



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL de LONDRINA

---

BIANCA PIRACCINI SILVA

**COMUNIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA:  
SCARABAEIDAE) EM REFLORESTAMENTOS E  
REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA DO SUL DO  
BRASIL**

---

Londrina  
2016

BIANCA PIRACCINI SILVA

**COMUNIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA:  
SCARABAEIDAE) EM REFLORESTAMENTOS E  
REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA DO SUL DO  
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração em Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados da Universidade Estadual de Londrina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

Orientador: Carlos Eduardo de Alvarenga Julio

Londrina  
2016

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Silva, Bianca Piraccini.

COMUNIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) EM REFLORESTAMENTOS E REMANESCENTES DE MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL / Bianca Piraccini Silva. - Londrina, 2016.  
53 f.

Orientador: Carlos Eduardo de Alvarenga Julio.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2016.

Inclui bibliografia.

1. Besouros rola-bosta. 2. Bioindicadores. 3. Floresta Estacional Semidecidual. 4. Restauração florestal. I. Julio, Carlos Eduardo de Alvarenga. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

BIANCA PIRACCINI SILVA

**COMUNIDADE DE SCARABAEINAE (COLEOPTERA:  
SCARABAEIDAE) EM REFLORESTAMENTOS E REMANESCENTES  
DE MATA ATLÂNTICA DO SUL DO BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, área de concentração em Biodiversidade e Conservação de Habitats Fragmentados da Universidade Estadual de Londrina como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre.

**BANCA EXAMINADORA**

---

Orientador: Prof. Dr. Carlos Eduardo de  
Alvarenga Julio  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

---

Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Malva Isabel Medina Hernández  
Universidade Federal de Santa Catarina -  
UFSC

---

Prof. Dr. Gustavo Monteiro Teixeira  
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 26 de outubro de 2016.

## **DEDICATÓRIA**

Em memória de quem tanto me amou e  
eu tanto amo: Vózinha Iraci e Nonna Cida

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente, agradeço ao meu orientador Carlos Eduardo de Alvarenga Julio, que me acolheu mesmo trabalhando em táxons diferentes, por todo ensinamento e ótimas conversas nesses últimos sete anos.

À minha mãe Fátima Aparecida Piraccini Silva, ao meu pai Sergio Luis Silva e ao meu amado irmão Roger Piraccini Silva, por terem me aguentado, por todo encorajamento, por todo amor que me deram, por serem meu porto seguro.

Ao meu eterno companheiro de campo Rafael Campos de Barros, que me ensina e transmite seu fascínio sobre o magnífico mundo dos insetos até hoje, pelas intermináveis bobagens em campo e no laboratório.

Aos meus amigos de laboratório, Mailson Gabriel da Fonseca, que arranja um tempinho e paciência para me passar um pedaço de seus conhecimentos e Vinícius Edgard Vendramini pela ajuda em campo e risadas impagáveis.

Ao João Paulo Bozina Pine, meu parceiro, que sem ele esse trabalho seria impossível, pelo companheirismo, amor e paciência para me ajudar a manter a mente sã nos momentos difíceis, e principalmente pelas alegrias e paz que me traz.

À Raquel Ribeiro de Carvalho Bastos, pela grande amizade e lindas fotos.

Aos Técnicos do LABRE: Odair do Carmo Pavão pela ajuda em campo, Norival Soares do Cabo que alegra com suas histórias as idas a campo e Edson Mendes Francisco pelas conversas intermináveis e conhecimentos incríveis.

À Alba Lúcia Cavalheiro e ao professor José Marcelo Torezan, por toda a ajuda com a logística do trabalho.

À banca deste trabalho, que me doaram um pouco de seu tempo para ler sobre esses maravilhosos insetos.

Ao Professor Fernando Zagury Vaz de Mello pela identificação dos espécimes e pela hospitalidade em seu incrível laboratório.

À Duke Energy por permitir acesso as áreas e pelo apoio financeiro.

E finalmente a todos os amigos que me acompanharam e apoiaram meu trabalho, mesmo sem entender o porquê de meu fascínio pela decomposição, e aos amigos que me ajudaram com suas 'iscas'.

SILVA, Bianca Piraccini; **Comunidade de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em reflorestamentos e remanescentes de Mata Atlântica do sul do Brasil**. 2016. 53f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

## RESUMO

Restam apenas 7% da cobertura original da Mata Atlântica, portanto esforços de conservação têm cada vez mais focado na recuperação de sistemas ecológicos degradados para fornecer serviços do ecossistema e aumentar a biodiversidade. Porém avaliar se florestas, tanto secundárias quanto primárias fragmentadas, estão em equilíbrio biológico é de extrema importância e um grupo de espécies que são sensíveis a esses desequilíbrios, chamados de bioindicadores, podem auxiliar nessa avaliação. Os besouros da subfamília Scarabaeinae, são ótimos para esses estudos, visto que desempenham importantes serviços ecológicos. Desta forma, o presente estudo visa inferir sobre o sucesso do programa de dois reflorestamentos através da comunidade de Scarabaeinae, utilizando como referências dois remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual, do Norte do Paraná, Brasil. Utilizaram-se armadilhas de queda iscadas com fezes humanas, 10 armadilhas em cada um dos dois remanescentes, 10 em cada reflorestamento e cinco em cada local aberto, totalizando 50 armadilhas. Assim coletou-se 4492 espécimes distribuídos em 22 espécies. Coletados com maior abundância na época quente e chuvosa. A maior abundância e riqueza foram observadas nos remanescentes em comparação aos seus reflorestamentos adjacentes, cada local apresentou diferentes espécies dominantes. Foram observadas duas espécies com maior especificidade para o remanescente de mata, e assim consideradas bioindicadoras de boa qualidade ambiental, *Canthidium aff. aterrimum* (Harold, 1868) e *Eurysternus caribaeus* (Herbst, 1789). Utilizando estas espécies, analisamos sua composição nos reflorestamentos para inferir sobre desenvolvimento dos mesmos.

**Palavras-chave:** Besouros rola-bosta. Bioindicadores. Floresta estacional semidecidual. Fragmento florestal. Restauração florestal.

SILVA, Bianca Piraccini; **Community of Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) in reforestation and remnants of Atlantic Forest of Southern Brazil**. 2016. 53 p. Dissertation (Master's Degree in Biological) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2016.

### ABSTRACT

Only 7% of the original Atlantic Forest cover remains, so conservation efforts have increasingly focused on restoring degraded ecological systems to provide ecosystem services and increase biodiversity. However, assessing if fragmented secondary and primary forests are in biological balance is of the utmost importance and a group of species that are sensitive to these imbalances, called bioindicators, can help with this evaluation. The beetles from the Scarabaeinae subfamily, are excellent for these studies, since they perform important ecological services. Thus, the present study aims to infer the success of the program of two reforestations through the community of Scarabaeinae, using as reference two remnants of Semideciduous Forest, in Northern Paraná, Brazil. Pitfall traps baited with human faeces were used, 10 traps in each of the two remnants, 10 in each reforestation and five in each open site, totaling 50 traps. Thus, 4492 specimens distributed among 22 species were collected. With greater abundance in the hot and rainy season. The greatest abundance and richness were observed in the remnants compared to their adjacent reforestation, each place showed different dominant species. Two species with higher specificity were observed in the forest remnant, and thus considered bioindicators of good environmental quality, *Canthidium aff. aterrimum* (Harold, 1868) and *Eurysternus caribaeus* (Herbst, 1789). Using these species, we analyzed the composition in reforestation to infer their development.

**Keywords:** Dung beetles. Bioindicators. Semideciduous forest. Forest fragment. Forest restoration.

## SUMÁRIO

<b>1.1</b>	<b>INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	1
1.1.1	Mata Atlântica: alterações e mitigações.....	1
1.1.2	Subfamília Scarabaeinae: aspectos gerais e importância ecológica.....	5
ARTIGO	.....	22
<b>2.2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	26
2.2.1	Área de estudo.....	26
2.2.2	Amostragem.....	28
2.2.3	Análise dos dados.....	29
<b>2.3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	30
<b>2.4</b>	<b>DISCUSSÃO</b> .....	38
<b>2.5</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	41
<b>2.6</b>	<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	43
<b>APÊNDICES</b>	.....	49
APÊNDICE A	- Lista de espécies vegetais encontradas em remanescente de mata primária de Alvorada do Sul (Área 01), norte do estado do Paraná, Brasil.....	50
APÊNDICE B	- Lista de espécies vegetais encontradas em remanescente de mata primária de Rancho Alegre (Área 02),norte do estado do Paraná, Brasil.....	51
APÊNDICE C	- Lista de espécies utilizadas no plantio das diferentes áreas de restauração mata ciliar em Alvorada do Sul (Área 01) e Rancho Alegre (Área 02), norte do estado do Paraná, Brasil .....	52

APÊNDICE D - 01) *Uroxys* sp01, 02) *Uroxys* sp02, 03) *Canthon* aff. *xanthopus*, 04) *Canthon* *conformis*, 05) *Canthon* *quinquemaculatus*, 06) *Deltochilum* aff. *komareki*, 07) *Canthidium* aff. *aterrimum*, 08) *Canthidium* *cavifrons*, 09) *Canthidium* *dispar*, 10) *Canthidium* sp01, 11) *Canthidium* sp02, 12) *Dichotomius* aff. *carbonarius*, 13) *Dichotomius* *sericeus*, 14) *Ontherus* *azteca*, 15) *Eurysternus* *caribaeus*, 16) *Eurysternus* *parallelus*, 17) *Eurysternus* *nigrovirens*, 18) *Coprophanaeus* *cyanescens*, 19) *Phanaeus* *splendidulus*, 20) *Sulcophanaeus* *menelas*, 21) *Onthophagus* sp01, 22) *Anomiopus* sp01. Escala: 0,5 cm.....52

## 1.1 INTRODUÇÃO GERAL

### 1.1.1 Mata Atlântica: alterações e mitigações

A Mata Atlântica é um dos maiores blocos de floresta tropical, considerado como o mais antigo complexo florestal brasileiro, com a mais longa história geológica na América Tropical (Franke *et al.*, 2005; Colombo & Joly, 2010). Como a ocupação da bacia sedimentar central da Amazônia pela vegetação é bem mais recente (menos de cinco milhões de anos, quando se dá o soerguimento final da porção norte dos Andes), a Floresta Atlântica provavelmente foi uma importante fonte de flora para a floresta Amazônica. Estes períodos de conexão com outras florestas resultaram em intercâmbio biológico, seguido por períodos de isolamento que levaram à especiação geográfica (Tabarelli *et al.*, 2005; Colombo & Joly, 2010)

Sendo a segunda maior floresta tropical da América do Sul, cobrindo cerca de 1,5 milhões de quilômetros ao longo da costa brasileira, e estendendo-se para o oeste em pequenas áreas, no interior do Paraguai e da Argentina, a Mata Atlântica possui diversos locais que têm sido postulados como centros de endemismos de pássaros, mamíferos, répteis e insetos (Dean, 1996; Ribeiro *et al.*, 2011). De tal modo, este bioma complexo contém uma diversidade de espécies maior do que a maior parte das florestas da Amazônia (Colombo & Joly, 2010).

Sua vasta biodiversidade também se deve ao fato de apresentar grandes variações no relevo, nos regimes pluviométricos e nos mosaicos de unidades fitogeográficas, sendo composta de quatro principais formações vegetais: floresta ombrófila densa, floresta ombrófila aberta, floresta estacional semidecidual e floresta estacional decidual, que juntas formam um mosaico vegetal (Franke *et al.*, 2005; Pinto *et al.*, 2006).

Essas formações vegetais proporcionam uma diversidade de habitats, que, atualmente, abriga mais de 20.000 espécies de plantas, 263 mamíferos, 936 aves, 306 répteis e 475 anfíbios, comportando 8.567 espécies endêmicas (Myers *et al.*, 2000; Mittermeier *et al.*, 2005; Pôrto *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 2011). Apesar de suportar um dos mais altos graus de riqueza de espécies e taxas de endemismo no planeta, também sofreu uma enorme perda florestal, levando Myers *et al.* (2000) a classificar este bioma entre os principais focos de biodiversidade, sendo considerado um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade, correspondendo às áreas de maior

prioridade para conservação da biodiversidade do globo (Franke *et al.*, 2005; Tabarelli *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2009; Colombo & Joly, 2010).

Estendendo-se inicialmente do Rio Grande do Norte ao Rio Grande do Sul, a Mata Atlântica, sua perda de habitat iniciou desde a chegada dos colonos europeus no século XVI (Ribeiro *et al.*, 2011). Desta vasta floresta brasileira restam apenas cerca de 7% da cobertura original, distribuída por fragmentos bastante dispersos ao longo da costa (Franke *et al.*, 2005). Esta porcentagem aumenta se forem inclusos florestas intermediárias secundárias e pequenos fragmentos (<100 ha), podendo chegar entre 11,4% a 16% (Ribeiro *et al.*, 2009).

Como em todo o mundo, a história florestal se entrelaça à história de exploração e destruição. Igualmente, a história da ocupação do Brasil, que teve início a partir da faixa litorânea, se confunde com a degradação desta exuberante floresta, que recobria o litoral brasileiro (Dean, 1996; Franke *et al.*, 2005). Como um reflexo da ocupação territorial, os núcleos litorâneos, e a devastação deste *hotspot*, evoluíram juntos a exploração desordenada do extrativismo de recursos naturais e da produção agrícola (Franke *et al.*, 2005; Pinto *et al.*, 2006).

No estado do Paraná houve vários ciclos que contribuíram para a devastação de suas florestas, a qual originalmente correspondia a 83% de sua superfície. Porém no final do século XIX aproximadamente 16,5% dessa cobertura florestal tinha sido removida devido à entrada da população (Roderjan *et al.*, 2002; Soares & Medri, 2002). Em 1920, houve um período áureo da exportação do mate, que precede o surto de exportação da madeira. Este ciclo madeireiro atingiu as florestas, do norte do estado, quanto às de araucárias, ao sul. Todavia, não foram somente as serrarias que provocaram tal prejuízo, também os procedimentos utilizados pela agricultura, contribuíram com a destruição de grandes áreas verdes, a partir de queimadas utilizadas como método para a limpeza do terreno (Silveira, 1998; Soares & Medri, 2002; Hauer, 2010)

A partir de 1935, no Terceiro Planalto do estado, as florestas tropicais e subtropicais foram dissipadas pela expansão da cultura do café. Nessa época o desmatamento chegava a 23%. Prontamente em 1965 atingiu 71% do estado; o café, então, é substituído pelas pastagens e lavouras brancas (milho, feijão, arroz e até soja) (Silveira, 1998; Hauer, 2010).

