al. Biodiversity and environmental context predict dung beetle-mediated seed dispersal in a tropical forest field experiment. **Ecology**. v. 96, n.6, p. 1607-1619. 2015.

HADDAD, N. M., et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**. n. 1 (e1500052), p.1-9. 2015.

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

HALFFTER G.; FAVILA, M. E. The Scarabeinae (Insecta: Coleoptera) an Animal Group for Analysing, Inventorying and Monitoring Biodiversity in Tropical Rainforest and Modified Landscapes. **Biology International**. n. 27, p. 15-21, 1993.

HALFFTER, G. Historical and ecological factors determining the geographical distribution of beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Folia Entomologica Mexicana**. n. 82, p. 195-238, 1991.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): An ecological and evolutive approach**. México, DF: Instituto de Ecología, 242 pp 1982.

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

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

HANSKI, I. et al. Minimum viable metapopulation size. **The American Naturalist**. v. 147, p. 527–541. 1996.

HOBBS, R. J. The role of corridors in conservation: solution or bandwagon? **Tree**. V. 7, n 11, p. 389-392. 1992.

HOLT, R. D. From metapopulations dynamics to community structure: some consequences of spatial heterogeneity. p: 149-165. Em: **Metapopulations biology: ecology, genetics, and evolution**. Hanski, I. A; Gipin, M. E. (eds). Academic Press, California. 1997.

HUGHES, R. D. et. al. Effects of introduced dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) on the breeding and abundance of the Australian bushfly *Musca vetustissima* Walker (Diptera: Muscidae). **Bulletin of Entomological Research**. n. 68, p. 361–372, 1978.

KAUFFMAN, J. B.; PYKE, D. A. Range ecology, global livestock influences. Em: **Encyclopedia of Biodiversity**. Academic Press. v. 5, p. 33-52, 2001.

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

KUPFER, J. A.; et al. Not seeing the ocean for the islands: the mediating influence of matrix-based processes on forest fragmentation effects. **Global Ecology and Biogeography**. v. 15, 8–20. 2006.

LARSEN, K. et. al. Habitat use patterns by ground beetles (Coleoptera:Carabidae) of northeastern Iowa. **Pedobiología**. n. 47, p. 288-299, 2003.

LAURENCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. Fragmented Tropical Forest. **Bulletin of the Ecological Society of America**. v. 77, p. 34-36. 1996.

LAURANCE, W. F. Have we overstated the tropical biodiversity crisis? **Trends in Ecology and Evolution**. v. 22, n. 2, p. 65-70, 2006.

LAURANCE, W. F. et al. Habitat fragmentation, variable edge effects and the landscape-divergence hypothesis. **PlosOne**. v. 2, n. 10, p. 1-8, 2007.

LAURANCE, W. F. **Theory meets reality**: How habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. **Biological Conservation**. v. 141, p 1731 –1744, 2008.

LAURANCE, W. F.; YENSEN E. Predicting the impact of edge effects in fragmented habits. **Biological Conservation**. v. 55, p. 77-92, 1991.

LEVINS, R. Some demographic and genetic consequences of enviromental heterogeneity for biological control. **Bulletin of the Entomological Society of America**. v. 15, p. 237-240. 1969

LOSEY, J. E., VAUNGHAN, M. The economic value of ecological services provided by insects. **Bioscience**. n. 56, p. 311-323, 2006.

MACHADO, F. S. **Valos e fragmentos florestais da região de Lavras, MG**: aspectos, históricos, culturais, sociais e ecológicos. 2004. 120 p. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press. 1967.

MALEQUE, M. et al. Arthropods as bioindicators of sustainable forest management, with a focus on plantation forests. **Applied Entomology and Zoology**. v. 44, n. 1, p. 1-11, 2009.

MARGULES, C. R. The Wog Wog habitat fragmentation experiment. **Environmental Conservation**. n. 19, p. 316–325. 1992.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**. v. 405, p. 243-253. 2000.

MARTINEZ, L. J.; ZINCK, J. A. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. **Soil Tillage Research**. n.75, p. 3–17, 2004.

MATLACK, G. R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**. v. 66, p. 185-194. 1993
McGEOCH, M. A. The selection, testing and application of terrestrial insect as bioindicators. **Biological Reviews**. n. 73, p.181-201, 1998.

McGEOCH, M. A. Insects and Bioindication: Theory and Progress. Em: **Insects Conservation Biology**. Proceedings of the Royal Entomological Society's 23 Symposium. Stewart, A. J. A.; T. R. New, O. T. Lewis (eds). CBA International, UK, 457 p. 2007.

McKINNEY G. T., MORLEY, F. H. W. The agronomic role of introduced dung beetles in grazing systems. **Journal of Applied Ecology**. n. 12, p. 831-837, 1975.

MENÉNDEZ, R. et al. Complementarity of dung beetle species with different functional behaviours influence dung e soil carbon cycling. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 92, p. 142-148. 2015.

MIRANDA, C. H. B., et.al. Contribuição de *Onthophagus gazella* à melhoria da fertilidade do solo pelo enterro de massa fecal bovina fresca. Estudo em casa de vegetação. Revista Brasileira De Zootecnia. **Brazilian Journal of Animal Science**. n. 27, p. 681–685, 1998.

MIRANDA, C. H. B., et al. The role of *Digionthophagus gazellaon* pasture cleaning and production as a result of burial of cattle dung. **Pasturas Tropicales**. n. 22, p. 14–19, 2000.

MITTAL, I. Natural manuring and soil conditioning by dung beetles. **Tropical Ecology**. n. 34, 150–159, 1993.

MORELLATO, L. P.; HADDAD, C. F. B.. Introduction: The Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**. v. 4b, p. 786-792. 2000.

MORTON, D. C et. al. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. v. 103, n. 43, p. 14637-14641. Sep. 2006.

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

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

NICHOLS, E. et. al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung Beetles. **Biological Conservation**. n. 141, p. 1461–1474, 2008.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FLUMINHAN-FILHO, M. Ecologia da vegetação do Parque Florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**. v. 5, n. 2, p. 51-64. 1999.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONIXS, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south eastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropic**. v. 32, p. 793-810. 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropical**. n.32(4b), p. 793–810, 2000.

PENTILÄ, A. et al. Quantifying beetle-mediated effects on gas fluxes from dung Pats. **PLoSONE**. v.8, n.8, p. 1-7. 2013.

PHILIPS, T. K.; PRETORIUS, R.; SCHOLTZ, C. H. A phylogenetic analysis of the dung beetles: (Scarabaeinae: Scarabaeidae): Unrolling an evolutionary history. **Invertebrate Systematics**. v. 18, p. 1-36. 2004.

QUINN, J. F.; HARRISON, G. R. Effects of habitat fragmentation on species richness evidence from biogeographic patterns. **Oecologia**. v. 75, p. 132-140. 1987.

RIBEIRO M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**. v. 142, n. 6, p. 1141-1153. 2009.

RIDSDILL-SMITH, T. J. Some effects of three species of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) in south-western Australia on the survival of the bush fly, *Musca vetustissima* Walker (Diptera: Muscidae), in dung pads. **Bulletin of Entomological Research**. v.71, 425–433, 1981.

RIESKE, L.; BUSS, J. Influence of site on diversity and abundance of ground and litter dwelling in Appalachian Oak-Hickory forest. **Environmental Entomology**. n. 30, p. 484-494, 2001.

RIES, L.; SISK T. D. A predictive model of edge effects. **Ecology**. v. 85, p. 2917–2926. 2004.

SCHIFFER, G. **Fatores determinantes da riqueza de espécies de Scarabeidae (Insecta: Coleoptera) em fragmentos de floresta semidecídua**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2003.

SCHTICKZELLE, N.; BAGUETTE, M. Behavioural responses to habitat patch boundaries restrict dispersal and generate emigration – patch area relationships in fragmented landscapes. **Journal of Animal Ecology**. v. 72, p. 533–545. 2003.

SCHUTZ, C. B.; CRONE, E. E. Edge-mediated dispersal behavior in a prairie butterfly. **Ecology**. v. 82, p. 1879–1892. 2001.

SILVA, P. G. Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) of Two Non-Native Habitats in Bagé, Rio Grande do Sul, Brazil. **Zoological Studies**. v. 50, n. 5, p. 546-559. 2011.

SIMELANE, T. S. Impacts of traditional land uses on biodiversity outside conservations areas: effects on dung beetles communities of Vaalbos National Park. **African Journal of Ecology**. n. 48, p. 490-501, 2010.

SISK, T. D. et al. Bird assemblages in patchy woodlands: modeling the effects of edge and matrix habitats. **Ecological Applications**. v. 7, p. 1170–1180. 1997.

SOS MATA ATLÂNTICA. **Boletim Informativo**. v. 1, n.8. 1999.

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

STORCH, I., et al. Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics of central Europe. **Landscape Ecology**. v. 20, p. 927–940. 2005.

SCHELLAS, J.; GREENBERG, R. **Forest Patches in Tropical Landscapes**. Island Press, Washington, D. C. 1996. 498 pp.

TABARELLI, M. et. al. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forest. **Biodiversity and Conservation**. n.13, p. 1419-1425, 2004.

TILMAN, D. et al. Habitat destruction and the extinction debt. **Nature**. v. 371, p. 65-66. 1994.

VAN UYTVANCK, J.; HOFFMANN, M. Impact of grazing management with large herbivores on forest ground flora and bramble understory. **Acta Oecologia**. n. 35, p. 523–532, 2009.

VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, M. E. Arthropod responses to the experimental isolation of Amazonian forest fragments. **Zoologia**. v. 29, n. 6, p. 515–530. 2012.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. **Estado atual de conhecimento dos Scarabaeidae s. str. (Coleoptera: Scarabaeoidea) do Brasil**. Monografias Terceir Milênio, Zaragoza. v. 1, p. 183-195, 2000.

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**. v. 2.854, p. 1-73, 2011.

VILELA, M. S. **A formação histórica do campos de Sant'Ana das Lavras do Funil**. Lavras, Indi, 2007. 450 p.

WASSENAAR, T. et. al. Projecting land use changes in the Neotropics: the geography of pasture expansion into forest. **Global Enviromental Change**. n. 17, p. 86-104. 2007.

WATLING, J. I. et al. Meta-analysis reveals the importance of matrix composition for animals in fragmented habitat. **Global Ecology and Biogeography**. v. 20, p. 209–217. 2011.

WILCOX, B. A. MURPHY, D. D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist**. v. 125, p. 879-887, 1985.

WILSON, E. O. **The diversity of life**. The Belknap Press of Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts. P. 423, 1992.

WILLIAMS, M. **Deforestation the Earth: from prehistory to global crisis**. University of Chicago Press, Chicago, 2003.

YAMADA, D. et. al. Effect of tunneler dung beetles on cattle dung decomposition, soil nutrients and herbage growth Grassland. **Science**. n. 53, p. 121–129, 2007.

YOKOYAMA, K., et al. Nitrogen mineralization and microbial populations in cow dung, dung balls and underlying soil affected by paracoprid dung beetles. **Soil Biology and Biochemistry**. n. 23, p. 649–653. 1991.

ZEMELLA, M. P. **O abastecimento da capitania das minas gerais no século XVIII**. 2. ed. São Paulo: Hucitec-Edusp, 1990.

SEGUNDA PARTE-ARTIGO

ARTIGO**Resposta dos besouros Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) ao efeito de borda e presença de gado em paisagens tropicais altamente fragmentadas**

Menéndez, Y. I. R.^{1,2}, Lyra, R.³, Cerqueira, J.⁴, Fialho, A.³; Louzada, J.³

¹Bolsista de Mestrado pelo Programa Estudante Convênio de Pós-graduação (PEC-PG) da CNPq, no Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada, Departamento de Biologia, Setor de Ecologia, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Caixa Postal 3037, CEP 37200-000, Lavras-MG, Brasil.

²Instituto de Ecologia e Sistemática, Carretera Varona km 3 ½, Municipio Boyeros, CEP 14000, La Habana, Cuba.

³Departamento de Biologia, Setor de Ecologia, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Caixa Postal 3037, CEP 37200-000, Lavras-MG, Brasil.

⁴ Departamento de Entomologia, Universidade Federal de Lavras (UFLA), Caixa Postal 3037, CEP 37200-000, Lavras-MG, Brasil.

