



VANESCA KORASAKI

**RESPOSTAS ESPACIAIS E TEMPORAIS DA
COMUNIDADE DE ESCARABEÍNEOS E
FORMIGAS AO GRADIENTE DE USO DA
TERRA, NO NOROESTE DA AMAZÔNIA**

LAVRAS – MG

2011

VANESCA KORASAKI

**RESPOSTAS ESPACIAIS E TEMPORAIS DA COMUNIDADE DE
ESCARABEÍNEOS E FORMIGAS AO GRADIENTE DE USO DA
TERRA, NO NOROESTE DA AMAZÔNIA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração Entomologia Agrícola, para a obtenção do título de Doutor.

Orientador

Dr. Ronald Zanetti

LAVRAS – MG

2010

**Ficha Catalográfica Preparada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Korasaki, Vanesca.

Respostas espaciais e temporais da comunidade de escarabeíneos
e formigas ao gradiente de uso da terra, no noroeste da Amazônia /
Vanesca Korasaki. – Lavras : UFLA, 2011.

214 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2010.

Orientador: Ronald Zanetti Bonetti Filho.

Bibliografia.

1. Bioindicador. 2. Conservação da Amazônia. 3. Floresta
tropical. 4. Formicidae. 5. Rola-bosta. I. Universidade Federal de
Lavras. II. Título.

CDD – 333.9516098113

VANESCA KORASAKI

**RESPOSTAS ESPACIAIS E TEMPORAIS DA COMUNIDADE DE
ESCARABÉINEOS E FORMIGAS AO GRADIENTE DE USO DA
TERRA, NO NOROESTE DA AMAZÔNIA**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Agronomia, área de concentração Entomologia Agrícola, para à obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 08 de Outubro de 2010.

Dra. Carla Rodrigues Ribas	UFLA
Dr. Toby Alan Gardner	UNIVERSITY OF CAMBRIDGE
Dra. Letícia Maria Vieira	UFSJ
Dra. Priscila Paixão Lopes	UEFS

Dr. Ronald Zanetti
Orientador

**LAVRAS – MG
2010**

A Deus,

pela presença e concessão de força, sabedoria e equilíbrio

OFEREÇO

A minha mãe,

pelo amor e incentivo.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter me concedido saúde e disposição para o desenvolvimento deste trabalho, pois sem ELE nada seria possível.

A minha mãe Teruco, pelo apoio incondicional em todos os meus passos e decisões, pelo amor, carinho e amizade e ao meu pai Pedro (*in memoriam*), pelo exemplo de honestidade e princípios.

A meus irmãos Sidnei e Márcia e sobrinhos Thiago, Giulia e Vitória pelo incentivo e amor.

Às meninas da minha república: Cleide (cure) e Livia (bagé) e agregados, pelo apoio nos momentos de estresse e pela amizade.

Ao meu namorado Rodrigo Fagundes Braga que me ajudou em todos os passos deste projeto, desde a coleta de dados até a finalização deste trabalho, fazendo com que tudo se tornasse muito mais fácil e com certeza mais divertido (quem o conhece sabe o que eu estou dizendo).

Aos meus orientadores e co-orientadores de graduação e mestrado Dr. George Gardner Brown, prof. Dr. Amarildo Pasini e Dra. Lenita Jacob (*in memoriam*) pelo exemplo de dedicação, seriedade e comprometimento com a pesquisa que eu guardo comigo e por toda a amizade e confiança depositada.

Ao prof. Dr. Ronald Zanetti por toda a orientação, amizade, pela confiança depositada e por me permitir realizar todos os outros projetos paralelos a este.

Ao prof. Dr. Júlio Louzada por toda a orientação, amizade, ensinamentos e por toda a confiança em mim depositada, que eu espero aproveitar.

Aos professores do departamento de Entomologia e do Setor de Ecologia pelos ensinamentos.

A todos os amigos de Londrina que são tantos, e mesmo longe estão perto nas recordações.

Às comunidades indígenas Nova Aliança e Guanabara II pelo apoio no trabalho, por permitir livre acesso as suas terras para esta pesquisa e por me possibilitar conhecer uma cultura admirável.

À Lina e ao Puker pela ajuda nas coletas e pela amizade, à Thami e à Dani, pela ajuda na montagem das formigas e à Bina e à Amanda que foram imprescindíveis para a realização deste trabalho e pela amizade, que vou guardar com esmero.

Ao pessoal do laboratório de Entomologia Florestal (DEN) e ao pessoal do Setor de Ecologia pelo apoio, incentivo e amizade, em especial à minha família em Lavras, “os rola-bosteiros”, que não vou colocar nomes, para não ser injusta com ninguém, todos são igualmente importantes para mim.

Ao prof. Dr. Fernando Zagury Vaz de Mello, pela amizade, apoio, incentivo e por toda a ajuda na identificação dos escarabeíneos.

Ao pessoal do laboratório de Biossistemática Animal, da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia (UESB) pelo apoio durante minha estadia e em especial ao prof Dr. Sébastien Lacau, pela amizade, por todo o apoio e ajuda na identificação das formigas.

Ao Centro de Pesquisas do Cacau - CEPEC e à Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira - CEPLAC e ao prof. Dr. Jacques Delabie e sua equipe pela ajuda na identificação das formigas e por permitir livre acesso a coleção do laboratório.