A intensificação das atividades humanas, a partir do final do século XIX, determinou uma expressiva transformação de sua cobertura vegetal, restando atualmente menos de 9% da situação original, em bom estado de conservação, sendo cerca de 2% em áreas protegidas (Roderjan *et al.*, 2002). O Paraná continua em estado de alerta, visto que devastou 1.988 hectares de florestas nativas em 2014-2015 contra 921 hectares no ano anterior tendo uma alta de 116% (SOS Mata Atlântica & INPE, 2016).

A destruição, que ocorreu em toda a Mata Atlântica, resultou em severas alterações nos ecossistemas que compõem o bioma. A fragmentação de habitats, juntamente com morte de plantas e animais por seres humanos, introdução de espécies exóticas, e as cadeias de extinções formam o “quarteto do mal”, responsável por expressivas perdas na diversidade biológica do mundo (Ranta *et al.*, 1998).

A velocidade na qual o homem está alterando as paisagens naturais é muito superior ao que é observado na dinâmica de perturbação natural dos ecossistemas especialmente pela fragmentação e perda de habitats (Ranta *et al.*, 1998; Tabarelli *et al.*, 2005). A fragmentação, refere-se às mudanças na configuração do habitat, em decorrência de subdivisões e isolamento deste, enquanto a perda de habitat corresponde à quantidade de área remanescente. Ambos os processos podem ocorrer de forma concomitante nos ambientes naturais (Fahrig, 2003; Zanella, 2011).

Fragmentação converte habitats naturais em áreas de diversos tamanhos, graus de conexão e níveis de perturbação, se tornando uma das principais ameaças à biodiversidade em todo o mundo (Franke *et al.*, 2005; Pinto *et al.*, 2006). Este processo, além de diminuir as populações locais de plantas e animais, impedindo que tenham uma área mínima para sua sobrevivência, afeta a quantidade e a qualidade do habitat disponível e, conseqüentemente, a sobrevivência de espécies, especialmente daquelas endêmicas e ameaçadas de extinção e isola aquelas com exigências ecológicas mais restritas (Hobbs *et al.*, 2006). Cada remanescente constitui uma amostra da floresta original, assim suas características, como área, forma, isolamento e história, influenciam a riqueza e composição de espécies que ali habitam. Portanto, padrões de paisagem após a fragmentação podem determinar a riqueza de espécies em cada remanescente (Ribas *et al.*, 2011).

Estas ilhas remanescentes muitas vezes são circundadas por ambientes alterados, resultado da rápida expansão de grandes monoculturas, principalmente de cana e plantações de eucalipto (Franke *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2011). Isto é preocupante, pois ameaça os últimos remanescentes florestais, diminuindo a conectividade entre eles e causando efeitos de borda adicionais (Pinto *et al.*, 2006; Almeida & Louzada, 2009; Ribeiro *et al.*, 2011).

Na Mata Atlântica a maior parte dos remanescentes florestais, encontra-se na forma de pequenos fragmentos, sendo mais de 80% dos fragmentos menores que 50 ha. Estas manchas florestais estão altamente perturbadas e isoladas a uma distância média de 1440 m, são pouco conhecidas e estão pouco protegidas, sendo que apenas 2% da área do bioma são unidades de proteção integral (Viana & Pinheiro, 1998; Pinto *et al.*, 2006; Ribeiro *et al.*, 2009). Este processo acaba interferindo no tamanho das populações (mais de um terço das espécies desaparece quando os habitats são fragmentados), na dispersão das espécies, na estrutura e quantidade de habitat disponível, na maior suscetibilidade a invasões, além de acarretar uma menor frequência gênica (Franke *et al.*, 2005; Almeida & Louzada, 2009; Bogoni *et al.*, 2016).

O desmatamento de florestas tropicais, dentre todas essas alterações desencadeadas pelo homem na natureza e intensificadas neste último século, é considerado o principal processo responsável pela elevação das taxas de extinção de espécies terrestres no mundo (Pinto *et al.*, 2006). Após testar algumas variáveis, Brooks & Balmford (1996), concluíram que a extinção de espécies endêmicas da Mata Atlântica está diretamente relacionada ao desmatamento.

Estas alterações, mesmo iniciando-se localmente desencadeia uma série de alterações no ecossistema podendo alcançar proporções globais, dependendo do tamanho da área atingida. Perda de diversidade biológica e, conseqüentemente, de espécies nativas, lixiviamento do solo e redução de sua fertilidade, prejuízos aos recursos hídricos disponíveis à superfície terrestre e diminuição do fluxo de água para o subsolo (mudando assim as condições do lençol freático), são algumas alterações diretas apenas no ecossistema local. Em nível global, ocorrem variações no clima, tais como na temperatura, no regime de ventos, chuvas e na composição atmosférica, ou seja, na relação O<sub>2</sub>- CO<sub>2</sub>, intensificando o efeito estufa (Soares & Medri, 2002).

O uso indiscriminado das áreas naturais pelo homem pode colocar sob risco de extinção diversas espécies de animais e plantas, muitas, antes de serem estudadas, porém esforços de conservação têm cada vez mais focado na recuperação de ecossistemas degradados para fornecer serviços de ecossistemas e biodiversidade (Almeida & Louzada, 2009; Holl & Aide, 2011). Entretanto, a proteção de apenas um fragmento de vegetação ou um trecho do rio não é suficiente se o entorno do fragmento ou as cabeceiras estiverem comprometidas (Metzger, 2001; Tabarelli *et al.*, 2004).

Reflorestamento é uma forma de aliviar os problemas causados pela matriz de habitat inóspito, por isso está sendo cada vez mais aplicado para compensar a perda de biodiversidade e manter os processos ecossistêmicos, mas o conhecimento sobre sua eficácia ainda é limitada (Ranta *et al.*, 1998 Audino *et al.*, 2014). Deste modo, o objetivo central da restauração florestal é o restabelecimento de florestas que sejam capazes de se autoperpetuar, ou seja, florestas biologicamente viáveis e que não dependam de intervenções humanas constantes (Brançalion *et al.*, 2010).

Portanto, restauração de ecossistemas pode ajudar a conservar um grande número de espécies florestais tropicais, sendo extremamente importante para a manutenção da biodiversidade e, conseqüentemente, do bioma (Zaú, 1998; DeClerck, *et al.*, 2010). Porém, mesmo oferecendo excelentes oportunidades de conservação, áreas reflorestadas não podem substituir o valor de áreas protegidas e grandes manchas de florestas primárias (Tabarelli *et al.*, 2010).

### **1.1.2 Subfamília Scarabaeinae: aspectos gerais e importância ecológica**

Atualmente, são conhecidas cerca de 7.000 espécies de Scarabaeinae pelo mundo, sendo que a maior diversidade se encontra em florestas e savanas tropicais (Hanski & Cambefort, 1991). No Brasil, há registro de 618 espécies, sendo 323 destas endêmicas. Contudo, Vaz-de-Mello (2000), salienta que novos estudos que são realizados, abordando a revisão de grupos, descrição de espécies e a realização de novos levantamentos em regiões ainda não bem inventariadas, o número de espécies conhecidas para o Brasil, poderá praticamente dobrar, chegando a 1200 espécies.

No estado do Paraná há alguns estudos envolvendo estes besouros. O primeiro levantamento para a família Scarabaeidae ocorreu na cidade de Mandirituba na década de 80, na qual foram registradas oito espécies (Stumpf, 1986). Entretanto, Vaz-de-Mello (2000) fez um levantamento do estado de conhecimento do grupo no Brasil e cita um estudo com notas eto-ecológicas acerca de Scarabaeidae no Paraná (Lange, 1947). Para o Paraná, existem registradas 92 espécies e apenas poucos dos estudos feitos se aprofundam além do táxon de família, tais como: Medri & Lopes (2001), Lopes *et al.* (2004), Ronqui & Lopes (2006), Coppo (2010), Lopes *et al.* (2011), Korasaki *et al.* (2012) e Felix (2014). Importante ressaltar que em nenhum desses trabalhos foram utilizadas fezes humanas como iscas, consideradas as mais atrativas para esta subfamília (Milhomem *et al.*, 2003; Filgueiras *et al.*, 2011; Silva & Audino, 2011).

A taxonomia do grupo é relativamente bem conhecida e as principais características que possibilitam sua identificação são: antenas lameladas; clavas com três lamelas; clipeo cobrindo as mandíbulas e labro, sendo estes membranosos; pigídio exposto quase totalmente, em geral vertical em relação ao eixo do corpo, mas às vezes em posição ventral, e tíbias posteriores com único esporão apical (Silva *et al.*, 2011).

Sobre a história desses besouros coprófagos, Scholtz *et al.* (2009) cita duas teorias evolutivas, onde o ancestral dos escaravelhos evolui no final do Cretáceo (70 - 80 milhões de anos atrás) ou mais tarde durante o Terciário (nos últimos 65 milhões de anos). Apesar desta discussão ainda não estar bem elucidada, está claro que os escaravelhos modernos irradiaram em resposta a vastas quantidades de esterco de mamíferos. Uma vez que seu hábito alimentar derivou da saprofia, visto que excrementos de mamíferos não diferem muito, em sua composição, do rico húmus. De acordo com Hanski & Camberfort (1991), a textura pastosa é quase a mesma, em relação ao húmus, porém fezes frescas são mais ricas em proteínas.

Do ponto de vista nutricional, muitos besouros consomem fezes de grandes herbívoros e onívoros, sendo um número relativamente baixo de espécies que utilizam fezes de carnívoros e pequenos mamíferos como recursos (Bogoni *et al.*, 2016). A qualidade nutricional de excrementos é geralmente elevada, por exemplo, estrume de herbívoro é uma mistura de restos de plantas não digeridas com qualidade relativamente baixa e uma suspensão microbiana de alta qualidade.

Enquanto os imaturos utilizam para sua alimentação a parte sólida, componentes de baixa qualidade, adultos consomem a parte líquida, onde há componentes de melhor qualidade (Hanski & Cambefort, 1991).

O uso do recurso alimentar está intimamente relacionado ao comportamento de nidificação, uma vez que a característica biológica mais particular de rola-bosta é seu comportamento reprodutivo. A construção de ninhos envolve grandes investimentos de tempo e energia pelos pais e é claramente relacionada com a reduzida fecundidade e baixa mortalidade da prole. Desta forma, o desenvolvimento larval em um ninho preparado por adultos, facilita a utilização eficiente do recurso alimentar armazenado além da proteção contra competidores, predadores, e contra condições climáticas desfavoráveis (Hanski & Cambefort, 1991; Campos, 2012).

No ninho, o esterco pode ser moldado em ninhadas únicas ou múltiplas, revestido com argila ou não, e eles podem ser abandonados ou guardados e cuidados durante vários meses. Nestes aspectos os escaravelhos rola-bosta têm desenvolvido uma infinidade de estratégias que são únicas no mundo dos insetos, e que, sem dúvida, contribuíram para o seu sucesso incomparável (Scholtz *et al.*, 2009).

De acordo com a forma que o recurso é empregado na reprodução, os besouros escarabeíneos são divididos em três principais grupos funcionais, segundo Halffter & Edmonds (1982):

- Residentes (Endocoprídeos): maioria das espécies depositam seus ovos em massas fecais sem construir nenhum tipo de ninho ou câmara

- Escavadores (Paracoprídeos): escavam um túnel mais ou menos vertical por baixo do estrume e transportam as fezes para o interior do solo, sendo que esse recurso pode ser usado para alimentação do adulto ou para a prole.

- Roladores (Telecoprídeos): fazem uma esfera com o alimento, uma unidade de recurso transportável, e rolam a uma distância curta ou longa antes de enterrar em um local adequado.

A competição ocorre tanto por alimento quanto por espaço. Nos paracoprídeos a competição larval é largamente removida, no sentido de que a comida que os besouros adultos provêm para cada larva não é contestado pelas outras larvas, com exceção de cleptoparasitas (outros rola-bostas que roubam recursos alheios), desta forma a competição é restrita aos adultos. Os roladores

resolveram a competição por espaço, pois são capazes de localizar um espaço desocupado para suas bolas, que podem ser usadas tanto para alimentação ou para reprodução. Alguns adultos escavadores, e alguns roladores, se alimentam diretamente no monte fecal, mas muitos outros se alimentam apenas das reservas que foram realocadas (Hanski & Cambefort, 1991; Scholtz *et al.*, 2009).

Barkhouse & Ridsdill-Smith (1986) destacam o comportamento de espécies em relação à umidade do solo, demonstrando que determinadas espécies têm preferência por solos mais úmidos, enquanto outras conseguem se adaptar a diminuição da umidade, alterando seus ninhos para evitar perda d'água, explicando desta forma a distribuição de algumas espécies na Austrália. Determinadas espécies são restritas a áreas com alta pluviosidade, com períodos secos mais curtos, limitando a distribuição de espécies, enquanto outras são generalistas, utilizando, inclusive, zonas áridas.

A condução de bolas de estrumes é considerada um comportamento derivado que evoluiu pela pressão de competição por espaço no recurso. A estratégia de maior sucesso para mover o estrume a um lugar desconhecido é levar o recurso em linha reta com a orientação fototóxica usando o sol (Byrne *et al.*, 2010; Jundi *et al.*, 2015). Porém, quando não há a luz do sol, alguns besouros, diurnos e noturnos, podem se orientar usando o padrão de polarização milhões de vezes mais fracas, do céu iluminado pela lua (Dacke *et al.*, 2004; Jundi *et al.*, 2015). Todavia, eles perdem essa capacidade em condições nubladas, mas um experimento realizado em um planetário observou que os besouros conseguiram se orientar igualmente bem quando apenas a Via Láctea está presente (Dacke *et al.*, 2013).

Este grupo realiza vários serviços do ecossistema contribuindo para os ciclos dos nutrientes, reformulação de solos e sedimentos, realce no crescimento de plantas, dispersão secundária de sementes, controle de parasitas e também com papel mais limitado na polinização e regulação trófica (Nichols *et al.*, 2008; Bett *et al.*, 2014).

Atuando no controle de nematódeos e parasitas de vertebrados, *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) enterra tão rápido as fezes de gado que impede o desenvolvimento de ovos da mosca *Musca vetustissima* Walker, 1849, assim como da mosca do chifre, *Haematobia irritans* (Linnaeus, 1758), e da mosca do búfalo (*Haematobia exigua*, de Meijere, 1903) (Bornemissza, 1970; Silva *et al.*,

2011). O besouro *Canthon virens* (Mannerheim, 1829) cumpre outra função ecológica, predando rainhas de formigas cortadeiras (*Atta* sp.) e, portanto, regulando a dinâmica populacional de um dos principais herbívoros neotropicais (Nichols *et al.*, 2008; Scholtz *et al.*, 2009).