RESUMO

Florestas tropicais geralmente se encontram em paisagens fragmentadas pelo que as comunidades remanescentes ficam expostas aos efeitos de borda, os quais podem ser intensificados por atividades antrópicas como a pecuária. Neste trabalho objetivou-se avaliar os impactos do efeito de borda e ocorrência de gado bovino sobre os parâmetros (abundância, riqueza e composição de espécies) e funções ecológicas (remoção de fezes e revolvimento do solo) das comunidades de escarabeíneos. Em oito áreas de coletas da região rural do município de Lavras-MG foram estudados três habitats: pasto, borda e interior do fragmento florestal. Quatro das áreas não apresentavam ocorrência de gado na borda e interior do fragmento, os restantes habitats tinham presença de gado. Em todos os habitat foram colocadas cinco armadilhas pitfall e três arenas de funções iscadas com uma mistura de fezes (30% humanas + 70% gado), por um período de 48h. Foram coletados 2 344 indivíduos da subfamília Scarabaeinae, pertencentes a 43 espécies. Nas áreas com presença de gado só a riqueza de espécies e remoção de fezes da borda e interior do fragmento diferiram do pasto. Nas áreas sem presença de gado, a abundância diferiu entre os três habitats e as restantes variáveis só tiveram diferenças entre o pasto e interior florestal. A composição de espécies diferiu significativamente entre os habitats e tratamentos (com e sem gado), mas não entre a combinação destes fatores. No entanto, as comunidades do interior florestal com presença de gado ficaram numa posição mais próximas às comunidades das bordas. A composição de espécies do interior de fragmentos foi determinada pela textura do solo na presença do gado e pela compactação do solo na ausência de gado. A presença do gado exacerba os efeitos de borda, produzindo uma homogeneização sobre a abundância e composição de espécies das comunidades de escarabeíneos da interior florestal. No entanto, as funções ecológicas de remoção de fezes e revolvimento de solo não são afetadas.

Palavras chave: Pecuária. Fragmentos florestais. Variáveis ambientais. Rolabosta. Scarabaeinae.

RESUMEN

Los bosques tropicales generalmente se encuentran en paisajes fragmentados por lo que las comunidades remanentes quedan expuestas a los efectos de borde, los cuales pueden ser exacerbados por actividades antrópicas como la pecuaria. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar los impactos del efecto de borde e la presencia de ganado bovino sobre los parámetros (abundancia, riqueza e composición de especies) y funciones ecológicas (remoción de heces e revolvimiento del suelo) de las comunidades de escarabeíneos. En ocho áreas de colecta de la región rural de Lavras-MG fueron estudiados tres hábitats: pasto, borde e interior del fragmento forestal. Cuatro áreas no tenían presencia de ganado en el borde e interior del fragmento, mientras que los restantes habítad siempre tenían presencia de ganado. En cada hábitat fueron colocadas cinco trampas pitfall y tres arenas de funciones cebadas con una mistura de heces (30% humanas + 70% ganado), por un periodo de 48h. Fueron colectados 2 344 individuos de la subfamilia Scarabaeinae, pertenecientes a 43 especies. En las áreas con presencia de ganado solo la riqueza de especies y la remoción de heces del borde e interior del fragmento fueron diferentes del pasto. En las áreas sin presencia de ganado, la abundancia fue diferente entre los tres hábitats e el resto de las variables sólo fueron diferentes entre el pasto y el interior forestal. La composición de especies fue diferente entre los hábitats y tratamientos (con y sin ganado), pero no entre la combinación de estos factores. No obstante, las comunidades del interior forestal con presencia de ganado tuvieron una posición muy próxima a las comunidades de los bordes. La composición de especies del interior del fragmento fue determinada por la textura del suelo en las áreas con presencia de ganado y por la compactación del suelo en las áreas sin ganado. La presencia de ganado exagera los efectos de borde, produciendo una homogenización sobre la abundancia y composición de especies de las comunidades de escarabeíneos del interior forestal.

Palabras clave: Ganadería. Fragmentación forestal. Variables ambientales. Escarabajos coprófagos. Scarabaeinae.

1 INTRODUÇÃO

Desde a chegada dos europeus no Brasil a Mata Atlântica Brasileira leva mais de 500 anos de exploração (MORELATO E HADDAD, 2000). Devido a sua grande biodiversidade, alto número de endêmicos e o nível crítico de conservação florestal, a Mata Atlântica é classificada como o quinto hotspot da biodiversidade no planeta (MYERS, 2000). Além da expansão urbana, outras atividades como extração de madeira, expansão da agricultura e da pecuária têm causado uma perda de mais de 90% do território original (SOS MATA ATLÂNTICA, 1999). As paisagens remanescentes são altamente fragmentadas, no entanto conservam uma alta biodiversidade e com um manejo apropriado podem ser capazes de manter populações viáveis (MACHADO e FONSECA 2000, TABANEZ e VIANA, 2000). Por isso, na atualidade o futuro das florestas tropicais depende do manejo correto da biodiversidade nas paisagens antrópicas (Gardner et al.,2009).

As paisagens da Mata Atlântica se caracterizam por ser altamente fragmentadas, com a maioria dos fragmentos florestais remanescentes de pequeno tamanho e distanciados entre 100 – 500 m de outros bordos florestais (RIBEIRO et al., 2009; HADDAD et al, 2015). As práticas agrícolas e de pecuária, comuns na região do Centro-Sul do estado de Minas Gerais desde o século XVIII (ZEMELLA, 1990; VILELA, 2007), tem contribuído na disposição espacial atual do bioma. O efeito de borda é um fenômeno ecológico causado pela fragmentação florestal e exacerbado por processos antropogênicos que acontecem no nível da paisagem (LAURANCE et al., 2007;BARNES et al., 2014). Um empobrecimento da diversidade e proliferação de espécies generalistas adaptadas aos distúrbios tem sido atribuído aos efeitos de borda

(TABARELLI et al., 2010; FILGUEIRAS et al., 2011). Sabe-se que tanto em ecossistemas antrópicos quanto em naturais, o pastoreio do gado provoca mudanças negativas sobre estrutura da vegetação e compactação do solo (MARTINEZ e ZINCK, 2004, VAN UYTVANCK e HOFFMAN, 2009), mas nada se conhece sobre a ação combinada da presença do gado e efeito de borda em pequenos fragmentos florestais remanescentes. Os besouros da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) estão amplamente distribuídos no Neotrópico (HANSKI e CAMBERFORT, 1991) e são considerados insetos copro-necrófagos pelos seus hábitos alimentares (HANSKI e EDMONDS, 1982; HANSKI e KUUSELA, 1983). O hábito comportamental do enterrio de fezes como recurso alimentar para adultos e larvas faz que os escarabeíneos sejam os responsáveis por uma variedade de importantes serviços ecossistêmicos nos ecossistemas (NICHOLS et al, 2008), entre elas dispersão secundária de sementes (GRIFFITHS et al, 2015), controle de moscas detritívoras e parasitas intestinais (BORNEMIZA, 1970; FINCHER, 1973; Edwards e Aschenborn, 1987), aumento da fertilidade e aeração do solo (YOKOYAMA et al 1991, BANG et al, 2005), ciclagem de nutrientes (MENÉNDEZ, 2015) e regulação dos gases de efeito estufa (PENTILÄ et al. 2013).

As comunidades de escarabeíneos são altamente sensíveis às mudanças antrópicas, pois respondem ao tipo de vegetação (RIESKE E BUSS, 2001; LARSEN et al, 2003; HALFFTER E ARELLANO, 2002; ALMEIDA E LOUZADA, 2009; DA COSTA, 2012), fragmentação florestal (KLEIN, 1989) e tipos de uso da terra (NICHOLS et al, 2007). Abundância, riqueza e composição de espécies de escarabeíneos mudam pelo impacto de processos antropogênicos, mas também funções ecológicas sofrem alterações (ANDRESEN, 2002; ANDERSEN e FEER, 2005; SLADE, 2007; BRAGA et al. 2013). A existência de protocolos de amostragem padronizados, fáceis de aplicar e de baixo custo, junto com a bem conhecida taxonomia do grupo fazem dos

Scarabeinae um bom modelo animal para estudar os impactos causados pelas mudanças antrópicas em paisagens fragmentadas da Mata Atlântica. Neste trabalho, analisamos o efeito de borda e da presença do gado sobre as comunidades de escarabeíneos de oito paisagens da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Para tal testamos as seguintes hipóteses:

- (H1): Espera-se que a abundância, riqueza de espécies e funções ecológicas (remoção de fezes e revolvimento de solo) das comunidades de Scarabaeinae diminuirá no interior de fragmentos florestais com presença de gado, quando comparado com fragmentos sem presença de gado, e terá valores semelhantes aos encontrados na borda. O pasto terá os menores valores de abundância, riqueza de espécies e funções ecológicas (remoção de fezes e revolvimento de solo).
- (H2): A composição de espécies das comunidades de Scarabaeinae no interior de fragmentos florestais mudará com a presença de gado, quando comparado com fragmentos sem presença de gado e será semelhante à composição de espécies da borda. Os pastos terão uma composição de espécies diferente daquela da borda e do interior dos fragmentos florestais.
- (H3): Espera-se que a compactação do solo, densidade e heterogeneidade do sub-bosque terão uma influência significativa na composição de espécies no interior de fragmentos florestais com presença de gado.
- (H4): Espera-se que a cobertura arbórea e a textura do solo terão uma influência significativa na composição de espécies no interior de fragmentos florestais sem presença de gado.

- (H5): Espera-se que a umidade do solo terá uma influência significativa na composição de espécies na borda, tanto na presença como na ausência de gado.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de Estudo

As áreas de estudo se localizam na região rural da cidade de Lavras, no estado de Minas Gerais, Brasil (Fig. 1). Os pontos de coleta situam-se entre as coordenadas 21°13'48'' e 21°08'42''S; 44°59'24'' e 44°55'48''O. Esta região está inserida na transição das fitofisionomias do Cerrado e Mata Atlântica. O clima da região é do tipo Cwa de Köppen temperado chuvoso, com inverno seco e verão chuvoso. A precipitação média anual é de 1529,7 mm com temperatura média de 19,4°C e altitudes entre 967 m e 1055 m (DANTAS et al., 2007).

A paisagem da região é um mosaico altamente fragmentado, onde se destacam plantações de *Eucaliptus* spp., cultivos de café, pastagens exóticas, fragmentos e corredores florestais da vegetação original da Mata Atlântica. Os fragmentos florestais estudados, em termos de composição florística, pertencem às florestas semidecíduas (OLIVEIRA-FILHO e FONTES, 2000).

2.1 Desenho amostral

As coletas foram realizadas entre novembro e dezembro de 2014, o que corresponde ao começo da estação quente e chuvosa e também ao período de maior atividade dos besouros escarabeíneos na região Neotropical (LOBO e HALFFTER, 2000). Para a realização deste estudo escolhemos um total de oito áreas de coleta e em cada uma foram amostrados três tipos de habitats: pasto,

borda e interior do fragmento florestal. Os fragmentos estudados são florestas secundárias e na maioria das áreas, os ecossistemas adjacentes foram pastos introduzidos de *Brachiaria* sp e em quatro áreas também existia cultivos de café. Quatro dessas áreas não apresentavam presença de gado na borda e no interior do fragmento, enquanto as outras quatro áreas havia entrada de gado nos fragmentos florestais, no entanto todos os pastos amostrados tinham gado. Uma cerca impedia a entrada de gado nas bordas e interior florestal. Além disso, informações fornecidas pelos proprietários e a observação direta da presença de gado confirmaram a escolha das áreas. Os termos áreas com presença de gado e áreas sem presença de gado foram usados de maneira geral pra referir-se ao conjunto dos três habitats estudados, naquelas localidades onde o gado tinha e não tinha acesso ao interior do fragmento, respectivamente; ainda que todos os pastos tivessem presença de gado. Os locais de coleta estiveram distanciados entre 500 e 9.000 m, o que permitiu a independência dos sítios de coleta.

2.2 Amostragem das funções ecológicas das comunidades de escarabeíneos

Antes da coleta da comunidade de escarabeíneos foram amostradas as funções ecológicas. Três arenas de avaliação de funções ecológicas, segundo a metodologia proposta por Braga et al. (2013), foram aleatoriamente instaladas nos três habitats amostrados. Totalizando nove arenas de funções ecológicas em cada área de coleta. Na linha de divisão entre o pasto e o interior florestal foram colocadas as arenas pertencentes à borda, no mínimo a 50m de distancia para dentro do fragmento ou dentro do pasto foram colocadas as arenas correspondentes ao interior florestal e pasto, respectivamente. As arenas são

construídas estabelecendo um ponto circular de 1 m de diâmetro que é delimitado por uma malha de nylon de 0,08mm e 15 cm de altura, sendo sustentada no solo por nove palitos de bambu. O objetivo da tela de nylon é conter a remoção de fezes pelos besouros no interior de sua área, permitindo a melhor quantificação das funções ecológicas realizadas por esses besouros. A superfície do solo de cada arena foi previamente limpa, com a remoção da serapilheira e vegetação para assegurar uma melhor visualização e amostragem das funções ecológicas.

As arenas foram instaladas sempre no horário matutino e ficaram expostas à atividade da comunidade de besouros escarabeíneos por um período de 48 horas. Uma massa fecal de 270g composta pela mistura de 30% fezes humanas e 70% fezes de gado, foi depositada no centro de cada arena. As fezes humanas usadas foram obtidas por doação de indivíduos saudáveis, as fezes de gado foram obtidas de animais em confinamento sem utilização de parasiticidas. No laboratório as fezes foram misturadas na proporção indicada e congeladas até sua posterior utilização para eliminar qualquer organismo que possa estar nessas fezes. Em campo, a massa fecal presente em cada arena foi protegida da chuva por uma tampa plástica suspensa com palitos de bambu. Um controle de umidade foi colocado em cada uma das arenas para determinar a perda de peso das fezes causada pela evaporação da água. Um sachê feito de voile contendo 100g de fezes (mescla de 30% fezes humanas e 70% fezes de gado) foi suspenso por palitos de bambu ao lado de cada arena e deixado no campo pelo mesmo período de exposição.

As funções ecológicas executadas pelos escarabeíneos que foram avaliadas nesse trabalho são: remoção de fezes e revolvimento do solo. Após 48 horas de exposição, a massa fecal remanescente foi coletada. A diferença entre o peso inicial e final do controle de umidade foi considerado como a porcentagem de perda de umidade (%Umidade) para cada uma das arenas de funções. O total

da remoção de fezes (Perda Total), pela ação conjunta dos besouros e pela perda de umidade, foi dada pela diferença entre o peso da massa fecal inicial e a massa fecal remanescente. O peso perdido só por umidade em cada arena foi estimado mediante uma regra de três. Finalmente, o peso de fezes removidas pelos besouros escarabeíneos foi estimado como a diferença entre o total de perda das fezes (Perda Total) e a perda por umidade (Perda Umidade), como segue:

$$\text{Fezes removidas} = (\text{Perda Total}) - (\text{Perda Umidade})$$

Para quantificar o revolvimento do solo, foi coletado todo o solo que resultava das atividades de escavação pelos besouros. Essa se apresentava facilmente visível acima da superfície do solo no interior de cada arena. Para sua mensuração, o solo revolvido foi acondicionado em sacos plásticos e levado ao laboratório, onde foi seco em estufa a 100 °C até peso constante, e depois pesado.

2.3 Amostragem das comunidades de escarabeíneos

Em cada um dos habitats amostrados foram colocadas cinco armadilhas do tipo pitfall aleatoriamente distribuídas e com uma distância mínima de 50m entre elas. Três dessas armadilhas foram colocadas nos mesmos locais das arenas de funções ecológicas. Totalizando 15 armadilhas por área de coleta. Esse arranjo espacial das armadilhas foi adotado devido ao pequeno tamanho dos fragmentos. Larsen e Forsyth (2005) demonstraram que uma separação mínima de 50m entre armadilhas iscadas mantém a independência das amostras para uma espécie de escarabeíneo. Outro estudo recente feito na Mata Atlântica mostrou que uma distancia de 100m é mais recomendável, contudo os autores reconhecem que nem todos os fragmentos remanentes deste bioma são grandes o suficiente para criar um desenho amostral com esse distanciamento (SILVA e HERNÁNDEZ, 2015).

As armadilhas tipo pitfall utilizadas são recipientes plásticos (19 cm de diâmetro; 11 cm de profundidade), enterrados com a abertura no nível do solo. No interior de cada armadilha colocou-se 250 ml de solução salina com detergente líquido a 1,5%. Outro recipiente (porta-isca) de 50 ml ficou suspenso dentro do primeiro recipiente coletor, com aproximadamente 30g de fezes (30% de fezes humanas e 70% de fezes bovinas). Uma tampa plástica suspensa por palitos de bambu foi utilizada para proteger as armadilhas da chuva e evitar a dessecação da isca pelo sol. As armadilhas foram iscadas no período da manhã e permaneceram em campo por um período de 48 h.

Após as 48 horas de exposição, todo o conteúdo das armadilhas foi armazenado em sacos plásticos com álcool 70% com os dados de coleta e encaminhado ao Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados (LECIN), do Setor de Ecologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA). Uma vez no laboratório, os besouros escarabeíneos foram triados, colocados em mantas entomológicas e secados em estufa a 40°C, até ficar completamente secos. Depois foram separados em morfoespécies, montados e identificados, com auxílio de microscópio estereoscópio, até o nível de espécies com o uso de chaves taxonômicas (Vaz-de-Mello et al., 2011) e comparação com o material da Coleção de Referência de Escarabeíneos Neotropicais (CREN) da UFLA. A identificação das espécies foi confirmada posteriormente pelo taxonomista Dr. Fernando Vaz de Melo.

2.4 Amostragem das variáveis ambientais

Com o objetivo de quantificar as condições microclimáticas dos habitats e posteriormente avaliar a possível relação dos escarabeíneos com as mudanças produzidas pela entrada de gado, variáveis ambientais foram amostradas. Assim, as medidas de compactação do solo, porcentagem de umidade relativa do solo, textura do solo, porcentagem da cobertura arbórea, densidade da vegetação do sub-bosque e a heterogeneidade local (dimensão fractal) do sub-bosque, foram mensuradas no interior de cada fragmento florestal, borda e pasto.

Para as variáveis de compactação do solo e porcentagem de umidade relativa do solo foram tomadas cinco sub-amostras 50 cm ao redor de cada arena e armadilha. A compactação do solo foi mensurada usando um método comparativo (descrito a seguir). Um prego de 2,5 mm de diâmetro foi enterrado até os primeiros 10 cm do solo com ajuda de um martelo. O número de golpes requerido foi tomado como medida relativa da dureza do solo. O pastoreio do gado afeta a compactação do solo nas primeiras camadas, geralmente até 10cm de profundidade (Chanasyk e Naeth, 1995; Moraes et al., 1996).

Uma amostra de aproximadamente 100g coletada nos primeiros 10cm do solo foi usada para estimar a porcentagem de umidade relativa do solo pelo método gravimétrico, segundo a fórmula:

$$\% \text{ Umidade} = [(\text{Peso úmido} - \text{Peso seco}) / \text{Peso seco}] * 100$$

Onde, Peso úmido= peso inicial da amostra e o Peso seco= peso final da amostra depois de ser secada na estufa a 100 °C até obter peso constante.

Em cada área estudada para cada habitats (pasto, borda e interior do fragmento florestal) foi feita uma amostra única composta e homogênea de solo com o objetivo de analisar a textura do solo, sendo um total de 24 amostras. Foi quantificado a porcentagem de areia, silte e argila contida no solo, expressa em dag/kg. Este análise foi realizada pelo Laboratório de Solo do Departamento de

Ciências do Solo da Universidade Federal de Lavras, MG, Brasil. Para estimar a cobertura do dossel foram usadas hemifotografias segundo a metodologia de Engelbrecht e Herz (2001). Quatro hemifotografias foram feitas ao redor dos locais de coleta. As fotografias foram feitas com uma câmera fotográfica digital colocada a uma distância de 1,5 m do solo e com uma lente de 8 mm do tipo de olho de peixe (fisheye). As imagens obtidas foram submetidas a um tratamento que quantifica os pixels brancos (os pontos relativos ao céu aberto) e pretos (referentes à vegetação), com o auxílio do programa GLA – Gap Light Analyzer 2.0 (FRAZER ET AL., 1999). Para determinar a densidade da vegetação do sub-bosque e a heterogeneidade local (dimensão fractal) foram tiradas fotos da vegetação segundo a metodologia descrita por Nobis (2005).

Igualmente, para medir a estrutura da vegetação, quatro fotografias ao redor das arenas de funções e das armadilhas pitfall foram feitas utilizando a mesma câmera digital sem a lente ‘olho de peixe’ e um pano preto (1m × 1 m). Nessa metodologia, o pano é esticado rente ao solo e a fotografia é tirada com a máquina a 3 m de distância e a 1 m do nível do solo. Para medir a estrutura da vegetação, essas fotos foram posteriormente analisadas pelo programa SIDELOOK (NOBIS, 2005), que calcula diversas variáveis de vegetação da imagem. Foi considerada a porcentagem de pixels pretos (relativos à vegetação) e brancos (referentes ao pano) para o cálculo da densidade e a dimensão fractal. A dimensão fractal foi obtida como saída do análises do mesmo programa. **A densidade da vegetação é calculada usando a seguinte fórmula:**

$$DV = Aq \cdot (PP/PB) / Lq$$

Onde, DV = densidade da vegetação; Aq = área do quadro (pano); PP = pixels pretos; PB = pixels brancos e Lq = largura do quadro.

2.5 Análises estatísticas

Para responder a primeira hipótese, foi feita uma comparação gráfica dos padrões de riqueza acumulada nos habitats estudados (interior do fragmento, bordas e pastos) nas áreas com e sem presença de gado separadamente, usando curvas de acumulação de espécies baseadas no número de indivíduos. No programa EstimateS 8.0 (COLWELL, 2010) se calculou a riqueza de espécies observada e os intervalos de confiança de cada um dos habitats, usando-se 1000 randomizações, sem reposição das amostras e o habitat com menores valores foi extrapolado até duas vezes o seu valor original. Logo, para verificar o efeito dos habitats amostrados (interior do fragmento, borda e pasto) sobre a abundância, riqueza de espécies e as funções ecológicas (remoção de fezes e revolvimento do solo) das comunidades de escarabeíneos foram realizados Modelos Lineares Mistos (LMMs), igualmente nas áreas com e sem presença de gado separadamente. A variável preditiva fixa foi o tipo de habitat e a variável aleatória foi a identificação da área de estudo. Os valores das cinco armadilhas pitfalls e das três arenas de funções foram combinados, pois nossa unidade amostral foi o interior do fragmento, a borda ou o pasto de cada área estudada, sendo que nosso N amostral foi de quatro réplicas para os fragmentos sem presença de gado e quatro para os fragmentos com presença de gado. A abundância foi quantificada pelo valor absoluto e as funções ecológicas pelos valores médios. Foi usada uma distribuição do erro Gaussiana para todas as variáveis (abundância, remoção de fezes e revolvimento de solo) devidas que foi comprovada a normalidade dos modelos lineares usando a prova de Shapiro-Wilk. Quando foram encontradas diferenças significativas entre os habitats, um teste de médias foi feito.

Por outro lado, para confirmar o efeito da presença/ausência de gado e tipo de habitats (borda e interior do fragmento florestal) sobre abundância, riqueza de espécies e as funções ecológicas foram feitas análises do tamanho do efeito utilizando o teste estatístico *d* de Cohen (Cohen's *d*), calculada pela função `mes` do pacote `compute.s`. O tamanho e efeito é uma forma simples de quantificar as diferenças entre dois grupos e tem vantagens em relação ao uso do testes estatísticos de significância (Nakagawa e Cuthill, 2007). Esse teste estatístico é calculado segundo a seguinte fórmula:

$$d = (Mgpo_1 - Mgpo_2) / SD_{agrupada}$$

$$SD_{agrupada} = \left\{ \frac{(n_1 - 1)SD_{gpo_1}^2 + (n_2 - 1)SD_{gpo_2}^2}{n_1 + n_2 - 2} \right\}^{0.5}$$

Onde: $Mgpo_1$ = média ajustada do primeiro grupo, $Mgpo_2$ = média ajustada do segundo grupo, SD_{gpo_1} = desvio padrão do primeiro grupo e SD_{gpo_2} = desvio padrão do segundo grupo. Cohen (1988) propôs pontos de referência para os valores do tamanho do efeito, onde:

$d = 0,2$ é um tamanho de efeito pequeno,

$d = 0,5$ é um tamanho de efeito médio,

$d = 0,8$ é um tamanho de efeito grande.

Todas as análises estatísticas foram feitas no programa R (R Development Core Team, 2008).

Posteriormente, para verificar a segunda hipótese e analisar as diferenças da composição de espécies das comunidades de escarabeíneos nos três habitats estudados, foram feitas análises de coordenadas principais (PCO) nas áreas com e sem presença de gado separadamente. Logo, foi feito um PCO entre as bordas e interior dos fragmentos florestais com e sem gado. O PCO foi baseado numa matriz de similaridade (índice de Bray-Curtis) com dados da abundância padronizados pelo total e transformados por raiz quadrada. Diferenças estatísticas foram comprovadas por uma análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), com comparações múltiplas pareadas. Foi

utilizada, também, a dispersão multivariada (PERMDISP) para testar a homogeneidade da variância dos valores de dispersão entre os níveis de comparação. Todas essas análises foram realizadas usando o software Primer v.6 com PERMANOVA + (CLARKE e GORLEY, 2006). Para identificar as mudanças na composição de espécies nos habitats estudados (interior de fragmento florestal, borda e pasto) foram feitas curvas de ranking de abundância (MAGURRAM, 1989). Os dados de abundância foram transformados ao logaritmo e incrementado em um, para minimizar a influência das espécies raras.