Para algumas espécies de plantas, besouros de estrume são polinizadores cruciais; este é o caso de algumas flores de cheiro podre (decomposição) pertencentes às famílias Lowiaceae e Araceae (Nichols *et al.*, 2008; Scholtz *et al.*, 2009).

Durante a construção do ninho, escaravelhos tuneleiros movem grandes quantidades de solo para a superfície, desta forma aumentam a aeração do solo e influenciam positivamente propriedades hidrológicas do solo, aumentando a infiltração de água, porosidade e reduzindo escoamento superficial de água (Scholtz *et al.*, 2009; Brown *et al.*, 2010). A maioria constrói túneis subterrâneos que podem chegar até mais de um metro de profundidade, e que se ramificam em câmaras de criação. A profundidade destes túneis, bem como o volume de solo, é diretamente dependente do tamanho do corpo dos escaravelhos (Scholtz *et al.*, 2009).

O papel dos besouros de estrume na mobilização de nutrientes também influencia no crescimento de plantas (Scholtz *et al.*, 2009). Andresen (2003), ao comparar as sementes que permaneceram no chão da floresta com sementes enterradas por escaravelhos, relatou uma maior percentagem de mudas estabelecidas a partir dos últimos. Scarabaeinae preenchem estas e outras funções de importância vital em muitos ecossistemas diferentes, especialmente nas savanas e florestas tropicais (Hanski & Cambefort, 1991; Scholtz *et al.*, 2009).

Nos últimos anos, fragmentação florestal e desmatamento têm sido algumas das principais causas de perda de espécies (Brooks *et al.* 2002; Wilson, 2002). De forma alarmante, mudanças florestais induzidas pela fragmentação, na abundância e riqueza de espécies, foram mostradas em muitos grupos de insetos, visto que invertebrados são extraordinariamente suscetíveis aos efeitos adversos na paisagem através das mudanças antropogênicas. (Scholtz *et al.*, 2009). Gardner *et al.* também relatam perda de riqueza de escarabeíneos na Amazônia brasileira em locais de florestas secundárias e plantio de eucalipto em relação à florestas primárias.

A perda de habitat e a fragmentação se transformaram nas ameaças mais importantes para a biodiversidade. Fragmentos menores e isolados apresentaram menor número de espécies, além disso, alguns escarabeíneos apresentam padrões distintos de organização quando estudados em fragmentos florestais ou em áreas deterioradas pela ação humana, fragmentos com menor riqueza de espécies arbóreas e menor proporção de espécies tolerantes à sombra também foram consideravelmente empobrecida em termos de riqueza destes besouros. (Hernández, 2007; Hernández & Vaz-de-Mello, 2009; Filgueiras *et al.*, 2011).

Outro grupo de animais prejudicados por essas modificações são os mamíferos, sendo dizimados pela subsistência ou caça comercial, especialmente em sistemas florestais tropicais. A caça de mamíferos também prejudica a comunidade de escaravos. Há evidência em ambientes, temperados e tropicais, indicando que o declínio na escala regional ou extirpação de grandes faunas de mamíferos pode perturbar gravemente a diversidade e abundância das comunidades rola-bosta, através de alterações na composição e na disponibilidade do recurso esterco (Nichols *et al.*, 2009; Scholtz *et al.*, 2009). Bogoni *et al.*, (2016) encontraram relação positiva entre a riqueza de espécies de ambos os grupos. Outro aspecto relevante obtido nesse estudo é que, além da composição da mastofauna, as características do hábitat e a distância espacial entre fragmentos são significativas na explicação das variações das comunidades de escarabeíneos.

Algumas espécies de Scarabaeinae possuem alta especificidade de habitat e desta forma, não conseguem estender suas populações para áreas abertas (Almeida & Louzada, 2009). Tais espécies são fortemente influenciadas pela fragmentação e perda de habitat, podendo ter sua distribuição restrita ou mesmo desaparecer localmente, principalmente em locais degradados e com alterações antrópicas (Hernández & Vaz-de-Mello, 2009; Campos, 2012).

A devastação atual e perda de diversidade da Mata Atlântica resultaram em muitas estratégias para a sua recuperação, e uma delas é o reflorestamento de áreas degradadas. O processo de reflorestamento inclui fases intimamente relacionadas com a sucessão ecológica, como a colonização e estabelecimento de novas espécies (Hernández *et al.*, 2014).

Diversas medidas têm sido sugeridas para minimizar os efeitos da perturbação antrópica nos sistemas naturais tropicais, porém, sua implementação

tem sido muito demorada. Assim, entre as ações críticas para a conservação de paisagens neotropicais, é importante a identificação das consequências de diferentes intervenções humanas, através do estudo de comunidades que sejam sensíveis aos efeitos dessas perturbações. Para avaliar as mudanças na riqueza, abundância e distribuição das espécies durante cada fase, recomenda-se que um grupo de espécies bioindicadoras sejam monitoradas (Freitas *et al.*, 2006; Hernández *et al.*, 2014).

A função deste grupo focal é tornar possível a aproximação da resposta para um problema complexo, que é mensurar e monitorar toda a biodiversidade, com isso pretende-se estabelecer relações de confiança entre as informações obtidas no campo e a riqueza global das espécies, bem como entre a biodiversidade e outras características da comunidade (Favila & Halffter, 1997).

O desenvolvimento do estudo de bioindicadores inicialmente se deu em ambientes aquáticos, e a sua aplicação a ecossistemas terrestres ganhou força apenas a partir da década de 1980 (McGeoch, 1998). Desde então, diversos critérios foram propostos para a escolha de indicadores biológicos adequados aos sistemas terrestres (Freitas *et al.*, 2006).

Alguns desses critérios são:

1. Taxonomia relativamente bem resolvida – grupos com problemas taxonômicos fornecem informação de baixa qualidade, em razão da dificuldade ou impossibilidade de definição dos limites entre as espécies.
2. Conhecimento a respeito da história natural, genética, química e outros aspectos da biologia – ajudam a definir as preferências e associações de habitat e recursos das espécies.
3. Diversidade conveniente – um número de espécies muito alto pode inviabilizar o processo de triagem e análise, e um número muito baixo (por exemplo, menos de cinco) pode comprometer a qualidade dos dados e dificultar as previsões.
4. Ciclo de vida curto – em teoria, quanto menor o tempo de geração, mais rapidamente os efeitos da alteração ambiental são percebidos.
5. Diversidade ecológica – um grupo que tenha espécies com diferentes associações ecológicas fornece informações sobre diferentes compartimentos do habitat.

6. Fidelidade de habitat – espécies com pouca fidelidade de habitat não fornecem informação específica.

7. Associação estreita a recursos ou outras espécies – não é essencial, mas espécies estreitamente relacionadas a outras são mais informativas (representam outro grupo taxonômico ou recurso).

8. “Sedentarismo” relativo – num extremo, espécies migratórias ou muito dispersivas podem estar presentes em um ambiente sem relação nenhuma com as condições ambientais do mesmo.

9. Facilidade na amostragem, triagem e identificação (inclusive por leigos).

10. Pouco uso humano – grupos cujas espécies têm valor econômico alto (por exemplo, caçadas para consumo e/ou ornamentação) podem desaparecer do sistema independente do seu estado de conservação.

Dentre alguns táxons que têm sido usados, com sucesso, podem ser destacados muitos insetos, entre eles libélulas, borboletas, formigas, abelhas e algumas famílias de besouros (Freitas *et al.*, 2006)

Desta forma, os escaravelhos cumprem todos estes requisitos. Scarabaeinae é um grupo de insetos que são abundantes nas regiões tropicais (Halffter & Favila, 1993) e participam de alguns processos ecológicos importantes (Nichols *et al.*, 2008). Estas duas propriedades combinadas (abundância e papel ecológico) motivou a proposta, com sucesso, como indicador biológico. Além da alta sensibilidade deste grupo às transformações ambientais, apresentam características satisfatórias para esta finalidade que pode ser usado para analisar o efeito da fragmentação florestal tropical sobre a biodiversidade (Díaz *et al.*, 2010; Favila & Halffter, 1997; Halffter & Favila, 1993; Scholtz *et al.*, 2009; Silva *et al.*, 2011; Spector, 2006).

Também apresentam curto ciclo de vida, ampla distribuição e abundância, rápidas respostas às alterações ambientais (Halffter & Favila, 1993; Favila & Halffter, 1997), exibem mudanças na estrutura das comunidades devido aos efeitos de destruição, fragmentação, isolamento e diminuição da área florestal tropical, frequentemente há menor riqueza de espécies em áreas que sofreram degradação ambiental (Barlow *et al.*, 2007; Hernández & Vaz-de-Mello, 2009). Além disso, quando existe perda de espécies devido à redução de habitats, as espécies de escarabeíneos de maior tamanho corporal dentro de cada gênero são as mais

afetadas e desaparecem (Hernández, 2007; Gardner *et al.*, 2008; Bogoni *et al.*, 2016; Campos & Hernández, 2015)

Em grupos onde a competição interespecífica é forte, como os escarabeídeos (Hanski & Cambefort, 1991), pode-se esperar a presença de associações de espécies, com um alto grau de fidelidade para um biótopo ou fitofisionomia em particular. Além disso, pode existir a especificidade por determinado tipo de recurso, por exemplo, fezes de alguns mamíferos (Andresen, 2003); logo, a presença de determinadas espécies de escarabeídeos indica, também, a presença de certos mamíferos no ambiente (Almeida & Louzada, 2009).

O aspecto mais atraente do uso de grupos bioindicadores é que eles podem fornecer um instrumento para os programas de acompanhamento para monitorar a forma como a diversidade biológica muda conforme as comunidades naturais são alteradas, fragmentada ou destruídas (Favila & Halffter, 1997).

## 1.2 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, S. D. S. P., & Louzada, J. N. (2009). Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. *Neotropical entomology*, **38**(1), 32-43.

Andresen, E. (2003). Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography*, **26**(1), 87-97.

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

Barkhouse, J., & Ridsdill-Smith, T. J. (1986). Effect of soil moisture on brood ball production by *Onthophagus binodis* Thunberg and *Euoniticellus intermedius* (Reiche) (Coleoptera: Scarabaeinae). *Australian Journal of Entomology*, **25**(1), 75-78.

Barlow, J., Louzada, J., Parry, L., Hernandez, M. I., Hawes, J., Peres, C. A., ... & Gardner, T. A. (2010). Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, **47** (4), 779-788.

Bett, J. Z., de Farias, P. M., da Silva, P. G., & Hernández, M. I. M. (2014). Dung beetle communities in coal mining áreas in the process of recovery. *Revista Biotemas*, **27** (3). 197- 200.

Bogoni, J. A., Graipel, M. E., de Castilho, P. V., Fantacini, F. M., Kuhnen, V. V., Luiz, M. R., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2016) Contributions of the mammal community, habitat structure, and spatial distance to dung beetle community structure. *Biodiversity and Conservation*, 1-15.

Bornemissza, G. F. (1970). Insectary studies on the control of dung breeding flies by the activity of the dung beetle, *Onthophagus gazella* F. (Coleoptera: Scarabaeinae). *Australian Journal of Entomology*, **9**(1), 31-41.

Brançalion, P. H. S., Rodrigues, R. R., Gandolfi, S., Kageyama, P. Y., Nave, A. G., Gandara, F. B., & Tabarelli, M. (2010). Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, **34**(3), 455-470.

- Brooks, T., & Balmford, A. (1996). Atlantic forest extinctions. *Nature*, **380**(6570), 115-115.
- Brown, J., Scholtz, C. H., Janeau, J. L., Grellier, S., & Podwojewski, P. (2010). Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) can improve soil hydrological properties. *Applied Soil Ecology*, **46**(1), 9-16.
- Byrne, M., Dacke, M., Nordström, P., Scholtz, C., & Warrant, E. (2003). Visual cues used by ball-rolling dung beetles for orientation. *Journal of Comparative Physiology A*, **189**(6), 411-418.
- Campos, R. C. (2012). *Besouros indicadores (Coleoptera, Scarabaeinae) na avaliação de alteração ambiental em fragmentos de Mata Atlântica contíguos a cultivos de milho convencional e transgênico*. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina.
- Campos, R. C., & Hernández, M. I. M. (2013). Dung beetle assemblages (Coleoptera, Scarabaeinae) in Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, **57**(1), 47-54.
- Campos, R. C., & Hernández, M. I. M. (2015). The Importance of Maize Management on Dung Beetle Communities in Atlantic Forest Fragments. *PloS one*, **10**(12), e0145000.
- Colombo, A. F., & Joly, C. A. (2010). Brazilian Atlantic Forest lato sensu: the most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. *Brazilian Journal of Biology*, **70**(3), 697-708.
- Coppo, T. L. (2010) *Estrutura de comunidades de Scarabaeoidea copronecrófagos (Coleoptera) em áreas de fragmentos florestais e reflorestamentos de mata ciliar*. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina.
- Dacke, M., Baird, E., Byrne, M., Scholtz, C. H., & Warrant, E. J. (2013). Dung beetles use the Milky Way for orientation. *Current Biology*, **23**(4), 298-300.
- Dacke, M., Byrne, M. J., Scholtz, C. H., & Warrant, E. J. (2004). Lunar orientation in a beetle. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, **271**(1537), 361-365.

Dean, W. (1996). *A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira*. Companhia das Letras.

DeClerck, F. A., Chazdon, R., Holl, K. D., Milder, J. C., Finegan, B., Martinez-Salinas, A., & Ramos, Z. (2010). Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. *Biological conservation*, **143**(10), 2301-2313.

Díaz, A., Galante, E., & Favila, M. E. (2010). The effect of the landscape matrix on the distribution of dung and carrion beetles in a fragmented tropical rain forest. *Journal of Insect Science*, **10**(1), 1- 16.

Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, **34**, 487-515.

Favila, M. E., & Halffter, G. (1997). The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana*, **72**, 1-25.

Felix, P. M. (2014) *Estrutura de comunidades de Scarabaeoidia (Coleoptera) em dossel e solo de fragmento florestal, reflorestamento de mata ciliar e área de regeneração natural*, Londrina, PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina.

Filgueiras, B. K. C., Iannuzzi, L., & Leal, I. R. (2011). Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. *Biological Conservation*, **144**(1), 362-369.

Franke, C. R., Rocha, P. L. B. D., Klein, W., & Gomes, S. L. (2005). *Mata Atlântica e biodiversidade*. Salvador: Editora da UFBA

Freitas, A. V. L., Leal, I. R., Uehara-Prado, M., & Iannuzzi, L. (2006). Insetos como indicadores de conservação da paisagem. In *Biologia da Conservação: Essências*, 357-384.