Foi feito uma análise de correlação entre as oito variáveis ambientais coletadas (compactação do solo, porcentagem de umidade relativa do solo, quantidade de areia, silte e argila, porcentagem da cobertura arbórea, densidade e heterogeneidade da vegetação local do sub-bosque). As variáveis de quantidade de areia, silte e argila tiveram uma alta correlação, assim como a densidade da vegetação e heterogeneidade local do sub-bosque, pelo que quantidade de silte, argila, e heterogeneidade local do sub-bosque foram excluídas nas análises posteriores.

Para verificar as hipóteses três, quatro e cinco e examinar os efeitos das variáveis ambientais sobre a composição de espécies foi feita uma análise DistLM no programa Primer v.6 com PERMANOVA + (CARKE e GORLEY, 2006). Todas as variáveis foram normalizadas para eliminar possíveis erros nas análises pela diferença nas escalas de medição. Para cada combinação dos fatores desenho estudados (Tipo de Habitat x Presença/Ausência de Gado) foram feitas comparações a cada duas variáveis, escolhendo o maior poder de explicação da variável ambiental segundo o R² ajustado e valores do $p < 0,05$.

3 RESULTADOS

3.1 Resultados gerais

Foram coletados um total de 2.344 indivíduos da subfamília Scarabaeinae, pertencentes a 43 espécies distribuídas em 18 gêneros e cinco tribos – Ateuchini (três gêneros, 12 espécies), Coprini (seis gêneros, 17 espécies), Delthochilini (cinco gêneros, oito espécies), Oniticellini (um gênero, duas espécies) e Phanaeini (três gêneros, quatro espécies). A tribo Coprini foi a melhor representada tanto no número de espécies como de indivíduos, com um total de 17 espécies e 1.238 indivíduos (Anexo A).

3.2 Padrões de riqueza e abundância

Nas curvas de acumulação de espécies observa-se que, tanto nas áreas com presença de gado quanto nas áreas sem gado, a borda e o interior do fragmento não diferem na riqueza acumulada de espécies. Embora que todos os pastos têm ocorrência de gado, as pastagens aonde o gado tem acesso ao interior florestal tiveram uma maior riqueza de espécies do que a borda e interior, enquanto nas áreas sem entrada de gado ao interior florestal a riqueza de espécies dos pastos foi menor (Fig. 2). No modelo LMM nas áreas com presença de gado, a riqueza de espécies não difere entre os habitats estudados ($X^2= 2,392$; $gl=8$; $p= 0,302$), no entanto nas áreas sem gado a riqueza de espécies é significativamente diferente entre os três habitats estudados ($X^2= 23.936$; $gl=8$; $p= 6.345e-06$) (Fig. 3 A e B). Sendo que, o interior do fragmento florestal teve

os maiores valores de riqueza e se diferenciaram significativamente dos outros dois hábitat, a borda teve valores intermediários e o pasto teve os menores valores.

Nas áreas com ocorrência de gado a abundância não diferiu nos três tipos de habitat amostrados ($X^2=3,708$; $gl=8$; $p=0,156$) (Fig 3C). Já nas áreas sem presença de gado o número de indivíduos foi diferente entre o interior dos fragmentos florestais, bordas e pastos ($X^2= 18,075$; $gl=8$; $p= 0,0001$), sendo que as diferenças foram significativas entre interior e borda, borda e pasto, assim como entre interior e pasto (Fig. 3D). O mesmo padrão que para a riqueza de espécies foi observado, onde o interior floresta teve os maiores número de indivíduos, a borda valores intermediários e o pasto os menores valores de abundância.

No interior dos fragmentos, com presença/ausência de gado, o tamanho de efeito da riqueza média de espécies não foi significativo (Fig. 4A); no entanto o tamanho de efeito para a abundância média foi significativo (Fig.4B). No caso das bordas, a presença/ausência de gado produz um pequeno e não significativo efeito sobre as variáveis de riqueza de espécies e abundância (Fig. 4A e B).

3.3 Padrões nas funções ecológicas

A remoção de fezes diferiu entre os três habitats estudados para as áreas com acesso de gado ($X^2=7,713$; $gl=8$; $p=0,021$), sendo que as diferenças foram significativas entre interior florestal e pasto, assim como entre borda e pasto (Fig. 5A). Já nas áreas sem acesso de gado ao interior do fragmento, a remoção de fezes não diferiu entre os habitats estudados ($X^2= 5,826$; $gl=8$; $p= 0,054$). (Fig. 5B). No caso do revolvimento do solo, não houve diferença significativa entre os tipos de habitat nas áreas com presença de gado ($X^2= 0,978$; $gl=8$; $p= 0,613$) (Fig. 5C). No entanto, nas áreas aonde o gado não tem acesso à borda e interior

dos fragmentos, o revolvimento de solo teve diferenças significativas entre os habitats estudados, sendo que interior e borda diferiram significativamente do pasto ($X^2= 12,417$; $gl=8$; $p= 0,002$; Fig. 5D). Para as variáveis de remoção de fezes e revolvimento do solo, os tamanhos de efeitos foram pequenos e não significativos (Fig. 6A e B).

3.4 Padrões de composição de espécies e de dispersão

Na análise de PCO nas áreas com presença de gado os dois primeiros eixos (PCO1 e PCO2) explicaram, um total do 70,9% da variação dos dados (Fig.7A). Neste gráfico de ordenação se observa uma diferenciação entre a composição de espécies das comunidades presentes nos fragmentos florestais e nos pastos, com as comunidades das bordas ocupando uma posição intermediária entre os outros dois habitats amostrados. A análise de PERMANOVA confirmou a existência de diferenças significativas entre os habitats estudados (Pseudo-F = 4,689; $p = 0,001$), o teste pareado mostra que ocorreu diferença significativa apenas entre a floresta e o pasto (Tabela 1).

Nas áreas sem ocorrência de gado, uma das áreas de pasto apresentou apenas dois indivíduos, portanto foi excluído das análises. Os dois eixos explicaram juntos um total de 69,5% da variação total da composição de espécies (Fig. 7B). Obteve-se uma diferenciação evidente entre os três habitats amostrados: fragmentos florestais, bordas e pastos. A análise de PERMANOVA confirmou estes resultados (Pseudo-F = 6.5639; $p = 0,001$), sendo que a comparação pareada foi significativa para todas as combinações dos três habitats estudados (Tabela 2).

Os três habitats estudados não mostraram diferenças na homogeneidade de variância da dispersão multivariada dos pontos nas áreas com presença de

gado nem nas áreas sem presença de gado (PERMIDISP: $F= 2,9415$; $p= 0,183$; Tabela 1 e $F= 9,2355$; $p= 0,051$; Tabela 2).

Não foi encontrado um padrão bem definido na análise de ordenação da composição de espécies das comunidades na borda e interior dos fragmentos florestais com presença/ausência de gado (Fig. 8). O primeiro componente (PCO1) explicou 33,6% da variação dos pontos, enquanto o segundo (PCO2) 18,2%, sendo que um total de 51,8% da variação foi explicada. A PERMANOVA mostrou que diferenças foram significativas para o tipo de habitat (borda e interior de fragmento florestal), assim como a presença de gado (com e sem presença de gado), mas não para a interação entre os dois fatores (Tabela 3). Também não houve dispersão multivariada dos pontos (Tabela 3).

Na comparação da dominância das espécies de besouros escarabeíneos através das curvas de rank-abundance, pode-se observar que de maneira geral existe uma baixa equitatividade em todos os habitats, devido à alta dominância de poucas espécies (Fig. 9). No interior dos fragmentos com presença de gado, foram dominantes *Dichotomius affinis* Felsche, 1910 e *Dichotomius carbonarius* Mannerheim, 1829. Nas bordas das mesmas áreas, dominou *D. carbonarius* seguida por *D. affinis*, ainda que esta última apresentasse uma abundância bem menor. Os pastos foram dominados por *Dichotomius nisus* (OLIVER, 1789) e *D. carbonarius*. As florestas sem presença de gado foram dominadas por *Scybalocanthon korasakiae* Silva, 2011; seguida por *D. affinis*. A espécie mais dominante nas bordas sem gado foi novamente *D. carbonarius* e nos pastos também se mantiveram como dominantes *D. nisus* e *D. carbonarius*.

3.5 Variáveis ambientais

A análise de DistLM mostrou que a combinação da porcentagem de areia com o resto das variáveis ambientais explicou significativamente a variância da composição de espécies no interior de fragmentos florestais com presença de gado (Fig. 10A). No interior de fragmentos sem presença de gado a combinação da compactação do solo com o resto das variáveis ambientais amostradas explicou significativamente a variância da composição de espécies (Fig. 10C), sendo que a combinação junto à umidade do solo foi o modelo que apresentou a maior porcentagem de explicação. Por outra parte, em ambas as bordas (com presença/ausência de gado) as combinações duplas de nenhuma das variáveis explicativas foram significativas, mas a umidade do solo foi a variável que melhor explicou a composição de espécies neste habitat (Fig. 10B e D).

4 DISCUSSÃO

A abundância e riqueza de espécies de escarabeíneos registradas neste trabalho foram similares aos registrados em outros estudos da Mata Atlântica (LOUZADA e LOPES, 1997; SILVA et al., 2010; FILGUEIRAS et al. 2001, 2015, 2016). Porém, considerando o menor esforço amostral do nosso estudo, quando comparado com os trabalhos citados, a diversidade encontrada foi alta. A paisagem rural de Lavras se caracteriza por ser um mosaico com vários usos da terra que podem estar aumentando o turnover das comunidades de escarabeíneos (HALFFTER e ARELLANO, 2002; ESCOBAR, 2004). Algumas espécies reportadas como típicas do Cerrado, como *Canthidium decoratum* (PERTY 1830), *Phanaeus kirbyi* Vigers, 1825 e *Oxysternon palaemon* (LAPORTE 1840) foram encontradas não áreas de pasto. Provavelmente essas espécies colonizam as pastagens exóticas desde as áreas naturais de Cerrado que se encontram na região (ALMEIDA e LOUZADA, 2009; ALMEIDA et al., 2011), devido que apresentar uma estrutura da vegetação semelhantes.

Quando foi analisada a riqueza de espécies acumulada, a presença ou ausência de gado não produz uma diferenciação entre as comunidades de escarabeíneos do interior florestal e da borda (Fig.2). No entanto, para a riqueza de espécies observada, o interior florestal com presença de gado ficou empobrecido e não diferiu significativamente da borda e o pasto (Fig. 3A e B). Barnes et al. (2014) mostraram que as comunidades de escarabeíneos são afetadas fortemente pelas perturbações antrópicas (fogo e pastoreio) provenientes da matriz. Isso confirma a hipóteses que a entrada do gado produz uma forte mudança na riqueza das comunidades do interior florestal. Halffter e Arellano (2002) registraram que em fragmentos florestais com presença de gado,

mesmo aumentando a quantidade de recurso alimentar, a heterogeneidade vegetal tem um forte efeito sobre as comunidades de besouros escarabeíneos. Assim no interior dos fragmentos a diminuição da heterogeneidade vegetal produzida pela ação do gado (MARRIOTT e CARRÈRE, 1998; MCEVOY et al, 2006, DE SOUZA et al., 2010) provoca essas mudanças na riqueza de espécies das comunidades de escarabeíneos. Embora, o tamanho do efeito entre o interior florestal com presença/ausência de gado foi grande ($d > 0,8$) as diferenças não foram significativas devido que o intervalo de confiança cortou no zero (Fig. 4A). Nas bordas a presença de gado não afeta a riqueza de espécies de Scarabeinae, como se pode observar nas respostas das curvas de acumulação, comparação dos modelos lineares e análise do tamanho de efeito, isso provavelmente ocorre devido ao fato de que o efeito de borda produz um impacto maior e mais importante neste caso, que a presença de gado. Segundo Filgueiras et al. (2011), a perda de espécies de escarabeíneos nas bordas está fortemente correlacionada com a diminuição da abundância de árvores que são dependentes de sombra.