Gardner, T. A., *et al.* (2008). The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology letters*, **11**(2), 139-150

Halffter, G., & Favila, M. E. (1993). The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. *Biology International*, **27**(27), 15-21.

Halffter, G. & Edmonds, W. D. 1982. The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae): An ecological and evolutive approach. México D.F.: Man and the Biosphere Program UNESCO. 177p

Hanski, I., & Cambefort, Y. (Eds.). (1991). *Dung beetle ecology*. Princeton University Press.

Hauer, M. (2010). As florestas no Paraná: um processo de involução. *Reforma agrária e meio ambiente—teoria e prática no Estado do Paraná*. Curitiba: ITCG, 27-44.

Hernández, M. I. M. (2007). Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) da caatinga paraibana, Brasil. *Oecologia brasiliensis*, **11**(3), 356-364.

Hernández, M. I. M., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2009). Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, **53**(4), 607-613.

Hernández, M. I., Barreto, P. S., Costa, V. H., Creao-Duarte, A. J., & Favila, M. E. (2014). Response of a dung beetle assemblage along a reforestation gradient in Restinga forest. *Journal of insect conservation*, **18**(4), 539-546.

Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A. & Norton, D. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global ecology and biogeography*, **15**(1), 1-7.

Holl, K. D., & Aide, T. M. (2011). When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management*, **261**(10), 1558-1563.

Jundi, B., Warrant, E. J., Byrne, M. J., Khaldy, L., Baird, E., Smolka, J., & Dacke, M. (2015). Neural coding underlying the cue preference for celestial orientation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **112**(36), 11395-11400.

Korasaki, V., Lopes, J., Gardner Brown, G., & Louzada, J. (2013). Using dung beetles to evaluate the effects of urbanization on Atlantic Forest biodiversity. *Insect science*, **20**(3), 393-406.

Lange, R. B. (1947). Ensaio da zoogeografia dos Scarabaeidae do Paraná com algumas notas eto-ecológicas. *Arquivos do Museu Paranaense*, **6**, 305-315.

Lopes, J., Conchon, I., Yusawa, S. K., & Kurnlein, R. R. (2004). Entomofauna do Parque Estadual Mata dos Godoy: II. Scarabaeidae (Coleoptera) coletados em armadilhas de solo. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, **15**(2), 121-127.

Lopes, J., Korasaki, V., Catelli, L. L., Marçal, V. V., & Nunes, M. P. B. (2011). A comparison of dung beetle assemblage structure (Coleoptera: Scarabaeidae Scarabaeinae) between an Atlantic forest fragment and adjacent abandoned pasture in Paraná, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, **28**(1), 72-79.

McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **73**(02), 181-201.

Medri, I. M., & Lopes, J. (2001). Coleopterofauna em floresta e pastagem no norte do Paraná, Brasil, coletada com armadilha de solo. *Revista brasileira de Zoologia*, **18** (Supl 1), 125-133.

Metzger, J. (2001). O que é ecologia de paisagem? *Biota Neotropica, Campinas, São Paulo*, **1**(1/2), 1-9

Milhomem, M. S., Vaz-de-Mello, F. Z., & Diniz, I. R. (2003). Técnicas de coleta de besouros copronecrófagos no Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **38** (11), 1249-1256.

Mittermeier, R. A., Fonseca, G. D., Rylands, A. B., & Brandon, K. (2005). Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. *Megadiversidade*, **1** (1), 14-21.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403** (6772), 853-858.

Nichols, E., Gardner, T. A., Peres, C. A., & Spector, S. (2009). Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. *Oikos*, **118** (4), 481-487.

Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezquita, S., Favila, M. E., & Network, T. S. R. (2008). Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological conservation*, **141**(6), 1461-1474.

Pinto, L. P., Bedê, L., Paese, A., Fonseca, M., Paglia, A., & Lamas, I. (2006). Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: *Essências em Biologia da Conservação, São Carlos, Brasil*, 69-96.

Pôrto K. C., Almeida-Cortez J. S., Tabarelli M. (2006). *Diversidade biológica e conservação da floresta Atlântica ao norte do Rio São Francisco*, **Biodiversidade 14**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente

Ranta, P., Blom, T. O. M., Niemela, J., Joensuu, E., & Siitonen, M. (1998). The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. *Biodiversity & Conservation*, **7**(3), 385-403.

Ribas, C. R., Sobrinho, T. G., Schoereder, J. H., Sperber, C. F., Lopes-Andrade, C., & Soares, S. M. (2005). How large is large enough for insects? Forest fragmentation effects at three spatial scales. *Acta Oecologica*, **27**(1), 31-41.

Ribeiro, M. C., Martensen, A. C., Metzger, J. P., Tabarelli, M., Scarano, F., & Fortin, M. J. (2011). The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In *Biodiversity hotspots*, **1**, 405-434. Springer Berlin Heidelberg.

Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., Martensen, A. C., Ponzoni, F. J., & Hirota, M. M. (2009). The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, **142**(6), 1141-1153.

Roderjan, C. V., Galvão, F., Kuniyoshi, Y. S., & Hatschbach, G. G. (2002). As unidades fitogeográficas do estado do Paraná, Brasil. *Ciência & Ambiente*, **24**, 75-92.

Ronqui, D. C., & Lopes, J. (2006). Composição e diversidade de Scarabaeoidea (Coleoptera) atraídos por armadilha de luz em área rural no norte do Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, **96**, 103-108.

Scholtz, C. H., Davis, A. L. V., & Kryger, U. (2009). *Evolutionary biology and conservation of dung beetles*. Pensoft Pub.

Silva, P. D., Vaz-de-Mello, F. Z., & Di Mare, R. A. (2011). Guia de identificação das espécies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) do município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, **11**(4), 329-345.

Silva, P. G., & Audino, L. D. (2011). Escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) atraídos a diferentes iscas em campo nativo de Bagé, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, **13**(1), 241- 247

Silveira, L. M. (1998). A ocupação e organização espacial do território paranaense face aos recursos da natureza. *Acta Scientiarum. Human and Social Sciences*, **20**, 129-136.

Soares F.S., & Medri M. E., (2002). Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi In Medri M. E. *et al.*, *Bacia do rio Tibagi*. **1**, 69-80.

SOS Mata Atlântica.& INPE: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2016) *Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica*.  
<<https://www.sosma.org.br/projeto/atlas-da-mata-atlantica/dados-mais-recentes/>> 8th August 2016.

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

Stumpf, I. V. K. (1986). Escarabeídeos de Mandirituba, Paraná, Brasil. *Acta Biologica paranaense*, **15**. 179- 216

Tabarelli, M. , Pinto, L. P., Silva, J. M. C., Hirota, M. M., & Bedê, L. C. (2005). Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade na Mata Atlântica brasileira. *Megadiversidade*, **1**(1), 132-138.

Tabarelli, M., Aguiar, A. V., Ribeiro, M. C., Metzger, J. P., & Peres, C. A. (2010). Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. *Biological Conservation*, **143** (10), 2328-2340.

Tabarelli, M., Da Silva, J. M. C., & Gascon, C. (2004). Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity & Conservation*, **13** (7), 1419-1425.

Vaz-de-Mello, F. Z. (2000). Estado actual de conhecimento dos Scarabaeidae s. str. (Coleoptera: Scarabaeoidea) do Brasil. In: *Proyecto Iberoamericano de Biogeografía y Entomología Sistemática: PRIBES 2000: trabajos del 1er taller iberoamericano de entomología sistemática*, Sociedad Entomológica Aragonesa, SEA. 183-195.

Viana, V. M., & Pinheiro, L. A. F. V. (1998). Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série técnica IPEF*, **12**(32), 25-42.

Zanella, L. (2011). *Análise da interferência antrópica na fragmentação da Mata Atlântica e modelos de simulação da paisagem na microrregião da Serra da Mantiqueira do Estado de Minas Gerais*. Lavras, MG.

Zaú, A. S. (1998). Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. *Floresta e ambiente*, **5** (1), 160-170.

## ARTIGO

Manuscrito em preparação para ser submetido a periódico  
“Insect Conservation and Diversity”  
Classificação Qualis na área de Biodiversidade: A2

---

### **Avaliação da biodiversidade através de besouros indicadores (Scarabaeinae) em reflorestamentos de Mata Atlântica no Sul do Brasil.**

**Bianca P. Silva<sup>1,3</sup>, Carlos E. A. Julio<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade, Universidade Estadual de Londrina, Rodovia Celso Garcia Cid, PR 445 km 380, CEP 86.057-970, Londrina, PR, Brasil.

<sup>2</sup>Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina.

<sup>3</sup>Autora para correspondência: [biapiraccini@gmail.com](mailto:biapiraccini@gmail.com)

---

## ABSTRACT

For some time the Atlantic Forest has suffered from deforestation and consequent loss of its biodiversity, in response to this loss of habitats there has been an increase in reforestation programs. To assess the quality of this and other environments, species known as bioindicators have been used, such as beetles of the Scarabaeinae (Scarabaeidae-Coleoptera) subfamily, because they are sensitive to anthropogenic alterations, both the fragmentation and modification of their habitat. Thus, this work had as objective to infer the success of the program of two reforestations through the community of Scarabaeinae, using as reference two remnants of Semideciduous Forest, in Northern Paraná, Brazil. Pitfall traps baited with human faeces were used, 10 traps in each of the two remnants, 10 in each reforestation and five in each open site, totaling 50 traps. Thus, 4492 specimens distributed among 22 species were collected. With greater abundance in the hot and rainy season. The greatest abundance and richness were observed in the remnants compared to their adjacent reforestation, each place showed different dominant species. Two species with higher specificity were observed in the forest remnant, and thus considered bioindicators of good environmental quality, *Canthidium aff. aterrimum* (Harold, 1868) and *Eurysternus caribaeus* (Herbst, 1789). Using these species, we analyzed the composition in reforestation to infer their development.

**Keywords:** bio-indicators, dung beetles, fragment, open area, forest restoration, semideciduous forest.

## 2.1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais úmidas ocupam 7% da superfície da terra e são consideradas os ambientes terrestres mais ricos em biodiversidade, abrigando mais de 50% do total das espécies do planeta (Myers *et al.*, 2000). Entre elas, a Mata Atlântica brasileira compreende uma região heterogênea que inclui uma ampla variedade de fisionomias e composições florestais, sendo um de seus ecossistemas associados à Floresta Estacional Semidecidual que, devido à grande expansão agropecuária, se limita hoje a fragmentos florestais de diferentes tamanhos distribuídos irregularmente (Soares & Medri, 2002; Zanella, 2011).

Modificação e fragmentação dos habitats compreendem duas das formas mais comuns de conversão da paisagem. A primeira envolve a alteração direta de um habitat, como resultado das atividades humanas, enquanto a segunda envolve a reconfiguração de um habitat em partes menores, configurando manchas isoladas dentro de uma matriz de habitat modificado (Nichols *et al.*, 2007). Desta forma a perda da biodiversidade causada pela atividade humana pode alterar o funcionamento dos ecossistemas. No entanto, a compreensão da magnitude do efeito dessas mudanças sobre a diversidade funcional e seu impacto sobre a dinâmica dos processos ecológicos ainda é limitada (Barragán *et al.*, 2011)

Um dos vários desafios em ecologia é entender como essas alterações no habitat afetam a biodiversidade e, com isso, o monitoramento destas alterações tem sido investigado através da utilização de organismos bioindicadores que fornecem informações importantes para a conservação efetiva e o uso sustentável dos recursos naturais (Halffter & Favila, 1993; Favila & Halffter, 1997; Lewinsohn *et al.*, 2005; Gardner *et al.*, 2008).

Estes organismos bioindicadores podem ser uma espécie, ou grupo de espécies, que reflete o estado abiótico ou biótico de um ambiente, representando o impacto das mudanças ambientais sobre um habitat, comunidade ou no ecossistema, ou indicando a diversidade de um subconjunto de taxa, dentro de uma área (McGeoch, 1998). Desta forma a composição e estrutura de comunidades dos besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabaeinae) têm a capacidade de revelar informações sobre o estado de saúde ou a conservação do ambiente (McGeoch, 1998).

Besouros coprófagos da subfamília Scarabaeinae são um excelente taxon focal para examinar as interações entre perturbações antrópicas e estrutura da comunidade (Favila & Halffter, 1997; Coppo, 2010). Eles têm uma ampla distribuição mundial e são um grupo diverso e abundante principalmente em ecossistemas tropicais. Exibem funções ecológicas bem entendidas (Hanski & Cambefort, 1991) e uma taxonomia relativamente estável (Philips *et al.*, 2004). Escaravelhos apresentam uma grande variedade de características morfológicas e comportamentais, tal como seu peculiar comportamento de nidificação (Hanski & Cambefort, 1991; Feer, 2013). Desta forma apresentam rápidas respostas para muitos tipos de perturbações naturais e antrópicas (Horgan, 2005).

Estes besouros desempenham importante função na dinâmica de nutrientes em diferentes tipos de ecossistemas. A manipulação, realocação e o consumo de fezes de vertebrados pelos rola-bostas contribuem para uma série de funções ecológicas, incluindo ciclos de nutrientes, diminuição de parasitas de vertebrados, aeração do solo e dispersão secundária de sementes expelidas nas fezes dos mamíferos (Andresen, 2003; Nichols *et al.*, 2008).

Besouros detritívoros já foram usados em vários estudos que investigaram os efeitos de perturbação ambiental na diversidade e estrutura florestal (Durães *et al.*, 2005; Coppo, 2010; Campos & Hernández, 2013; Feer, 2013). Em grupos de organismos em que a competição interespecífica é forte, como em Scarabaeinae (Hanski & Cambefort, 1991), pode-se esperar a presença de associações de espécies com grau alto de fidelidade por um biótopo ou fitofisionomia em particular. Além disso, pode existir a especificidade por determinado tipo de recurso, por exemplo, fezes de determinados mamíferos (Andresen, 2003).

Com isso os besouros escarabeíneos são bons indicadores de qualidade ambiental, visto que constituem um grupo abundante e bem representado nas florestas tropicais das Américas (Favila & Halffter, 1997). Apresentando uma relação direta com a riqueza de mamíferos e seu papel como principais processadores dos excrementos desses vertebrados, de médio e grande porte, os fazem bem sensíveis a mudanças na composição e estrutura de uma dada comunidade além de serem muito sensíveis a mudanças na vegetação (Oliveira *et al.*, 2011; Bogoni *et al.*, 2016).