A presença do gado produziu uma forte diminuição da abundância das comunidades do interior do fragmento, com isso uma homogeneização com respeito à borda (Fig 3C). A diferença significativa do tamanho de efeito entre o interior de fragmentos com presença/ausência de gado reforçam este resultado (Fig 4B). Em áreas onde o gado não tem acesso, a abundância foi maior no interior dos fragmentos florestais do que na borda e pasto. As dissimilaridades da distribuição espacial de recursos e condições ambientais entre estes três habitats pode ser a causa principal destas diferenças (RIES e SISK, 2004; PEYRAS et al., 2013). Aparentemente, a presença do gado está provocando uma homogeneização na distribuição espacial dos recursos ao produzir mudanças nos fatores bióticos e abióticos no interior dos fragmentos florestais. De maneira geral, estes resultados confirmam que os besouros Scarabeinae são altamente

sensíveis a mudanças antrópicas (KLEIN, 1989; SPECTOR, 2006; NICHOLS et al., 2007).

A remoção de fezes no interior e na borda não diferiu, mas estes foram superiores ao encontrado no pasto, indicando que mudanças drásticas no uso da terra afeta às funções ecológicas das comunidades de escarabeíneos (SLADE et al., 2011; BRAGA et al., 2013). Contudo a presença de gado parece não ter um efeito negativo sobre a remoção de fezes, já que esse padrão é semelhante para áreas com e sem presença de gado (Fig. 5A e B) e apresentou um efeito pequeno (Fig.6A). A semelhança na quantidade de fezes enterradas entre a borda e o interior dos fragmentos pode ser causada pela compensação da abundância de espécies pequenas presentes no interior do fragmento, especialmente *S. korasakiae* que dominou com 259 indivíduos (AMÉZQUITA e FÁVILA, 2010; BRAGA et al., 2013).

O padrão no revolvimento do solo foi diferenciado para as áreas sem gado, no entanto, não observamos diferenças significativas entre os três habitats estudados nas áreas com presença de gado (Fig. 5C e D). Os pastos foram dominados por uma espécie escavadora de tamanho grande, *D. nesus*. No entanto, a abundância relativa dessa espécie variou entre as áreas. Nas áreas onde o gado tinha acesso ao interior do fragmento, *D. nesus* teve uma alta abundância, mas nas áreas onde o gado não tinha acesso ao fragmento, a abundância de todas as espécies do pasto, incluindo *D. nesus*, foi baixa, ainda que se desconheça as causas de este padrão (Fig 3B). Esse menor número de indivíduos nas comunidades provocou um menor revolvimento de solo nos pastos. A análise do tamanho de efeito igualmente mostrou que a presença de gado produz um efeito pequeno no revolvimento do solo das comunidades de escarabeíneos na borda e interior dos fragmentos florestais.

A similaridade das comunidades parece ser intensificada pela presença do gado no interior dos fragmentos florestais, sendo que a composição da comunidade do interior e da borda não diferem significativamente, evidenciando novamente um processo de homogeneização no interior dos fragmentos florestais. Esta situação é preocupante considerando que as paisagens antrópicas da Mata Atlântica com habitats altamente fragmentados e matrizes abertas são adequadas somente para um conjunto limitado de espécies generalistas, e outras espécies adaptadas a distúrbios, que ocorrem quase exclusivamente nestes habitats (FILGUEIRAS et al., 2015).

As curvas de rank-abundance mostram *D. affinis* e *D. carbonarius* como espécies dominantes nas áreas com presença de gado nos três habitats amostrados. Outros trabalhos realizados na região têm registrado estas espécies com abundâncias variáveis e dependentes do tipo de uso da terra, por exemplo, em habitats florestais, plantações de café e pastagens naturais e/ou introduzidas, o que nos faz suspeitar que ambas fossem generalistas (ALMEIDA e LOUZADA, 2009; ALMEIDA et al., 2011; DA COSTA, 2012). As perturbações causadas pelo gado parecem estar favorecendo a dominância de espécies generalistas. Espécies generalistas dominam nos ambientes de bordas de pequenos fragmentos florestais (PARDINI et al., 2009; FILGUEIRAS, et al., 2011; PEYRAS et al., 2013). No entanto, observamos um padrão diferente nas comunidades de escarabeíneos amostradas nas áreas sem presença de gado. O interior dos fragmentos foi dominado por *S. korasakiae*, espécie considerada especialista e boa indicadora de florestas da Mata Atlântica (SILVA, 2011, DA COSTA, 2012). Outras espécies do gênero *Canthidium* SP. só ocorreram no interior dos fragmentos sem gado, especialmente *C. aterrimum* que também foi indicadora deste habitat. Diferentemente do nosso estudo, da Costa (2012) encontrou indivíduos de *C. aterrimum* em todos os distintos usos da terra (floresta, café, pastagem e corredor) da região. A outra espécie que foi

dominante do interior sem presença de gado foi *D. rubripenne*, corroborando com os resultados de Costa (2012) que também encontrou essa espécie como indicadora de fragmentos florestais. No pasto, a espécie dominante foi *D. nisus*, que também já foi registrada como indicadora de matrizes florestais degradadas (FILGUEIRAS et al., 2015).

A alta e significativa explicação na variância da composição de espécies das comunidades do interior dos fragmentos florestais com gado pela porcentagem de areia no solo, provavelmente está associada à relação dessa variável com a riqueza e abundância de espécies escavadoras como a do gênero *Dichotomius*, que foram dominantes neste habitat. A guilda dos escavadores é fortemente limitada pela porcentagem de areia no solo, pois os túneis apresentam uma menor integridade física em solos muito arenosos (HALFFTER e EDMONDS, 1982; DOUBE, 1991; OSBERG et al., 1994), porém solos com quantidade de areia equilibrada poderiam sustentar comunidades com várias espécies dessa guilda. A combinação da porcentagem de areia e compactação do solo explicou 94% da variância. Geralmente solos arenosos são menos compactados e podem apresentar maiores taxas de realização de funções ecológicas mediadas pelos escarabeíneos (GRIFFITHS et al., 2015), talvez por sustentar comunidades mais diversas.

A compactação do solo foi a variável que teve a maior porcentagem de explicação sobre as comunidades do interior dos fragmentos sem a presença de gado, demonstrando que essa variável é limitante para as espécies de escarabeíneos. Os escarabeíneos dependem das condições do solo para sua alimentação e nidificação, pelo que o grau de compactação do solo é uma condição limitante.

No habitat de borda os fatores que determinam a composição de espécies são muito mais complexos que a combinação pareada das variáveis

ambientais amostradas neste estudo. Para comunidades vegetais as bordas que geralmente apresentam uma menor umidade e maior impacto pela ação do vento, além de alto valor de luz solar, a composição de espécies neste habitat está limitada a espécies que apresentam uma alta tolerância a estes fatores abióticos (SANTOS et al., 2008). Essa poderia ser a causa da umidade do solo será variável ambiental que definiu a maior porcentagem de explicação da composição das comunidades de escarabeíneos nas bordas florestais.

5 CONCLUSÃO

Os resultados obtidos neste trabalho refutam parcialmente a hipótese 1, pois somente a abundância e riqueza observada de espécies foram preditas pela nossa hipóteses, onde efetivamente esses dois parâmetros das comunidades diminuíram no interior de fragmentos florestais com presença de gado e não se diferenciaram significativamente dos valores encontrados nas bordas nem nos pastos. No caso da riqueza acumulada de espécies, remoção de fezes e revolvimento de solo não diferem entre os três habitats estudados (pasto, borda e interior de fragmentos florestais) com a presença/ausência de gado. A hipóteses 2 foi confirmada, pois a composição de espécies das comunidades de Scarabaeinae no interior de fragmentos florestais muda com a presença de gado, quando comparado com fragmentos sem presença de gado e será semelhante à composição de espécies da borda. Os pastos tiveram uma composição de espécies diferente daquela da borda e do interior dos fragmentos florestais. As hipóteses 3, 4 e 5 foram refutadas.

Em geral podemos dizer que a fragmentação florestal produz uma diferenciação nos habitats remanescentes nas paisagens fragmentadas da Mata Atlântica, aonde o efeito de borda tem um forte impacto nas comunidades de Scarabeinae. Além disso, a presença do gado exacerba os efeitos de borda, produzindo um fenômeno de homogeneização sobre a riqueza observada de espécies, abundância e composição de espécies das comunidades de escarabeíneos do interior florestal. No entanto, as funções ecológicas de remoção de fezes e revolvimento de solo não são afetadas.

FIGURAS



Figura 1- Localização geográfica das áreas estudadas. **A**- Localização da cidade de Lavras, no estado de Minas Gerais, no Brasil. **B**- Áreas estudadas na região rural da cidade de Lavras, com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais (vermelho) e áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais (verde). Fonte: Google Earth.

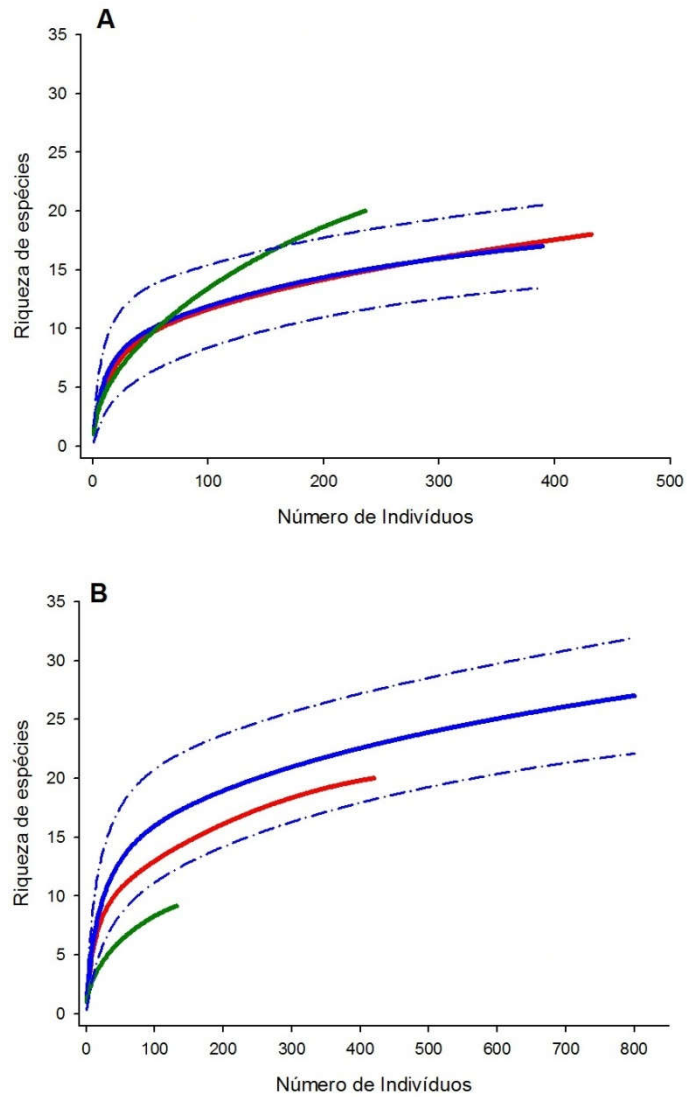


Figura 2- Curvas de acumulação de espécies mostrando os valores de riqueza de espécies observados para o interior dos fragmentos florestais (em azul), a borda (em vermelho) e o pasto (em verde) da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Linhas descontinuas representam o intervalo de 95% de confiança. **A**- áreas com presença de na borda e no interior de fragmentos florestais. **B**- áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais.

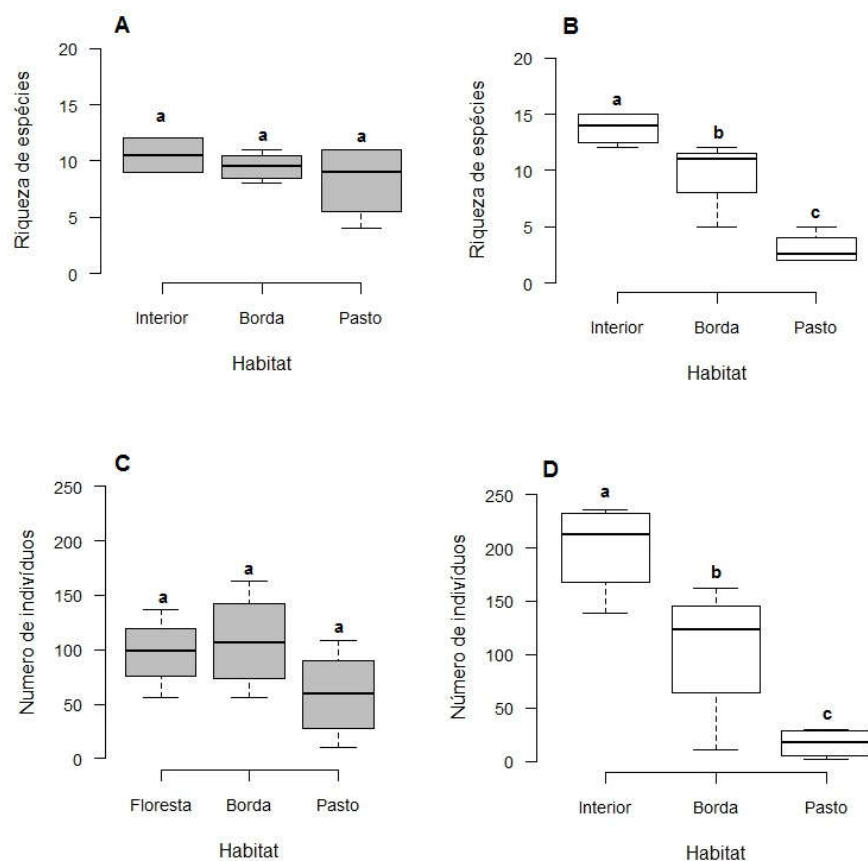


Figura 3- Gráfico tipo boxplot dos atributos das comunidades de escarabeíneos coletados nos três habitats estudados da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Linha preta horizontal representa a mediana, caixas quadradas os intervalos de 95% de confiança, e linhas descontínuas os valores máximo e mínimo. **A**- riqueza observada de espécies em áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. **B**- riqueza observada de espécies em áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. **C**- abundância em áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. **D**- abundância em áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. Letras minúsculas distintas significam diferenças estatísticas significativas.

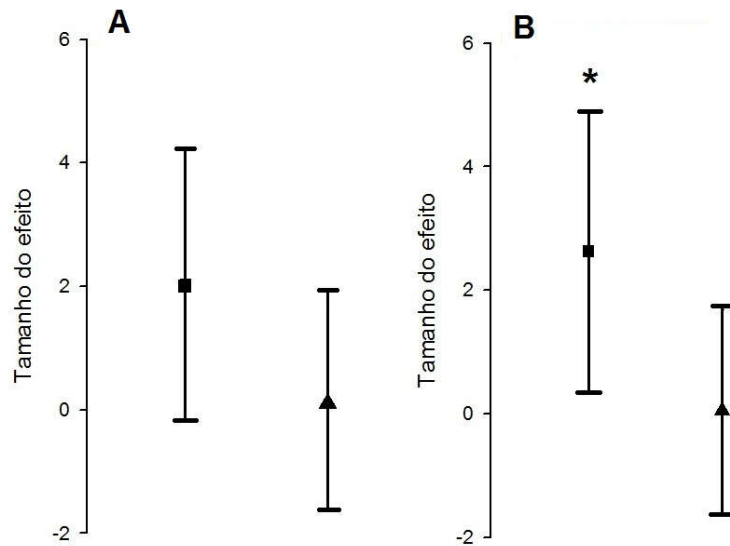


Figura 4- Gráfico do tamanho do efeito em comparações duplas das variáveis respostas estudadas entre os interiores de fragmentos florestais com presença/ausência de gado (quadrado) e entre as bordas com presença/ausência de gado (triângulos) na região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Ponto central representa a métrica do tamanho de efeito: d de Cohen, e barras verticais o intervalo de 95% de confiança. **A**- riqueza de espécies. **B**- abundância. O asterisco significa diferenças significativas para $p < 0,05$.

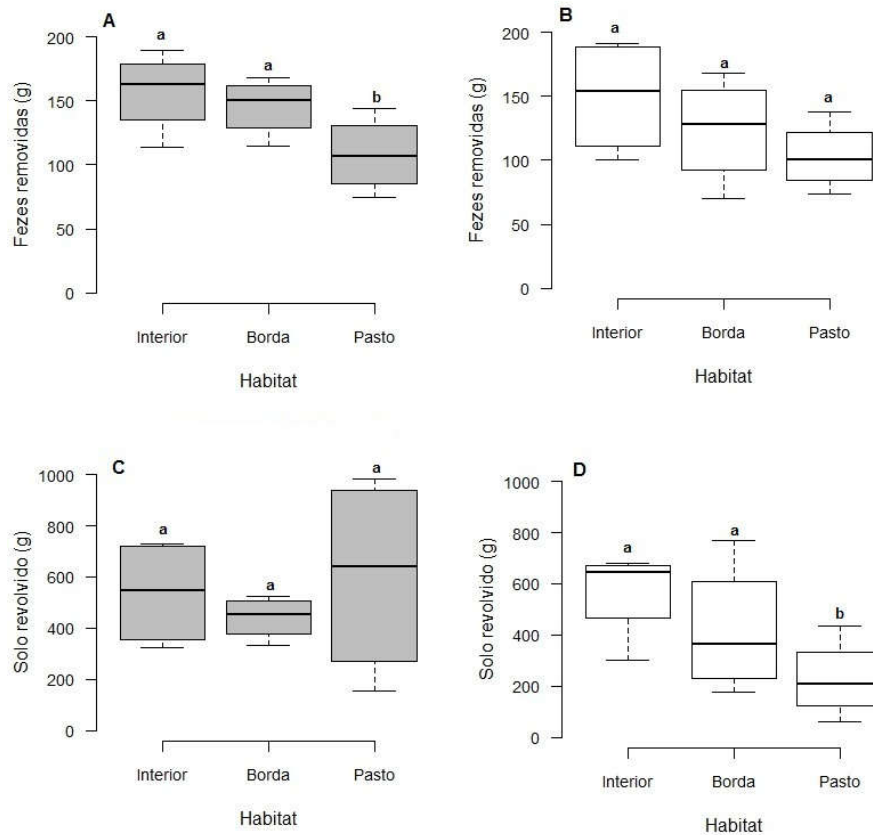


Figura 5- Gráfico tipo boxplot das funções ecológicas realizadas pelas comunidades de escarabeíneos coletados nos três habitats estudados da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Linha preta representa a mediana, caixas quadradas os intervalos de 95% de confiança, e linhas descontinuas os valores máximo e mínimo. **A**- quantidade de fezes removidas em áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. **B**- quantidade de fezes removidas em áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. **C**- revolvimento do solo em áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. **D**- revolvimento do solo em áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. Letras minúsculas distintas significam diferenças estatísticas significativas.

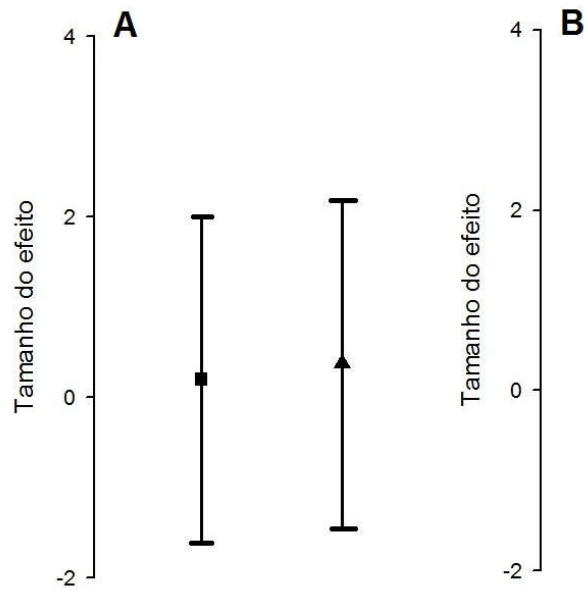


Figura 6- Gráfico do tamanho do efeito em comparações duplas das variáveis respostas estudadas entre os interiores de fragmentos florestais com presença/ausência de gado (quadrado) e entre as bordas com presença/ausência de gado (triângulos) na região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil. Ponto central representa a métrica do tamanho de efeito: d de Cohen, e barras verticais o intervalo de 95% de confiança. **A**- Fezes removidas. **B**- Solo revolvido.

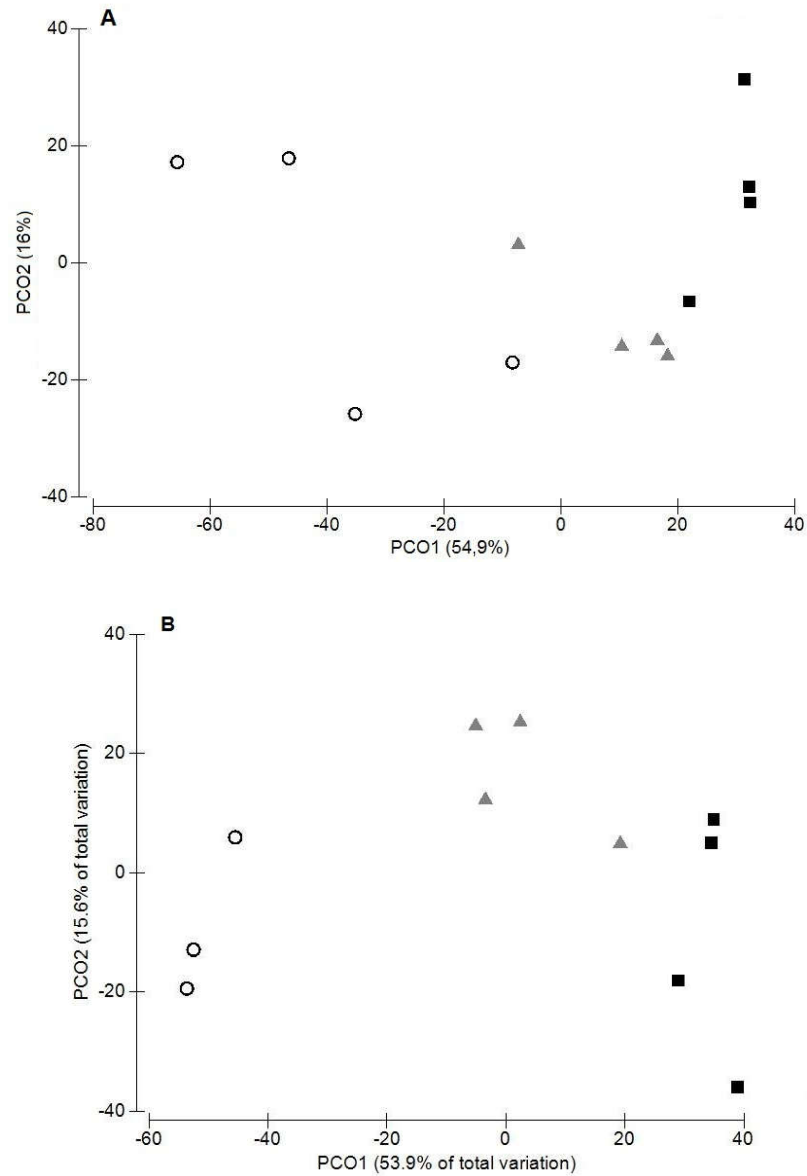


Figura 7- Análise de coordenadas principais (PCO) da composição de espécies nas comunidades de escarabeíneos nos pastos, bordas, interior de fragmentos florestais da região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil.. **A**- áreas com presença de gado no interior e na borda do fragmento florestal. **B**- áreas sem presença de gado no interior e na borda do fragmento florestal.

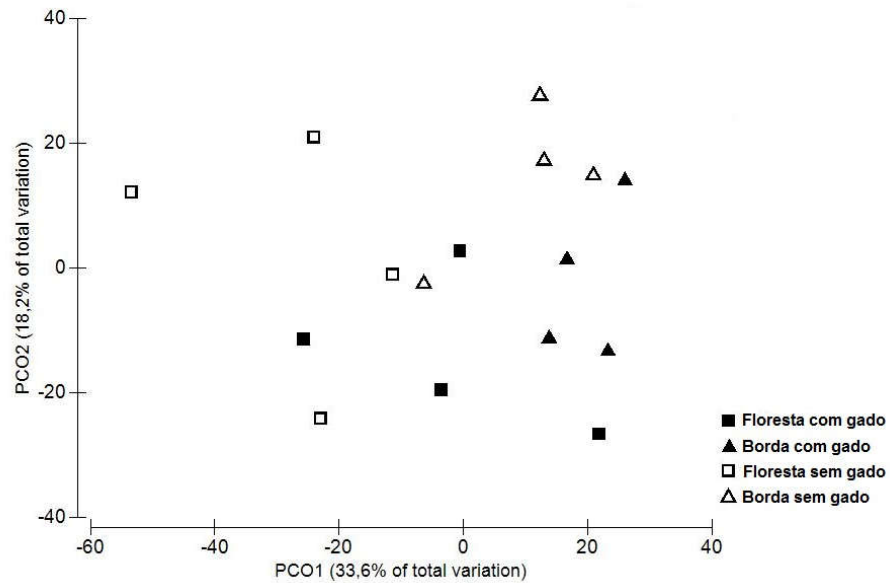


Figura 8- Análise de coordenadas principais (PCO) da composição de espécies nas comunidades de escarabeíneos na borda e interior dos fragmentos florestais com presença de gado (quadrado e triângulo coloridos) e na borda e interior dos fragmentos florestais sem presença de gado (quadrado e triângulo descoloridos, respectivamente) na região rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil.