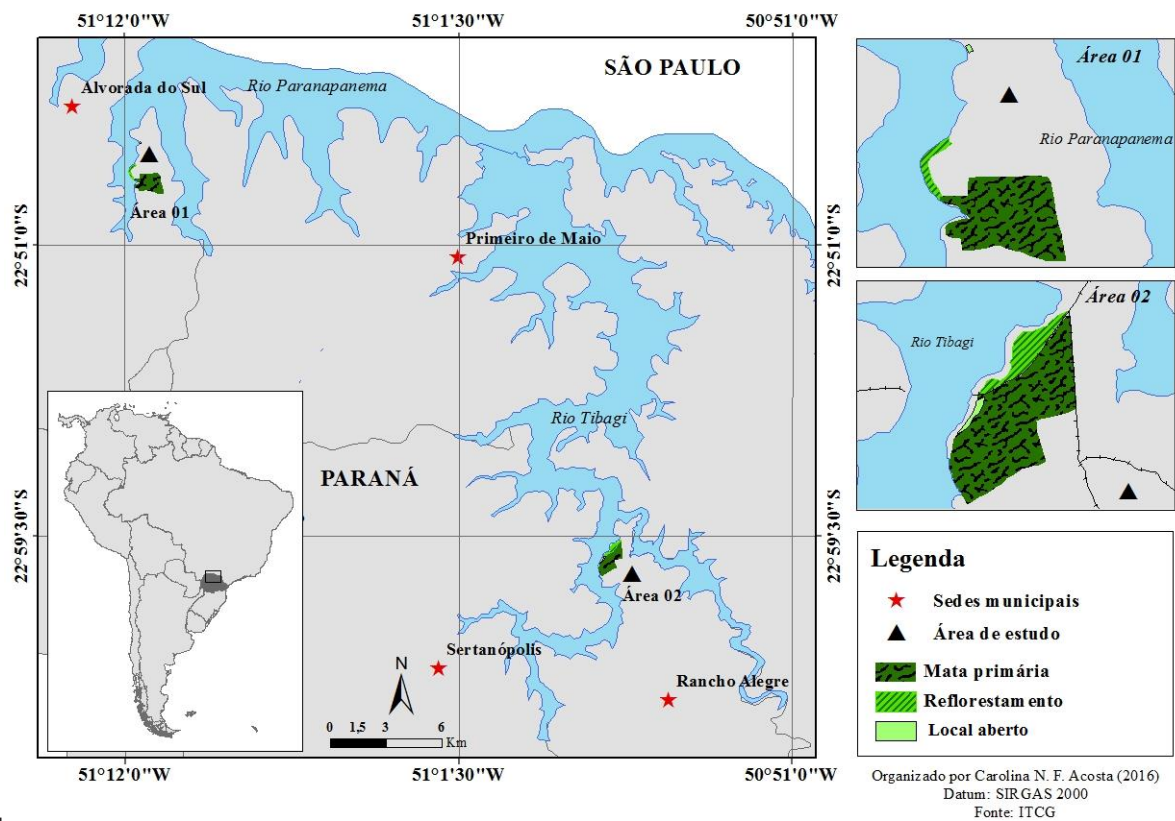
Desta forma o presente trabalho tem como objetivo geral inferir sobre o sucesso do programa de reflorestamento através da comunidade de Scarabaeinae.

Como objetivos específicos, obter informações sobre quais espécies apresentam potencial como indicador ecológico, estabelecer parâmetros de comparação, utilizando estes insetos como bioindicadores, para inferir sobre o sucesso do programa de reflorestamento comparando a diversidade de Scarabaeinae e montar uma coleção de referência para a região. Adota-se, como hipótese, que os reflorestamentos estão conseguindo criar um ambiente adequado para a manutenção da biodiversidade.

## **2.2 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.2.1 Área de estudo**

O estudo foi desenvolvido em duas áreas localizadas nos municípios de Alvorada do Sul, Área 01 (22° 49' 47.35"S e 51° 11' 29.21" O) e Rancho Alegre, Área 02 (23° 02' 37.38"S e 50° 55' 51.01" O), estado do Paraná, na região do Baixo Tibagi, bacia do rio Tibagi, com predominância de clima, segundo classificação Köppen-Geige, temperado úmido com verão quente (Cfa) (ITCG, 2008). Estas áreas foram escolhidas por apresentarem características similares, como tamanho, idade e técnica utilizada nos reflorestamentos, tamanho dos remanescentes e latitudes similares. Em cada área foram escolhidos três tipos vegetacionais: local aberto, reflorestamento de mata ciliar e remanescente de mata primária (Fig.01).



**Figura 01.** Locais de coletas de Scarabaeinae em local aberto, reflorestamento e remanescente de mata, em Alvorada do Sul (Área 01) e Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas.

Os locais abertos consistem em um corredor de passagem de gado abandonado com predomínio de gramíneas exóticas. Os reflorestamentos foram feitos por meio de plantio mecanizado, em espaçamento de 2 x 3 m, sem adubação, utilizando cerca de 40 espécies nativas da região, com alta proporção de espécies pioneiras e secundárias iniciais, para o controle rápido de gramíneas invasoras por sombreamento. (Tabela 01e Apêndice C).

Os remanescentes florestais são circundados por matriz predominantemente agrícola, com cultivos rotativos de soja, trigo e milho. Estes remanescentes sofreram extração seletiva de madeira e são utilizados como áreas de referência para o monitoramento da restauração ecológica nos reflorestamentos (Apêndice A e B). São remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual Submontana. Esta formação vegetal se apresenta abaixo de 800 m de altitude, além da ocorrência eventual de geadas, a flora está condicionada a um período de baixa precipitação

pluviométrica, quando 20 a 50% das árvores do dossel da floresta perdem suas folhas, modificando fortemente a fisionomia da vegetação (Veloso *et al.*, 1992)

**Tabela 01:** Descrição de remanescentes de mata e reflorestamento, onde ocorreram as coletas de Scarabaeinae, em Alvorada do Sul (Área 01) e Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas.

Áreas	Remanescentes	Reflorestamentos	
	Área (ha)	Área (ha)	Data do Plantio
Área 01	128,1	11,3	11/2004
Área 02	107,8	11,8	11/2002

### 2.2.2 Amostragem

Para a amostragem de besouros da subfamília Scarabaeinae foram realizadas 12 coletas mensais de janeiro a dezembro de 2015. As armadilhas permaneceram em campo, em todos os locais, concomitantemente, durante uma semana de cada mês. Após uma distância de 100 metros da borda, foi elaborado um transecto de 1 km com 10 armadilhas *pitfall* separadas entre si por uma distância de 100 metros, como indicado pela literatura (Larsen & Forsyth, 2005; Silva & Hernández, 2015), nos locais de reflorestamento e remanescente, porém nos locais abertos foram instaladas apenas cinco armadilhas separadas entre si por 50 metros de distância, pelo fato de serem utilizadas somente como registro de espécies típicas de áreas abertas. No total foram instaladas 50 armadilhas.

A armadilha, um recipiente plástico com 18 cm de profundidade e 10 cm de diâmetro, foi enterrada com a abertura no nível do solo, contendo 500 mL de solução de formol 4% e cinco mL de detergente neutro, e um recipiente de 50 mL, suspenso dentro do recipiente coletor, no qual foi colocada a isca de fezes humanas, visto que é considerada a mais atrativa para esta subfamília (Filgueira *et al.*, 2009; Milhomem *et al.*, 2003; Silva & Audino, 2011), provavelmente porque emite mais compostos voláteis, em especial nitrogenados, que os besouros detectam mais facilmente (Correa *et al.*, 2016). Uma tampa de isopor foi suspensa sobre a armadilha, utilizando palitos de bambu, para evitar a dessecação das iscas pelo sol e/ou inundação da armadilha pela chuva.

O material coletado foi mantido em álcool 70% para triagem, no Laboratório de Entomologia Sistemática (UEL). Após montagem, foi identificado pelo Prof. Dr.

Fernando Zagury Vaz-de-Mello do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Mato Grosso. Dos espécimes coletados, uma coleção de referência foi depositada na Seção de Entomologia da Coleção Zoológica da Universidade Federal do Mato Grosso e todos os outros espécimes estão depositados no Museu de Zoologia da Universidade Estadual de Londrina.

### **2.2.3 Análise dos dados**

A riqueza estimada foi obtida através do estimador Bootstrap (intervalo de confiança a 95%) utilizando o programa EstimateS 8.2 (Colwell, 2009). As demais análises estatísticas e os gráficos foram realizados através do programa R versão 3.2.5 (R Development Core Team, 2015).

Os gráficos foram feitos através da função iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) (Hsieh, *et al.*, 2016) que gera os valores da rarefação e a extrapolação dos dados; e o pacote ggplot2 (Wickham, 2009) que é utilizado para plotar os dados na forma gráfica.

Para verificar a distribuição de abundância das espécies na comunidade foi utilizado o “ranque” de abundância das espécies ordenadas (Whittaker 1965), confeccionado a partir do pacote BiodiversityR (Kindt. & Coe, 2005). Para verificar se existem diferenças estatísticas na abundância das espécies entre áreas foi utilizado o teste não paramétrico Wilcoxon-Man-Whitney. Quanto à dominância, que segundo Silveira Neto *et al.* (1976) é a ação exercida pelos organismos dominantes de uma comunidade, foi calculada sobre o limite de dominância (LD), onde frequências menores que limite de dominância são consideradas espécies não dominantes e acima disso espécies dominantes.

Para verificar a especificidade das espécies para cada tipo vegetacional, utilizou-se o método de Valor Indicador Individual (IndVal), desenvolvido por Dufrêne & Legendre (1997). A técnica IndVal atribui um valor de 0-100 para cada espécie, onde zero equivale à não-indicação da espécie como indicador para determinado ambiente e 100 indica que a ocorrência de determinada espécie é característica do ambiente. Foi então realizada uma análise estatística de significância usando o teste de Monte Carlo. Foram realizadas 1.000 randomizações para determinar a significância estatística dos indicadores ( $p < 0,05$ ). Foi necessário utilizar o pacote ‘labdsv’ (Roberts, 2016) para calcular o IndVal através do software R.

Para avaliar se existem diferentes comunidades de Scarabaeinae em diferentes tipos vegetacionais, nas respectivas áreas de estudo, os dados foram analisados a partir de um Escalonamento Multidimensional não Métrico (nMDS), construído a partir de uma matriz de dissimilaridade com distância de Bray-Curtis. O método consiste na criação de uma matriz de dissimilaridade de espécies levando em consideração suas respectivas abundâncias. A partir da matriz é feita uma configuração espacial (ou mapa) dos pontos amostrais, os quais podem ser observados como sendo mais semelhantes pela proximidade dos pontos dentro desta configuração. O valor medido como “stress” indica o ajuste da configuração com os dados originais, sendo que este é menor na medida em que o ajuste é adequado. A significância dos grupos formados na ordenação foi testada a partir de uma análise de variância permutacional multivariada (PERMANOVA), sendo utilizadas 1000 permutações no teste. A PERMANOVA, a matriz de similaridade bem como o nMDS foram feitos através do pacote “vegan” (Oksanen *et al.*, 2016).

### 2.3 RESULTADOS

De janeiro a dezembro de 2015 foram coletados 4492 espécimes, sendo 22 espécies inclusas em 12 gêneros e seis tribos. Destas, 3955 indivíduos foram coletadas na Área 02 e 537 na Área 01 (Tabela 02).

**Tabela 02** – Número de indivíduos por espécie e tribo da subfamília Scarabaeinae coletados locais, em Alvorada do Sul (Área 01) e Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas. A: local aberto, M: remanescente de mata primária; R: reflorestamento.

Espécies	Área 01				Área 02				Total Geral
	A	R	M	Total	A	R	M	Total	
<b>ATEUCHINI</b>									
<i>Uroxys</i> sp01							869	869	869
<i>Uroxys</i> sp02	1			1	1			1	2
<b>CANTHONINI</b>									
<i>Canthon aff. xanthopus</i> (Blanchard, 1843)		1	1	2	4	2	162	168	170
<i>Canthon conformis</i> Harold, 1868	7	71	11	89	25	511	346	882	971
<i>Canthon quinquemaculatus</i> (Castelnau, 1840)			3	3	56	28	8	92	95
<i>Deltochilum aff. komareki</i> Balthasar, 1939			20	20		13	161	174	194
<i>Anomiopus</i> sp01							1	1	1
<b>COPRINI</b>									
<i>Canthidium aff. aterrimum</i> (Harold, 1868)		1	79	80	1	76	508	585	665
<i>Canthidium cavifrons</i> Balthasar, 1939			15	15		1	26	27	42
<i>Canthidium dispar</i> Harold, 1867			11	11	1		15	16	27
<i>Canthidium</i> sp01						2		2	2
<i>Canthidium</i> sp02						2		2	2
<i>Dichotomius aff. carbonarius</i> (Mannerheim, 1929)	1	8	27	36	9	35	27	71	107
<i>Dichotomius sericeus</i> (Harold, 1867)		1	30	31					31
<i>Ontherus azteca</i> Harold, 1869			3	3			1	1	4
<b>ONITICELLINI</b>									
<i>Eurysternus caribaeus</i> (Herbst, 1789)		1	141	142	2	45	668	715	857
<i>Eurysternus nigrovirens</i> Génier, 2009		1		1	87	107		194	195
<i>Eurysternus parallelus</i> Laporte, 1840		2	1	3	6	7	6	19	22
<b>PHANAEINI</b>									
<i>Coprophanaeus cyanescens</i> (d'Olsoufieff, 1924)	8	35	29	72	11	80	42	133	205
<i>Phanaeus splendidulus</i> (Fabricius, 1781)		1	27	28					28
<i>Sulcophanaeus menelas</i> (Laporte, 1840)					2			2	2
<b>ONTHOPHAGINI</b>									

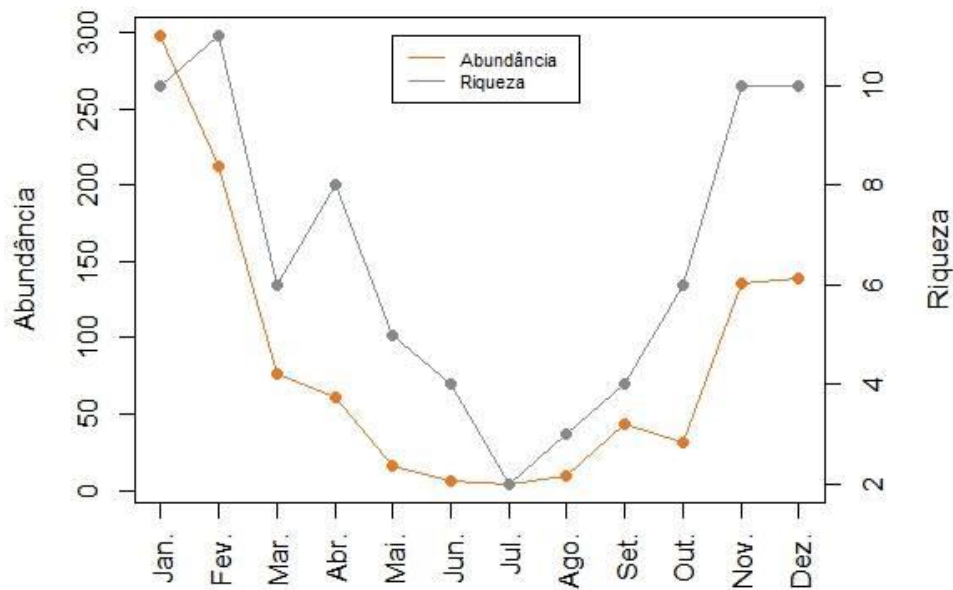
<i>Onthophagus</i> sp01					1			1		1
<b>Abundância</b>	<b>17</b>	<b>122</b>	<b>398</b>	<b>537</b>	<b>206</b>	<b>909</b>	<b>2840</b>	<b>3955</b>		<b>4492</b>
<b>Riqueza</b>	<b>4</b>	<b>10</b>	<b>14</b>	<b>16</b>	<b>13</b>	<b>13</b>	<b>14</b>	<b>20</b>		<b>22</b>

Foram amostradas, na Área 02, 13 espécies em local aberto, 13 em reflorestamento e 14 em remanescente de mata. Para a Área 01 foram coletadas quatro espécies em local aberto, 10 em reflorestamento e 14 no remanescente. O estimador Bootstrap mostra a coleta de dados foi suficiente para amostrar a comunidade de Scarabaeinae em todos os locais (Tabela 03).

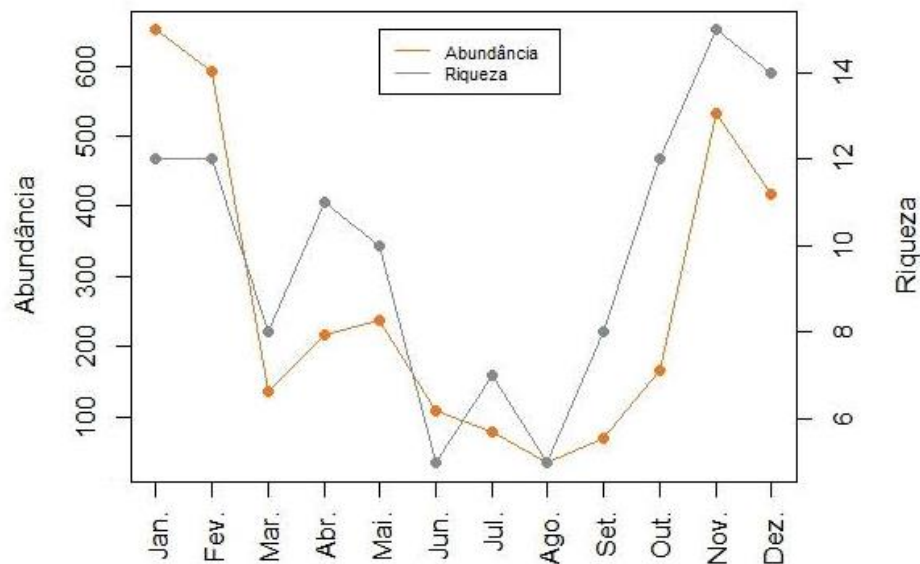
**Tabela 03.** Riqueza observada e estimada de Scarabaeina utilizando Bootstrap, com a totalidade entre parênteses em locais de remanescente de mata e reflorestamento em Alvorada do Sul (Área 01) e Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas.

Áreas de Coleta	Locais	Riqueza Observada	Bootstrap
<b>Área 01</b>	Mata	14	14,76 (95%)
	Reflorestamento	10	12,20 (82%)
<b>Área 02</b>	Mata	14	14,70 (95%)
	Reflorestamento	13	14,16 (92%)

Em ambas as áreas o maior número de indivíduos foi coletado em Janeiro totalizando 966 espécimes e menor número em Agosto com apenas 53 indivíduos. Observa-se uma correlação entre a abundância e a riqueza, onde o número de indivíduos quanto o número de espécies coletadas por mês estão relacionados às condições climáticas, onde mais indivíduos e espécies ocorrem durante a estação quente e úmida. Aumentando a abundância durante a primavera, chegando ao máximo durante o verão, no outono ocorre o decaimento e finalmente o inverno apresenta a menor abundância (Fig. 02 e 03).

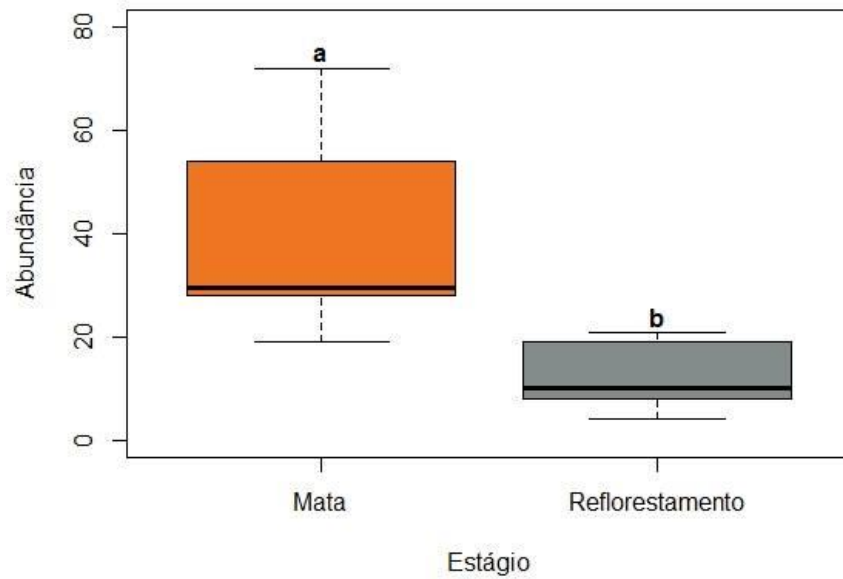


**Figura 02.** Abundância e riqueza de Scarabaeinae por mês coletados em remanescente de mata e reflorestamento em Alvorada do Sul (Área 01), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas.

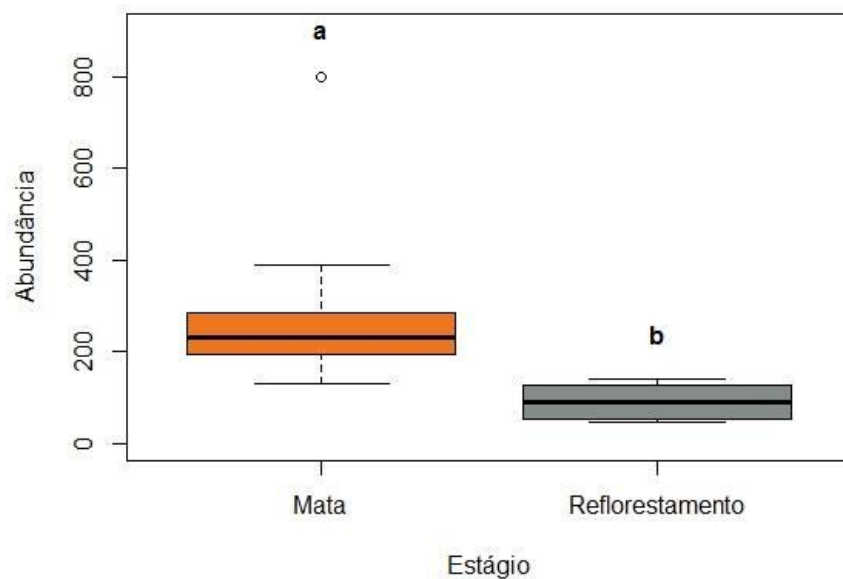


**Figura 03.** Abundância e riqueza de Scarabaeinae por mês coletados em remanescente de mata e reflorestamento em Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas.

Através do teste Wilcoxon-Man-Whitney, a abundância de Scarabaeinae apresentou diferença entre os remanescentes florestais e os reflorestamentos, ocorrendo tanto na Área 01 ( $W=55$  e  $p\text{-valor}=0,0059$ ), quanto na Área 02 ( $W=96$  e  $p\text{-valor}=0,0001$ ) (Fig. 04 e 05)

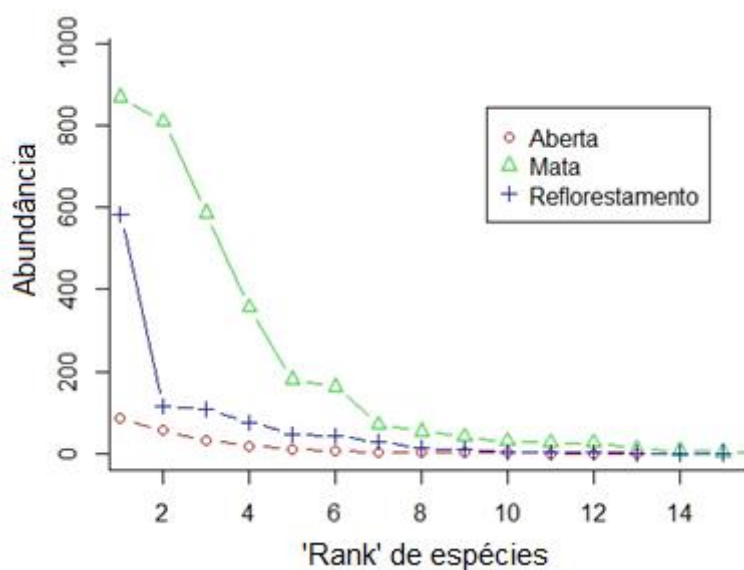


**Figura 04:** Boxplot de abundância de Scarabaeinae coletados em Alvorada do Sul (Área 01), norte do Paraná, Brasil; de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas. Diferentes letras indicam diferenças estatísticas significativas entre as abundâncias, testadas com o teste Wilcoxon-Man-Whitney.



**Figura 05:** Boxplot de abundância de Scarabaeinae coletados em Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil; de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas. Diferentes letras indicam diferenças estatísticas significativas entre as abundâncias, testadas com o teste Wilcoxon-Man-Whitney.

Em relação aos tipos vegetacionais, de maneira geral, observou-se a maior abundância nos remanescentes de mata, seguido dos reflorestamentos e as áreas abertas (Fig. 6).



**Figura 06.** Rank de abundância de indivíduos por espécies de Scarabaeinae coletados em área aberta, fragmento de mata e reflorestamento, em Alvorada do Sul (Área 01) e Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas.

As espécies *Uroxys* sp 01, *Canthidium* sp01, *Canthidium* sp02, *Sulcophanaeus menelas*, *Onthophagus* sp01 e *Anomiopus* sp01 ocorreram apenas na Área 02 e *Dichotomius sericeus* e *Phanaeus splendidulus*, apenas na Área 01. Coprini foi a tribo mais rica com oito espécies e Canthonini a mais abundante com 1430 indivíduos.

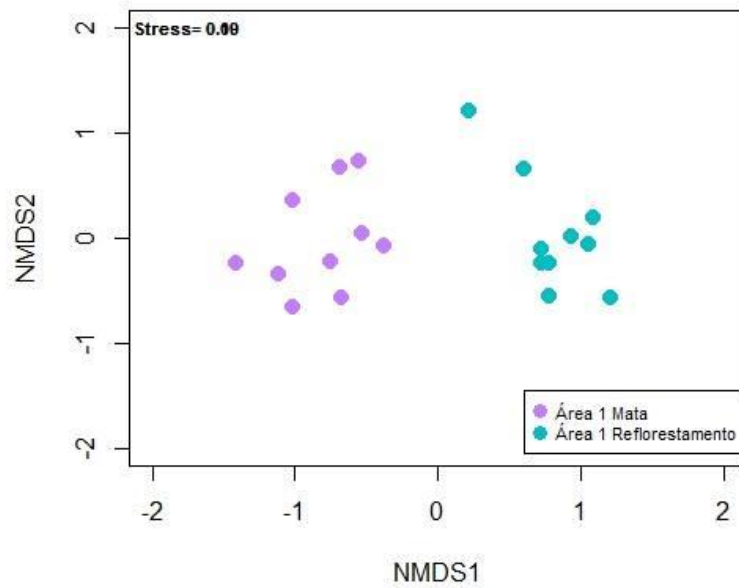
Considerando o agrupamento das comunidades dessas duas áreas de estudo coletou-se 13 espécies em local aberto, 15 em reflorestamento e 16 no remanescente de mata. As espécies que apresentaram maior abundância na

totalidade do trabalho foram: *Canthon conformis* 21,62%, *Uroxys* sp 01 19,35%, *Eurysternus caribaeus* 19,08% e *Canthidium aff. aterrimum* 14,80%. Porém a dominância das espécies se altera em relação a cada local, como se pode observar na tabela 04.

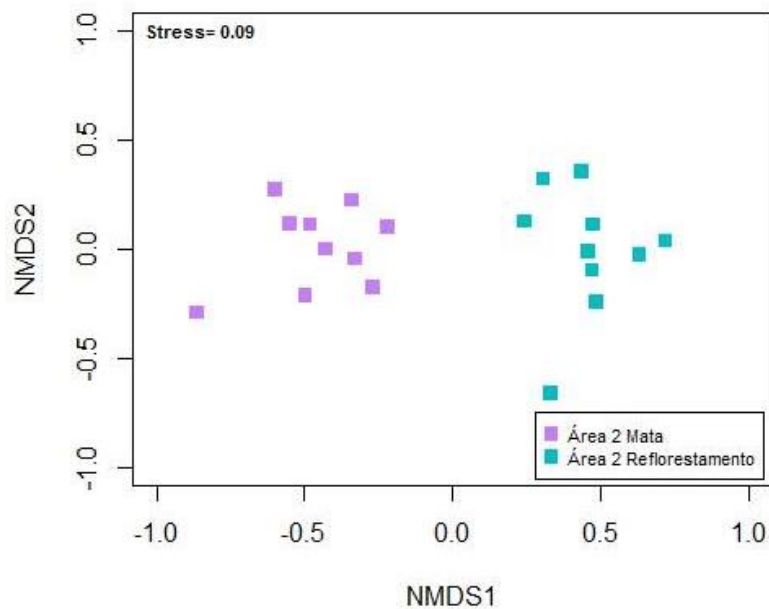
**Tabela 04** – Espécies dominantes em remanescentes de mata e reflorestamentos em Alvorada do Sul (Área 01) e Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas. LD: limite de dominância.