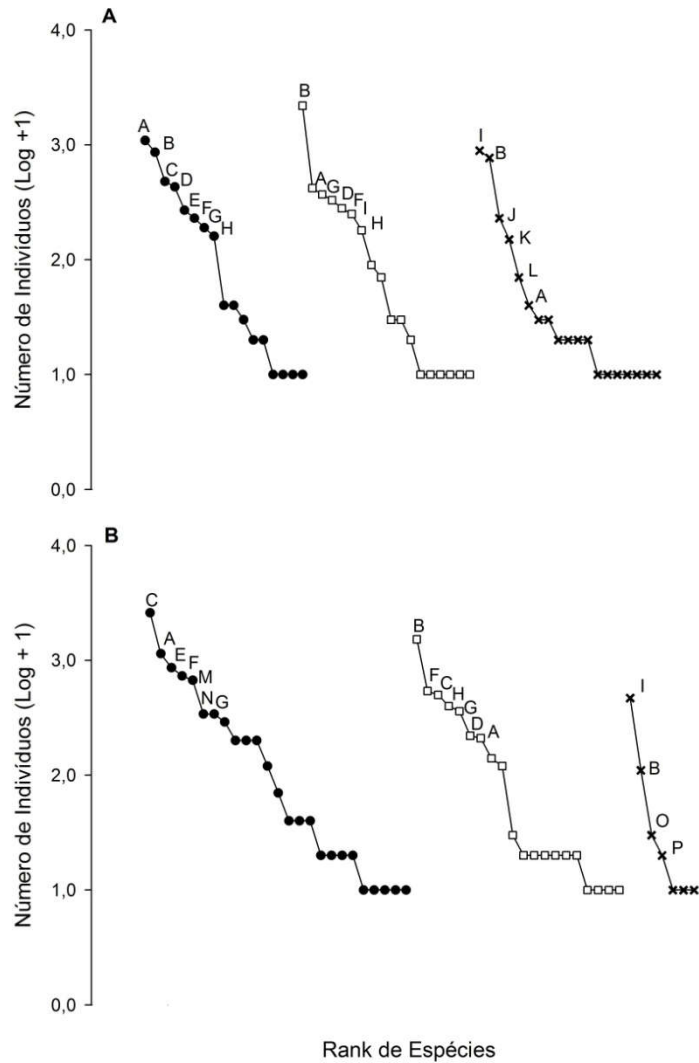


Figura 9- Curvas de rank-abundância mostrando a ordenação em ranque da abundância das espécies do interior do fragmento florestal (círculos coloridos), da borda (quadrados descoloridos) e do pasto (X). **A-** áreas com presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. **B-** áreas sem presença de gado na borda e no interior de fragmentos florestais. A- *Dichotomius affinis*; B- *Dichotomius carbonarius*; C- *Scybalocanthon korasakiae*; D- *Dichotomius mormon*; E- *Deltochilum rubripenne*; F- *Sylvicanthon foveiventris*; G- *Canthon ibarragrassoi*; H- *Eurysternus parallelus*; I- *Dichotomius nisus*; J- *Dichotomius bos*; K- *Isocoprins inhiatus*; L- *Oxysternon palaemon*; M- *Canthidium depressum*; N- *Canthidium aterrimum*; O- *Agamopus unguicularis*; P - *Coprophaneus cyanescens*.

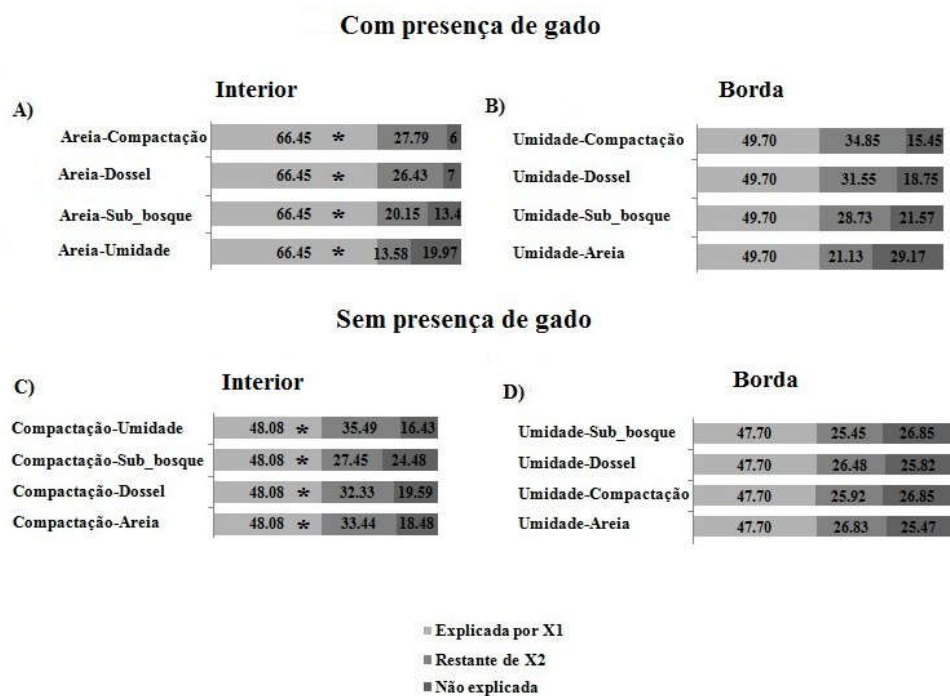


Figura 10- Partição da variância total da composição de espécies de escarabeíneos no interior de fragmentos florestais e na borda com presença/ausência de gado, segundo regressões duplas de variáveis preditivas ambientais. Porcentagem explicada pela primeira variável (cinza claro), a porcentagem de explicação restante explicada pela segunda variável (cinza média) e a porcentagem da variância não explicada (cinza obscura). **A-** Interior de fragmentos florestais com presença de gado. **B-** Borda com presença de gado. **C-** Interior de fragmentos florestais sem presença de gado. **D-** Bordas em presença de gado. O asterisco representa diferenças significativas ($p < 0,05$).

TABELAS

Tabela I- Testes pareados por permutação PERMANOVA e PERMIDISP para examinar diferenças na composição de espécies de Scarabaeinae e na dispersão multivariada dos pontos, respectivamente, entre o interior de fragmentos florestais, bordas e pastos, em áreas com presença de gado em Lavras, Minas Gerais, Brasil.

Habitat	PERMANOVA		PERMIDISP	
	t	P(perm)	t	P(perm)
Interior x Borda	1.461	0,088	0,716	0,549
Interior x Pasto	2.783	0,038	2.121	0,181
Borda x Pasto	1.899	0,061	2.073	0,051

Tabela II- Testes pareados por permutação PERMANOVA e PERMIDISP para examinar diferenças na composição de espécies de Scarabaeinae e na dispersão multivariada dos pontos, respectivamente, entre o interior de fragmentos florestais, bordas e pastos, em áreas sem presença de gado em Lavras, Minas Gerais, Brasil.

Habitat	PERMANOVA		PERMIDISP	
	t	P(perm)	t	P(perm)
Interior x Borda	1.713	0,031	0,347	0,511
Interior x Pasto	2.568	0,028	3.476	0,094
Borda x Pasto	3.463	0,017	4.593	0,053

Tabela III- Análises de PERMANOVA e PERMIDISP para examinar diferenças na composição de espécies de escarabeíneos e na dispersão multivariada dos pontos, respectivamente entre dos tipos de habitats estudados (borda e interior de fragmentos florestais), entre dos tratamentos diferentes (presença ou ausência de gado) e entre a interação do habitat x tratamento no município de Lavras, Minas Gerais, Brasil.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, S. et al. Subtle land-use change and tropical biodiversity: dung beetle communities in Cerrado grasslands and exotic pastures. **Biotropical**. n. 43, p. 704-710, 2011.
- ALMEIDA, S.; LOUZADA, J. Estrutura da Comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. **Neotropical Entomology**. v. 38, n. 1, p. 32-43. 2009.
- AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Removal rates of native and exotic dung by dung beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. **Entomological Society of America**. v. 39, n. 2, p. 328-336. 2010.
- ANDRESEN, E. Dung beetles in Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**. n. 27, p. 257-270, 2002.
- ANDRESEN, E; FEER, F. The Role of dung beetles as secondary seed dispersers and their effect on plant regeneration in tropical rainforests. Em: FORGET, P. M., J. E. LAMBERT, P. E. HULME & S. B. Vander Wall (eds.) **Seed fate: Predation, dispersal and seedling establishment**. CABI International, Oxon. 2005. 331-349 pp.
- BANG, H. S. et al. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. **Applied Soil Ecology**. v. 29, p. 165-17. 2005.
- BARNES, A. D. et al. Matrix habitat restoration alters dung Beetles species responses across tropical Forest edges. **Biological Conservation**. n. 170, p. 28-37, 2014.
- BORNEMIZA, G. F. Insectary studies on the control of dung breeding flies by the activity of the dung beetle, *Onthophagus gazella* F. (Coleoptera: Scarabaeinae). **Journal of Australian Entomology Society**. v. 3, p. 31-41. 1970.
- 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. **PlosOne**. v. 8, n. 2, p. 1-11. 2013.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. **Primer v6: user manual/tutorial**. Plymouth: Plymouth Marine Laboratory, 2006.

COHEN, J. **Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences**. 2nd ed. Hillsdale, NJ: Laurence Erlbaum Associates. Inc CIT0006, 1988.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2, User's Guide and application. University of Connecticut, USA. 2010. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 10 de outubro de 2015.

DA COSTA, C. M. Q. **Besouros escarabeíneos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos em paisagens fragmentadas de Lavras, MG**. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

DA SILVA, P. G.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Spatial patterns of movement of dung beetle species in a tropical forest suggest a new trap spacing for dung beetle biodiversity studies. **PloSOne**. V. 10, n.5, p. 1-18. 2015.

DANTAS, A. A. A et. al. Classificação e tendências climáticas em Lavras, MG. **Ciência e Agro-tecnologia**. v. 31, n. 6, p. 1.862-1.866, 2007.

DE SOUZA, I. F. et al. Using tree population size structures to assess the impacts of cattle grazing and eucalypts plantations in subtropical South America. **Biodiversity Conservation**. v. 19, p. 1683–1698. 2010.

DOUBE, B. M. Dung Beetles of Southern Africa. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Eds.) **Dung beetle ecology**. Cambridge: Princeton University Press, 1991. p. 133-155.

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. **Ecological Monographs**. v. 67, v. 3, p. 345–366. 1997.

EDWARDS, P. B.; ASCHENBORN, H. H. Patterns of nesting and dung burial in Onitis dung beetles: implications for pasture productivity and fly Control. **Journal of Applied Ecology**. v. 24, n. 3, p. 837-851. 1987.

ENGELBRECHT, B. M. J.; HERZ, H. M. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**. v. 17, p. 207-224, 2001.

ESCOBAR, F. Diversity and composition of dung beetle (Scarabaeinae) assemblages in a heterogeneous Andean landscape. **Tropical Zoology**. v. 17, n. 1, p. 123-136, 2004.

FAGAN, W. F.; et al. How habitats edges changes species interactions. **The American Naturalist**. v. 153, p. 165–182. 1999.

FILGUEIRAS, B. K. C. et al. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**. v. 144, p. 362–369. 2011.

FILGUEIRAS, B. K. C. et al. Dung beetle persistence in human-modified landscapes: Combining indicator species with anthropogenic land use and fragmentation-related effects. **Ecological Indicators**. V. 55, p.65-73. 2015.

FILGUEIRAS, B. K. C. et al. Spatial replacement of dung beetles in edge-affected habitats: biotic homogenization or divergence in fragmented tropical forest landscapes? **Diversity and Distributions**. v.1, p. 1–10. 2016.

FINCHER, G. T. Dung beetles as biological control agents for gastrointestinal parasites of livestock. **The Journal of Parasitology**. v. 59, n. 2, p. 396-399. 1973.

FRAZER, G. W.; et. Al. **Gap Light Analyzer (GLA)**. Version 2.0. Burnaby: Simon Fraser University; Millbrook: Institute of Ecosystem Studies, 1999. 36 pp.

GARDNER, T. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**. v. 12, n.6, p. 561-582. 2009.