Área 01		Área 02	
<b>Remanescente de Mata</b>	<b>LD=7,14</b>	<b>Remanescente de Mata</b>	<b>LD=7,14</b>
<b>Espécies</b>	<b>Frequência</b>	<b>Espécies</b>	<b>Frequência</b>
<i>Eurysternus caribaeus</i>	35,43	<i>Uroxys</i> sp01	3218,52
<i>Canthidium aff. aterrimum</i>	19,85	<i>Eurysternus caribaeus</i>	2474,07
<i>Dichotomius sericeus</i>	7,54	<i>Canthidium aff. aterrimum</i>	1881,48
<i>Coprophanaeus cyanescens</i>	7,29	<i>Canthon conformis</i>	1281,48
		<i>Canthon aff. xanthopus</i>	600
		<i>Deltochilum aff. komareki</i>	596,3
<b>Reflorestamento</b>	<b>LD=10</b>	<b>Reflorestamento</b>	<b>LD=7,69</b>
<b>Espécies</b>	<b>Frequência</b>	<b>Espécies</b>	<b>Frequência</b>
<i>Canthon conformis</i>	58,2	<i>Canthon conformis</i>	100,59
<i>Coprophanaeus cyanescens</i>	28,69	<i>Eurysternus nigrovirens</i>	21,06
		<i>Coprophanaeus cyanescen</i>	15,75
		<i>Canthidium aff. aterrimum</i>	14,96

A ordenação nMDS separou as armadilhas dos remanescentes de mata e reflorestamento em ambas as Áreas (Fig. 07 e 08). Observações confirmadas através da PERMANOVA, a qual indicou diferença significativa na estrutura das comunidades entre o remanescente e reflorestamento da Área 01 ( $F=19$ ,  $R^2=0,52$ ,  $p=0,001$ ) e também da Área 02 ( $F=17$ ,  $R^2=0,50$ ,  $p=0,001$ ).



**Figura 07.** Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), baseado na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis ( Valor de stress = 0.09) de Scarabaeinae coletados em reflorestamento e remanescente de mata, em Alvorada do Sul (Área 01), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas.



**Figura 08.** Escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), baseado na matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis ( Valor de stress = 0.09) de Scarabaeinae coletados em reflorestamento e remanescente de mata, em Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas

Com o teste de valor individual (IndVal), foram indicadas 11 espécies que apresentaram especificidade quanto ao tipo vegetacional. Observa-se as três espécies com os maiores valores individuais como *Eurysternus caribaeus* (89%), *Canthidium aff. aterrimum* (88%) e *Deltochilum aff. komareki* (65%) todas apresentam indicação remanescente de mata, enquanto *Canthon conformis* (58%) e *Coprophanaeus cyanescens* (46%) apresentam maior especificidade pelo reflorestamento (Tabela 05).

**Tabela 05.** Valor individual de indicação (indVal) de Scarabaeinae coletados em reflorestamento e remanescente de mata em Alvorada do Sul (Área 01) e Rancho Alegre (Área 02), norte do Paraná, Brasil, de janeiro a dezembro de 2015, com armadilha de queda, iscada com fezes humanas.

Espécies	IndVal	p valor	Área	Frequência
<i>Eurysternus caribaeus</i>	89%	0,001	Mata	31
<i>Canthidium aff. aterrimum</i>	88%	0,001	Mata	32
<i>Deltochilum aff. komareki</i>	65%	0,001	Mata	22
<i>Canthon conformis</i>	58%	0,003	Reflorestamento	45
<i>Canthidium dispar</i>	56%	0,001	Mata	13
<i>Canthidium cavifrons</i>	54%	0,001	Mata	12
<i>Canthon aff. xanthopus</i>	51%	0,007	Mata	18
<i>Dichotomius sericeus</i>	48%	0,004	Mata	11
<i>Coprophanaeus cyanescens</i>	46%	0,015	Reflorestamento	38
<i>Uroxys</i> sp01	45%	0,004	Mata	9
<i>Phanaeus splendidulus</i>	39%	0,005	Mata	9

\*frequência: número de armadilhas *pitfall* em que a espécie ocorreu

## 2.4 DISCUSSÃO

Altas taxas precipitacionais e temperatura elevada favorecem o desenvolvimento de escarabeíneos, que são predominantemente tropicais (Halffter & Matthews 1966, Hanski & Cambefort, 1991). Á vista disso, se explica a maior abundância e riqueza durante a época quente e chuvosa, assim como foi observado em Mata Atlântica por Hernández & Vaz-de-Mello (2009).

Em relação à abundância de escarabeíneos nos locais estudados, observa-se diferença entre os remanescentes e os reflorestamentos, o que condiz com a

literatura (Almeida & Louzada, 2009; Díaz *et al.*, 2010). Hernández *et al.* (2014) também observam maior abundância em área preservada em relação a locais de reflorestamento, podendo estar associado a crescente complexidade vegetal. Efeitos negativos da modificação de áreas naturais em relação à riqueza e abundância também foram observados em outros estudos (Vulinec, 2002; Costa, 2013).

Os remanescentes de mata apresentaram maior abundância, enquanto locais de reflorestamento e aberto abrigam um subconjunto empobrecido de espécies de mata primária, o mesmo ocorre em trabalho de Gardner *et al.* (2008). Audino *et al.* (2014) também observaram menor diversidade em áreas de restauração, além da abundância. Inclusive, Bett *et al.* (2014) e Gardner *et al.* (2008) documentaram diminuição no tamanho do corpo das espécies de besouros em áreas degradadas. Demonstrando assim, que mesmo os besouros utilizando estas áreas modificadas, após uma década de reflorestamento as áreas não conseguiram ter uma comunidade como de remanescentes de mata primária.

Silva *et al.* (2014) explica que a retirada da vegetação nativa gera brusca mudança no habitat que ocasionam alterações microclimáticas, tais como: queda na umidade e aumento da intensidade luminosa, que acarreta no ressecamento mais rápido do recurso alimentar e compactação do solo, exercendo efeito negativo na distribuição espacial dos besouros rola-bostas. Deste modo, o fragmento pode estar atuando como uma área de origem (Bett *et al.*, 2014), visto que muitas espécies que ocorrem com grande abundância na mata, ocorrem em menor abundância nos outros locais,. Mesmo com esse deslocamento de espécies, os fragmentos se apresentam únicos, pois muitas espécies florestais são incapazes de deixar os fragmentos (Díaz *et al.*, 2010).

A maior riqueza da tribo Coprini e maior abundância de Canthonini também ocorreram em trabalhos realizados em Mata Atlântica do sul do Brasil, floresta estacional no sul de MG e na floresta Amazônica (Campos & Hernández, 2013; Costa, 2013; Silva *et al.*, 2014).

As espécies *Eurysternus caribaeus* e *Canthidium aff. aterrimum* apresentam dominância em ambos os remanescentes de mata, enquanto no reflorestamento as espécies dominantes em comum são *Canthon conformis* e *Coprophaneus cyanescens*. A diferença entre as espécies dominantes nas áreas pode ser explicada pela preferência de habitat altamente específicos de algumas espécies e

sua associação com determinados vertebrados (Campos & Hernández, 2013). Bogoni *et al.* (2016) esclarece que a composição da comunidade de mamíferos e a estrutura do habitat, , principalmente agindo em conjunto, podem explicar grande parte da variação nas comunidades de besouros de estrume. Isso ocorre pela disponibilidade de fezes de vertebrados, utilizados na alimentação e nidificação, visto que os níveis deste recurso disponível diminuem drasticamente após o desaparecimento de grandes mamíferos e aves em florestas degradadas.

Importante observar que a espécie *Uroxys* sp01 mostra alta dominância no remanescente de mata da Área 02, com alta abundância (869 indivíduos) e coletada apenas neste local. Este gênero é exclusivamente Neotropical, apresentando mais de 50 espécies descritas (Hanski & Cambefort 1991). Algumas espécies, por exemplo, são especializadas em fezes de bicho-preguiça (*Bradypus* sp.), vivendo em forésia com esses animais (Ratcliffe 1980; Young 1981). Dessa forma pode-se supor que *Uroxys* sp 01 tenha relação específica com algum mamífero, como ocorre com outras espécies do mesmo gênero, e este vertebrado pode estar presente, ou em uma maior abundância, apenas no remanescente da Área 02.

Em relação à composição da comunidade, em ambas as áreas o nMDS demonstrou que houve diferença significativa entre os remanescentes de mata e os reflorestamentos. Barragán *et al.* (2011) observam diferenças na composição de espécies onde o ambiente foi degradado em relação às áreas mais preservadas, apresentando também menor riqueza, abundância e diminuição da diversidade funcional na comunidade de besouros rola-bosta. Inferem que alterações antrópicas no ambiente resultam em sérias implicações na dinâmica dos processos ecológicos regulados por Scarabaeinae.

Neste estudo foram encontradas espécies indicadoras para os ambientes analisados. O fragmento de mata, como sistema referencial, revelou maior número de espécies indicadoras, possivelmente apresentando maior número de espécies especialistas desse habitat.

Visto que espécies com alto valor de IndVal apresentam maior especificidade para determinado ambiente, podem ser utilizadas como indicadoras destes locais.

Como indicadoras de fragmentos florestais conservados observaram-se espécies também encontradas em outros estudos com maior abundância ou exclusiva de mata primária: *Canthidium* aff. *aterrimum* (Costa, 2013; Felix, 2014),

*Canthidium cavifrons* (Coppo, 2010; Campos & Hernández, 2013) *Canthidium dispar* (Coppo, 2010; Campos & Hernández, 2013; Felix, 2014), *Canthon aff. xanthopus* (Pacheco *et al.*, 2015), *Deltochilum aff. komareki* (Correa *et al.*, 2016), *Dichotomius sericeus* (Campos & Hernández, 2013), *Eurysternus caribaeus* (Coppo, 2010; Granados *et al.*, 2010; Costa, 2013; Felix, 2014; Silva *et al.*, 2014) e *Phanaeus splendidulus* (Coppo, 2010; Costa, 2013).

Com alta especificidade para o reflorestamento, aparecem duas espécies: *Canthon conformis* (= *Canthon (Canthon) chalybaeus*) e *Coprophanaeus cyanescens*. A primeira foi registrada por Hernández *et al.* (2014) em reflorestamentos de diferentes idades, Lopes *et al.* (2011) observaram esta espécie em floresta secundária e também em área aberta abandonada, sendo considerada, por Silva *et al.* (2011), característica de ecossistemas degradados. A espécie *Coprophanaeus cyanescens* também foi coletada em áreas de floresta secundária por Coppo (2010) e Felix (2014).

Com potencial para indicadores de qualidade ambiental, observam-se as espécies *Canthidium aff. aterrimum* e *Eurysternus caribeus*, visto que ambas apresentam alto valor individual, alta frequência e baixo *p* valor. Além disso, aplicamos estes bioindicadores à comparação dos programas de reflorestamentos. Ocorrendo, com alta abundância, no reflorestamento da Área 02, enquanto no reflorestamento da Área 01 estas espécies apresentam apenas um indivíduo cada, considerado acidental. Em adição, o reflorestamento da Área 02 apresenta *Canthidium aff. aterrimum* como espécie dominante. Dessa forma infere-se que, o reflorestamento da Área 02 está em desenvolvimento mais avançado que da Área 01.

## 2.5 CONCLUSÃO

Pela observação dos aspectos analisados concluímos que, apesar de após uma década os programas de reflorestamentos não possuem uma comunidade igual a mata primária, estão conseguindo criar um ambiente adequado para a manutenção da biodiversidade, sendo subamostras de remanescentes de mata adjacentes. Entretanto com a sugestão de *Canthidium aff. aterrimum* e *Eurysternus caribaeus* como espécies indicadoras de boa qualidade ambiental, infere-se que o

reflorestamento da Área 02 está em melhor desenvolvimento, provavelmente pela estrutura de seu remanescente de mata adjacente.

Dessa forma recomenda-se que a conservação da biodiversidade não deve se limitar a áreas protegidas, visto que no Paraná, representam apenas 2% do estado, e considerando o atual estado de fragmentação da maioria dos ecossistemas tropicais. Para uma ampla conservação é proposto a inclusão de áreas de recuperação e remanescentes florestais menores, visto que apesar de pequenos, ainda mantém uma rica composição de besouros rola-bosta e estas populações podem se expandir se o habitat oferecer condições para tal.

## 2.6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, S. D. S. P. (2006). Diversidade de Scarabaeidae s. str. detritívoros (Coleoptera) em diferentes fitofisionomias da Chapada das Perdizes, Carrancas-MG. Lavras, MG.

Almeida, S. D. S. P., & Louzada, J. N. (2009). Estrutura da comunidade de Scarabaeinae (Scarabaeidae: Coleoptera) em fitofisionomias do Cerrado e sua importância para a conservação. *Neotropical entomology*, **38**(1), 32-43.

Andresen, E. (2003). Effect of forest fragmentation on dung beetle communities and functional consequences for plant regeneration. *Ecography*, **26**(1), 87-97.

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

Barragán, F., Moreno, C. E., Escobar, F., Halffter, G., & Navarrete, D. (2011). Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PLoS One*, **6**(3), e17976.

Bett, J. Z., de Farias, P. M., da Silva, P. G., & Hernández, M. I. M. (2014). Dung beetle communities in coal mining áreas in the process of recovery. *Revista Biotemas*, **27**(3).197- 200.

Bogoni, J. A., Graipel, M. E., de Castilho, P. V., Fantacini, F. M., Kuhnen, V. V., Luiz, M. R., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2016) Contributions of the mammal community, habitat structure, and spatial distance to dung beetle community structure. *Biodiversity and Conservation*, 1-15.

Campos, R. C., & Hernández, M. I. M. (2013). Dung beetle assemblages (Coleoptera, Scarabaeinae) in Atlantic forest fragments in southern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, **57**(1), 47-54.

Coppo, T. L. (2010) Estrutura de comunidades de Scarabaeoidea copronecrófagos (Coleoptera) em áreas de fragmentos florestais e reflorestamentos de mata ciliar. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina.

Correa, C., Puker, A., Korasaki, V., Ferreira, K. R., & Abot, A. R. (2016). Attractiveness of baits to dung beetles in Brazilian savanna and exotic pasturelands. *Entomological Science*, **19**(2), 112-123.

Costa, C. M. Q. D. (2013). Besouros escarabeíneos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos em paisagens fragmentadas de Lavras, MG. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Lavras.

Colwell RK (2009) EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. User's Guide and application published, <<http://purl.oclc.org/estimates>> 10th November 2016

Díaz, A., Galante, E., & Favila, M. E. (2010). The effect of the landscape matrix on the distribution of dung and carrion beetles in a fragmented tropical rain forest. *Journal of Insect Science*, **10**(1), 1- 16.

Dufrêne, M. & Legendre, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, **67**, 345-366.

Durães, R., Martins, W. P., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2005). Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages across a natural forest-cerrado ecotone in Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Entomology*, **34**(5), 721-731.

Favila, M. E., & Halffter, G. (1997). The use of indicator groups for measuring biodiversity as related to community structure and function. *Acta Zoológica Mexicana*, **72**, 1-25.

Feer, F. (2013). Variations in dung beetles assemblages (Coleoptera: Scarabaeidae) within two rain forest habitats in French Guiana. *Revista de Biología Tropical*, **61**(2), 753-768

Felix, P. M. (2014) Estrutura de comunidades de Scarabaeoidia (Coleoptera) em dossel e solo de fragmento florestal, reflorestamento de mata ciliar e área de regeneração natural, Londrina, PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Londrina.

Filgueiras, B. K., Liberal, C. N., Aguiar, C. D., Hernández, M. I. M., & Iannuzzi, L. (2009). Attractivity of omnivore, carnivore and herbivore mammalian dung to Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) in a tropical Atlantic rainforest remnant. *Revista Brasileira de Entomologia*, **53**(3), 422-427.

Gardner, T. A., et al (2008). The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology letters* ,**11**(2), 139-150

Granados, J. M., Kohlmann, B., & Russo, R. (2010) Escarabajos del estiércol como bioindicadores del impacto ambiental causado por cultivos en la región atlántica de Costa Rica. *Tierra Tropical* **6** (2): 181-189

Halffter, G., & Favila, M. E. (1993). The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analyzing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. *Biology International*,**27**(27), 15-21.

Halffter, G., & Matthews, E. G. (1966). The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). *Folia Entomologica Mexicana*. **12**(14), 1-312

Hanski, I., & Cambefort, Y. (Eds.). (1991). *Dung beetle ecology*. Princeton University Press.

Hernández, M. I. M., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2009). Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, **53**(4), 607-613.

Horgan, F. G. (2005). Effects of deforestation on diversity, biomass and function of dung beetles on the eastern slopes of the Peruvian Andes. *Forest Ecology and Management*, **216**(1), 117-133.

Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A.. (2016) *iNEXT: iNterpolation and EXTrapolation for species diversity. R package version 2.0.8*. <<http://chao.stat.nthu.edu.tw/blog/software-download>> 27th June 2016.

ITCG:, Instituto de Terras, Cartografias e Geociências. (2008) *Clima- Estado do Paraná*. <[http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos\\_DGEO/Mapas\\_ITCG/PDF/Mapa\\_Climas\\_A3.pdf](http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Climas_A3.pdf)>. 6th November 2015.

Kindt, R. & Coe, R. (2005) *Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Centre, Nairobi.

Larsen, T. H., & Forsyth, A. (2005). Trap Spacing and Transect Design for Dung Beetle Biodiversity Studies 1. *Biotropica*, **37**(2), 322-325.

Lewinsohn, T. M., Freitas, A. V. L., & Prado, P. I. (2005). Conservação de invertebrados terrestres e seus habitats no Brasil. *Megadiversidade*, **1**(1), 62-69.

Lopes, J., Korasaki, V., Catelli, L. L., Marçal, V. V., & Nunes, M. P. B. (2011). A comparison of dung beetle assemblage structure (Coleoptera: Scarabaeidae):

Louzada, J. N., & Carvalho e Silva, P. R. (2009). Utilisation of introduced Brazilian pastures ecosystems by native dung beetles: diversity patterns and resource use. *Insect Conservation and Diversity*, **2**(1), 45-52.

McGeoch, M. A. (1998). The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, **73**(02), 181-201.

Milhomem, M. S., Vaz-de-Mello, F. Z., & Diniz, I. R. (2003). Técnicas de coleta de besouros copronecrófagos no Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, **38**(11), 1249-1256.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, **403**(6772), 853-858.

Nichols, E., Larsen, T., Spector, S., Davis, A. L., Escobar, F., Favila, M. & Network, T. S. R. (2007). Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. *Biological conservation*, **137**(1), 1-19.

Nichols, E., Spector, S., Louzada, J., Larsen, T., Amezcua, S., Favila, M. E., & Network, T. S. R. (2008). Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological conservation*, **141**(6), 1461-1474.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens M.H.H. & Wagner, H., (2016). *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.3-4*. <<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>>25th June 2016.

Oliveira, V. H. F., Souza, J. G. M., Vaz-de-Mello, F. Z., de Siqueira Neves, F., & Fagundes, M. (2011). Variação na fauna de besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabaeinae) entre habitats de cerrado, mata seca e mata ciliar em uma região de transição Cerrado-Caatinga no norte de Minas Gerais. *Instituto Estadual de Florestas MG*

Pacheco T. L., *et al.* (2015) Besouros rola-bostas (Insecta: Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) In Rodrigues D. J. et al (ed.), *Biodiversidade do Parque Estadual Cristalino*, **1**, 141- 154.

Philips, T. K., Pretorius, E., & Scholtz, C. H. (2004). A phylogenetic analysis of dung beetles (Scarabaeinae: Scarabaeidae): unrolling an evolutionary history. *Invertebrate Systematics*, **18**(1), 53-88.

R Development Core Team. (2015) *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. <<http://www.R-project.org>> 14th June 2016.

Ratcliffe, B. C. (1980). New species of Coprini (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) taken from the pelage of three toed sloths (*Bradypus tridactylus* L.) (Edentata: Bradypodidae) in central Amazonia with a brief commentary on scarab-sloth relationships. *The Coleopterists' Bulletin*, **34** (4), 337-350.

Roberts, D.W. (2016). *labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology. R package version 1.8-0*. <<https://CRAN.R-project.org/package=labdsv>> 28th June 2016.

Scarabaeinae) between an Atlantic forest fragment and adjacent abandoned pasture in Paraná, Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, **28**(1), 72-79.

Silva, P. D., Vaz-de-Mello, F. Z., & Di Mare, R. A. (2011). Guia de identificação das espécies de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) do município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biota Neotropica*, **11**(4), 329-345.

Silva, P. G., & Audino, L. D. (2011). Escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae) atraídos a diferentes iscas em campo nativo de Bagé, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, **13**(1), 241- 247

Silva, P. G., & Hernández, M. I. M. (2015). Spatial patterns of movement of dung beetle species in a tropical forest suggest a new trap spacing for dung beetle biodiversity studies. *PloS one*, **10**(5), e0126112.

Silva, R. J., Coletti, F., Costa, D. A., & Vaz-de-Mello, F. Z. (2014). Rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de florestas e pastagens no sudoeste da Amazônia brasileira: Levantamento de espécies e guildas alimentares. *Acta Amazonica*, **44** (3), 345-352.

Silveira-Neto, S., Nakano, O.; Barbin, D. & Villa-Nova, N. A. (1972) Manual de ecologia dos insetos, Piracicaba, São Paulo: Editora Agronômica Ceres LTDA., 419 p.

Soares F.S., & Medri M. E., (2002). Alguns aspectos da colonização da bacia do rio Tibagi In: Medri M. E. *et al*, *Bacia do rio Tibagi*. **1**, 69-80.

Veloso, H. P., Oliveira-Filho, L. C., Vaz, A. M. S. F., Lima, M. P. M., Marquete, R., & Brazao, J. E. M. (1992). Manual técnico da vegetação brasileira. *Rio de Janeiro: IBGE*.

Vulinec, K. (2002). Dung Beetle Communities and Seed Dispersal in Primary Forest and Disturbed Land in Amazonia. *Biotropica*, **34**(2), 297-309.

Whittaker, R.H., (1965). Dominance and diversity in land plant communities. *Science*. **147**, 250-260.

Wickham, H. (2009). *ggplot2: elegant graphics for data analysis*. Springer Science & Business Media.

Young, O. P. (1981). The utilization of sloth dung in a Neotropical forest. *The Coleopterists' Bulletin*, **35** (4), 427-430.

Zanella, L. (2011). *Análise da interferência antrópica na fragmentação da Mata Atlântica e modelos de simulação da paisagem na microrregião da Serra da Mantiqueira do Estado de Minas Gerais*. Lavras, MG.

# APÊNDICES

**APÊNDICE A:** Lista de espécies vegetais encontradas em remanescente de mata primária de Alvorada do Sul (Área 01), norte do estado do Paraná, Brasil.

<b>ESPÉCIE</b>	<b>FAMÍLIA</b>
<i>Acacia polyphylla</i> DC.	Fabaceae
<i>Actinostemon concolor</i> (Spreng.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae
<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth) Burkart	Fabaceae
<i>Allophylus edulis</i> (A. St. - Hil.) Radlk	Sapindaceae
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Rubiaceae
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	Fabaceae
<i>Annona sylvatica</i> A.St- Hil	Annonaceae
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	Apocynaceae
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	Nyctaginaceae
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O.Berg	Myrtaceae
<i>Casearia gossypiosperma</i> Briq.	Salicaceae
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Sapotaceae
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i> (Hassl.) M.J Silva	Fabaceae
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Eugenia verruculosa</i> DC.	Myrtaceae
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolaccaceae
<i>Guarea macrophylla</i> (Vell.) T. D. Penn	Meliaceae
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Fabaceae
<i>Machaerium paraguariensis</i> Hassl.	Fabaceae
<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	Fabaceae
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	Rutaceae
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae
<i>Nectandramegapotamica</i> (Spreng.) Mez	Lauraceae
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	Picramniaceae
<i>Pilocarpus pennatifolius</i> Lem.	Rutaceae
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae
<i>Poecilanthus parviflora</i>	Fabaceae
<i>Ruprechtia laxiflora</i> Meissn.	Polygonaceae
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.)W.C. Burger	Moraceae
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Arecaceae
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	Meliaceae
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	Meliaceae
<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	Meliaceae
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Meliaceae

**APÊNDICE B:** Lista de espécies vegetais encontradas em remanescente de mata primária de Rancho Alegre (Área 02), norte do estado do Paraná, Brasil.

<b>ESPÉCIE</b>	<b>FAMÍLIA</b>
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Euphorbiaceae
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	Apocynaceae
<i>Astronium graveolens</i> Jacq.	Anacardiaceae
<i>Balfourodendron riedelianum</i> (Engl.) Engl.	Rutaceae
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	Nyctaginaceae
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Meliaceae
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	Myrtaceae
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Salicaceae
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Engl.	Sapotaceae
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Rhaminaceae
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae
<i>Eugenia florida</i> DC.	Myrtaceae
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	Myrtaceae
<i>Eugenia subterminalis</i> D. Legrand	Myrtaceae
<i>Ficus glabra</i> Vell.	Moraceae
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolaccaceae
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Meliaceae
<i>Holocalyx balansae</i> Micheli	Fabaceae
<i>Jacaranda micrantha</i> Cham.	Bignoniaceae
<i>Inga striata</i> Benth.	Fabaceae
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Fabaceae
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	Phyllanthaceae
<i>Metrodorea nigra</i> A.St.-Hil.	Rutaceae
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	Monimiaceae
<i>Myrcia laruotteana</i> Cambess.	Myrtaceae
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Primulaceae
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Lauraceae
<i>Picramnia ramiflora</i> Planch.	Picramniaceae
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	Fabaceae
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	Salicaceae
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Rosaceae
<i>Rollinia sylvatica</i> (A.St.-Hil.) Mart.	Annonaceae
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Araliaceae
<i>Senna pendula</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger et al.	Moraceae
<i>Trichilia pallida</i> Sw.	Meliaceae
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	Rutaceae
<i>Zeyheria tuberculosa</i> (Vell.) Bureau ex Verl.	Bignoniaceae

**APÊNDICE C:** Lista de espécies utilizadas no plantio das diferentes áreas de restauração mata ciliar em Alvorada do Sul (Área 01) e Rancho Alegre (Área 02), norte do estado do Paraná, Brasil.

<b>ESPÉCIE</b>	<b>FAMÍLIA</b>
<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	Lamiaceae
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Euphorbiaceae
<i>Anadenanthera macrocarpa</i> (Benth.) Brenan	Fabaceae
<i>Bastardiopsis densiflora</i> (Hook. & Arn.) Hassl.	Malvaceae
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Fabaceae
<i>Bougainvillea spectabilis</i> Willd.	Nyctaginaceae
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Urticaceae
<i>Ceiba speciosa</i> (A. St. -Hil.) Ravenna	Malvaceae
<i>Cestrum intermedium</i> Sendtn.	Solanaceae
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Rhaminaceae
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Boraginaceae
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Euphorbiaceae
<i>Croton urucurana</i> Baill.	Euphorbiaceae
<i>Cytharexylum myrianthum</i> Cham.	Verbenaceae
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong	Fabaceae
<i>Ficus guaranitica</i> Chodat	Moraceae
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae
<i>Gallesia integrifolia</i> (Spreng.) Harms	Phytolaccaceae
<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	Euphorbiaceae
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Malvaceae
<i>Heliocarpus popayanensis</i> Kunth	Malvaceae
<i>Inga affinis</i> DC.	Fabaceae
<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	Fabaceae
<i>Ingasp.</i> 1	Fabaceae
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	Anacardiaceae
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Fabaceae
<i>Phytolacca dioica</i> L	Phytolaccaceae
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F. Macbr.	Fabaceae
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Rosaceae
<i>Pterogyne nitens</i> Tul.	Fabaceae
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	Anacardiaceae
<i>Tabernaemontana catharinensis</i> A.DC.	Apocynaceae
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae

**APÊNDICE D:** 01) *Uroxys* sp01, 02) *Uroxys* sp02, 03) *Canthon aff. xanthopus*, 04) *Canthon conformis*, 05) *Canthon quinquemaculatus*, 06) *Deltochilum aff. komareki*, 07) *Canthidium aff. aterrimum*, 08) *Canthidium cavifrons*, 09) *Canthidium dispar*, 10) *Canthidium* sp01, 11) *Canthidium* sp02, 12) *Dichotomius aff. carbonarius*, 13) *Dichotomius sericeus*, 14) *Ontherus azteca*, 15) *Eurysternus caribaeus*, 16) *Eurysternus parallelus*, 17) *Eurysternus nigrovirens*, 18) *Coprophanæus cyanescens*, 19) *Phanaeus splendidulus*, 20) *Sulcophanaeus menelas*, 21) *Onthophagus* sp01, 22) *Anomiopus* sp01. Escala: 0,5 cm.