GRIFFITHS, H. M. et al. Biodiversity and enviromental context predict dung beetle-mediated seed dispersal in a tropical forest field experiment. **Ecology**. v. 96, n.6, p. 1607-1619. 2015.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae):** An ecological and evolutive approach. México DF, 1982. 242 p.

HANSKI, I.; KUUSELA, S. Dung beetle communities in the Aland archipelago. **Acta Entomologica Fennica**. v. 42, p. 36-42. 1983.

HADDAD, N. M., et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**. n. 1 (e1500052), p.1-9. 2015.

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

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991. 481 pp.

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

LARSEN, K. et. al. Habitat use patterns by ground beetles (Coleoptera:Carabidae) of northeastern Iowa. **Pedobiología**. n. 47, p. 288-299, 2003.

LARSEN, T.; FORSYTH. A. Trap spacing and transect desing for dung beetles biodiversity studies. **Biotropical**. n.37, p. 322-325, 2005.

LAURANCE, W. F. et al. Habitat Fragmentation, Variable Edge Effects, and the Landscape-Divergence Hypothesis. **PloSOne**. v. 2, n. 10, p. 1-8, 2007.

LOBO, J. M.; HALFFTER, G. Biogeographical and Ecological Factors Affecting the Altitudinal Variation of Mountainous Communities of Coprophagous Beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea): a Comparative Study. **Conservation Biology and Biodiversity**. v. 93, n. 1, p.115-126, 2000.

LOUZADA, J. et al. Community structure of dung beetles in Amazonian savannas: role of fire disturbance, vegetation and landscape structure. **Landscape Ecology**. v. 25, p. 631-641. 2010.

LOUZADA, J.; LOPES, F. S. A comunidade de Scarabaeidae copronecrófagos (Coleoptera) de fragmento de Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Entomologia**. v. 41, p. 117-121, 1997.

MACHADO, F. S. **Valos e fragmentos florestais da região de Lavras, MG:** aspectos, históricos, culturais, sociais e ecológicos. Monografia (Graduação em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2004.

MAGURRAM, A. **La diversidad ecológica y su medición**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey. 1983. 200 pp.

MARRIOTT, C. A.; CARRÉRE, P. Structure and dynamics of grazed vegetation. **Annales de Zootechnie**. v. 47, n. 5-6, p.359-369. 1998.

McEVOY, P. M. et al. The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. **Forest Ecology and Management**. v. 225, p. 39–50. 2006.

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

MARTINEZ, L. J.; ZINCK, J. A. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. **Soil Tillage Research**. n.75, p. 3–17, 2004.

MENÉNDEZ, R. et al. Complementarity of dung beetle species with different functional behaviours influence dung e soil carbon cycling. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 92, p. 142-148. 2015.

NAKAGAWA, S. e I. C. CUTHILL. Effect size, confidence interval and statistical significance: a practical guide for biologists. **Biological Reviews**. V. 82, p. 591–605. 2007.

NAVARRATE, D; G. HALFFTER. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) diversity in continuous forest, forest fragments and cattle pastures in a landscape of Chiapas, Mexico: the effects of anthropogenic changes. **Biodiversity Conservation**. v. 17, p.2869–2898. 2008.

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

NICHOLS, E. et al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung Beetles. **Biological Conservation**. n. 141, p. 1461–1474, 2008.

NOBIS, M. **SideLook 1.1**: Imaging software for the analysis of vegetation structure with true-colour photographs. 2005. Disponível em: <<http://www.appleco.ch>>. Acesso em: 23 setembro 2015.

OLIVEIRA-FILHO, A; FONIXS, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in south eastern Brazil, and the influence of climate. **Biotropica**. v. 32, p. 793-810. 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate. **Biotropica**. n.32(4b), p. 793–810, 2000.

OSBERG, D. C.; et al. Habitat specificity in African dung beetles: the effect of soil type on the survival of dung beetle immatures (Coleoptera: Scarabaeidae). **Tropical Zoology**. v. 7, p. 1-10, 1994.

PARDINI, R. et al. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: A multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**. v. 142, p. 1178-1190. 2009.

PEYRAS, M., et al. Quantifying edge effects: the role of habitat contrast and species specialization. **Journal of Insect Conservation**. v. 17, p. 807–820. 2013.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: A Language and Environment for statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2008.

RIBEIRO M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**. v. 142, n. 6, p. 1141-1153. 2009.

RIESKE, L.; BUSS, J. Influence of site on diversity and abundance of ground and litter dwelling in Appalachian Oak-Hickory forest. **Environmental Entomology**. n. 30, p. 484-494, 2001.

- RIES, L.; SISK T. D. A predictive model of edge effects. **Ecology**. v. 85, p. 2917–2926. 2004.
- SANTOS, B. A., et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic Forest fragments of northeastern Brazil. **Biology Conservation**. v. 141, p. 249–260. 2008.
- SILVA, F. A New Species for the Genus *Scybalocanthos* (Coleoptera:Scarabaeinae) from the Southeast Brazil. **PloSOne**. v.6, n. 11, 1-5 pp. 2011.
- SILVA, F. A. et al. Study of the dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) community at two sites: Atlantic Forest and Clear-Cut, Pernambuco, Brazil. **Environmental Entomology**. v. 39, n. 2, p. 359-367. 2010.
- SILVA, P. G.; HERNÁNDEZ, M. I. M. Spatial patterns of movement of dung beetle species in a tropical forest suggest a new trap spacing for dung beetle biodiversity studies. **PloSOne**. v. 1, p. 1-18. 2015.
- SLADE, E. M. et al. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. **Journal of Animal Ecology**. v. 76, n. 6, p. 1.094-1.104. 2007.
- SPECTOR, S.; AYZAMA, S. Rapid turnover and edge effects in dung beetle assemblages (Scarabaeidae) at a Bolivian Neotropical forest / savanna ecotone. **Biotropica**. v. 35, n. 3, p. 394-404. 2003.
- SPECTOR, S. Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. **Coleopterists Bulletin**. v. 60, n. 5, p. 71-83, 2006.
- SOS MATA ATLÂNTICA. **Boletim Informativo**. v. 1, n.8. 1999.
- TABANEZ, J. A. A.; VIANA, V. M. Patch Structure within Brazilian Atlantic forest fragments and implications for conservation. **Biotropica**. v. 32, n.4, p. 925-933. 2000.
- TABARELLI, M. et. al. Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forest. **Biodiversity and Conservation**. n.13, p. 1419-1425, 2004.
- VILELA, M. S. **A formação histórica do campos de Sant’Ana das Lavras do Funil**. Lavras, Indi, 2007. 450 p.

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**. v. 2.854, p. 1-73, 2011.

VAN UYTVANCK, J.; HOFFMANN, M. Impact of grazing management with large herbivores on forest ground flora and bramble understory. **Acta Oecologica**. n. 35, p. 523–532, 2009.

WARWICK, R. M.; CLARKE, K. R. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. v. 172, n. 1/2, p. 215-226. 1993.

YOKOYAMA, K., et al. Nitrogen mineralization and microbial populations in cow dung, dung balls and underlying soil affected by paracoprid dung beetles. **Soil Biology and Biochemistry**. n. 23, p. 649–653. 1991.

ZEMELLA, M. P. **O abastecimento da capitania das minas gerais no século XVIII**. 2. ed. São Paulo: Hucitec-Edusp, 1990 247 p.

ANEXOS

Anexo A-Número de indivíduos por espécie, gênero e tribo da subfamília Scarabaeinae coletados em pasto, borda e interior de fragmentos florestais em áreas com presença/ausência de gado no interior dos fragmentos na zona rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil.

Tribo/Gênero/Espécie	Com presença de gado			Sem presença de gado		
	Interior	Borda	Pasto	Interior	Borda	Pasto
Ateuchini						
Agamopus sp.						
<i>Agamopus unguicularis</i> (Harold, 1883)	0	1	3	0	2	3
<i>Agamopus viridis</i> Boucomont, 1928	0	0	2	0	0	0
Ateuchus sp.						
<i>Ateuchus carbonarius</i> (Harold, 1868)	0	0	2	5	0	0
<i>Ateuchus pygidiale</i> Harold, 1868	4	0	0	29	2	0
Canthidium sp.						
<i>Canthidium aterrimum</i> Harold, 1867	0	0	0	34	2	0
<i>Canthidium breve</i> (Germar, 1824)	0	0	0	0	1	0
<i>Canthidium cavifrons</i> Balthasar, 1939	0	0	0	1	0	0
<i>Canthidium decoratum</i> Perty, 1830	0	0	1	0	0	0
<i>Canthidium depressum</i> Boucomont, 1928	0	0	0	67	14	0
<i>Canthidium dispar</i> Harold, 1867	1	0	0	0	0	0
<i>Canthidium lucidum</i> Harold, 1867	0	0	0	2	0	0
<i>Canthidium sp8</i>	0	0	0	4	0	0
Coprini						
Chalcocopris sp.						
<i>Chalcocopris hesperus</i> Olivier, 1789	2	0	0	7	1	0
Dichotomius sp.						
<i>Dichotomius affinis</i> (Felsche, 1910)	109	42	4	114	21	0
<i>Dichotomius ascanius</i> (Harold, 1869)	4	0	1	2	2	0
<i>Dichotomius bicuspis</i> (Germar, 1824)	1	3	1	0	0	0
<i>Dichotomius bos</i> (Blanchard, 1846)	0	3	23	1	2	0
<i>Dichotomius carbonarius</i> (Mannerheim, 1829)	86	219	77	19	153	11
<i>Dichotomius mormon</i> (Ljungh, 1799)	43	33	1	25	21	0
<i>Dichotomius nisus</i> (Olivier, 1789)	0	25	89	0	12	47
<i>Dichotomius punctulatipennis</i> (Luederwaldt, 1930)	1	0	0	0	0	0
<i>Dichotomius socius</i> (Luederwaldt, 1929)	1	1	0	0	0	0
<i>Dichotomius transiens</i> Luederwaldt, 1929	3	0	0	4	0	0
Eutrichillum sp.						
<i>Eutrichillum hirsutum</i> (Boucomont, 1928)	0	0	1	0	0	0
Isocopris sp.						
<i>Isocopris inhiatus</i> (Germar, 1824)	0	1	15	0	0	0
Onterhus sp.						
<i>Onterhus azteca</i> Harold, 1869	0	0	0	2	1	0
Trichillum sp.						
<i>Trichillum adjunctum</i> Martinez, 1967	0	0	2	0	0	0
<i>Trichillum depilatum</i> Balthasar, 1942	0	0	0	1	0	0
<i>Trichillum externepunctatum</i> Preudhomme de Borre, 1880	0	0	0	0	0	1

Continuação do Anexo A

Tribo/Gênero/Espécie	Com presença de gado			Sem presença de gado		
	Interior	Borda	Pasto	Interior	Borda	Pasto
Deltochilini						
<i>Deltochilum</i> sp.						
<i>Deltochilum morbillosum</i> Burmeister, 1848	0	7	0	4	2	0
<i>Deltochilum rubripenne</i> Gory, 1831	27	1	1	88	0	0
<i>Canthon</i> sp.						
<i>Canthon conformis</i> Harold, 1868	0	1	0	0	1	0
<i>Canthon ibarragrassoi</i> Martinez 1952	19	37	0	34	36	0
<i>Canthon luctuosus</i> Harold, 1868	0	0	2	1	0	0
<i>Scybalocanthon</i> sp.						
<i>Scybalocanthon korasakiae</i> Silva, 2011	48	9	0	259	50	0
<i>Sylvicanthon</i> sp.						
<i>Sylvicanthon foveiventris</i> (Schmidt, 1920)	23	28	0	74	54	0
<i>Pseudocanthon</i> sp.						
<i>Pseudocanthon xanthurus</i> (Blanchard, 1846)	0	0	0	0	0	1
Oniticellini						
<i>Eurysternus</i> sp.						
<i>Eurysternus cyanescens</i> Balthasar, 1939	2	0	0	0	0	0
<i>Eurysternus parallelus</i> Castelnau, 1840	16	18	1	20	40	1
Phanaeini						
<i>Oxysternon</i> sp.						
<i>Oxysternon palaemon</i> Castelnau, 1840	0	0	7	0	0	0
<i>Coprophaneus</i> sp.						
<i>Coprophaneus cyanescens</i> Olsufieff, 1924	0	2	1	1	3	2
<i>Phaneus</i> sp.						
<i>Phaneus kirbyi</i> Vigors, 1825	0	1	2	0	0	0
<i>Phaneus splendidulus</i> (Fabricius, 1781)	0	0	0	2	0	0
Total geral	432	390	236	420	800	66