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Entomologia, por propiciar ensino gratuito e de qualidade.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), pela concessão da bolsa e pelo papel fundamental no desenvolvimento no ensino superior do Brasil.

Ao projeto “Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity (SCM-BGBD)”, que é coordenado pelo Tropical Soil Biology and Fertility Institute do CIAT (TSFB-CIAT) com cofinanciamento do “Global Environmental Facility” (GEF), e suporte para implementação do “United Nations Environment Program” (UNEP).

À floresta Amazônica por me permitir conhecer algo tão maravilhoso e aos besouros e formigas, pois sem eles eu não poderia realizar este trabalho.

A todos que de forma direta ou indireta colaboraram para a realização deste trabalho.

Muito obrigada!

RESUMO

A floresta Amazônica apresenta uma enorme diversidade biológica e cultural. A região de Benjamin Constant no Alto Solimões se diferencia de outras regiões amazônicas, principalmente por apresentar relativamente pouca intervenção humana. As comunidades indígenas das etnias ticuna e cocama estão localizadas nestas áreas e praticam a agricultura de pequena escala, sistema agroflorestal e extração vegetal, além da caça e pesca. Os sistemas se apresentam em um mosaico de florestas primárias e secundárias e cultivos agrícolas, sem uso de fertilizantes, corretivos ou produtos fitossanitários. A área representa um dos mais importantes “hotspot” em termos de agrobiodiversidade. O estudo foi realizado em seis diferentes sistemas de uso da terra: floresta primária, floresta secundária velha (áreas com mais de cinco anos de abandono), floresta secundária nova (áreas com menos de cinco anos de abandono), agrofloresta, agricultura e pastagem. O objetivo geral do trabalho foi verificar o papel desses sistemas na manutenção da diversidade de formigas e de besouros escarabeíneos, investigando o impacto da intensidade de uso da terra sobre esses organismos, os quais são amplamente utilizados como indicadores ecológicos. Os objetivos foram: estudar a estrutura da comunidade de escarabeíneos em relação a intensificação do uso da terra em dois anos de coleta (chuva – 2004 e chuva – 2008); verificar a variação temporal sazonal curta (chuva – 2008 e seca – 2008) e longa (chuva – 2004 e chuva – 2008; chuva – 2004 e seca – 2008) da estrutura da comunidade destes besouros; estudar a taxocenose deste grupo e verificar a estrutura da comunidade de formigas em relação à intensificação do uso da terra, utilizando duas metodologias de coleta (winkler e pitfall). Os besouros escarabeíneos foram eficientes indicadores da intensidade de uso da terra na região estudada. Temporalmente os extremos do gradiente de uso da terra: floresta primária e pastagem se mantiveram ricos e pobres em número de espécie de escarabeíneos, respectivamente, sendo bastante estáveis em relação a este parâmetro. Houve troca de dominância de espécies em um período de quatro anos. As florestas secundárias e os sistemas de uso da terra ajudam a manter a diversidade gama, sendo as florestas secundárias importantes por conservar características que suportam um grande número de espécies que são indicadoras de floresta primária. Quanto maior a intensidade de uso, menor é a riqueza de besouros e maior é o aumento da dominância de espécies, com conseqüente diminuição da equitatividade. Os grupos funcionais de escarabeíneos responderam distintamente ao uso da terra, assim como espécies isoladas. As formigas também foram eficientes indicadores da intensidade de uso da terra. A metodologia de coleta influenciou os resultados. O método de winkler apresentou mais espécies na floresta e menos na pastagem, o método de pitfall apresentou maior número de espécies na floresta primária, floresta

secundária nova e na agrofloresta e menor na pastagem e na floresta secundária velha. Quando se utiliza a estrutura, ambas as metodologias apresentaram resultados semelhantes. A metodologia de winkler capturou mais espécies somente na floresta primária e na floresta secundária velha. A estrutura da comunidade das formigas coletadas com pitfall e winkler são diferenciadas dentro de cada sistema. A mudança da floresta primária para outro sistema de uso da terra mostrou resultados diferentes de perda de espécies, conforme a metodologia utilizada.

Palavras-chave: Bioindicador. Biodiversidade. Diversidade beta. Floresta Tropical. Valor de conservação.

ABSTRACT

The Amazon forest is home to enormous biological and cultural diversity. The region of the Benjamin Constant city in upper Solimões differs from other Amazonian regions, mainly due to the relatively little human intervention. Ethnic Ticuna and Cocama indigenous communities are located in these areas and engage in small farming scale, agroforestry and plant extraction, in addition to hunting and fishing. The region is a mosaic of primary and secondary forests, and tillage without the use of fertilizers, lime or pesticides; and it represents one of the most important “hotspots” in terms of agrobiodiversity. The study was conducted in six different system of land use: primary forest, old secondary forest (areas with more than five years of abandonment), young secondary forest (areas with less than five years of abandonment), agroforestry, agriculture and pasture. The overall objective of this work was verify the role of these system in maintaining dung beetle and ant diversities, investigating the impact of intensity of land use on these organisms, which are widely used as ecological indicators. Objectives were: to study the structure of dung beetle communities in relation to intensification of land use in two years of collection (rain – 2004 and rain- 2008) and verify the short (rain – 2008 and drought – 2008) and long temporal and seasonal variation (rain – 2004 and rain – 2008; rain – 2004 and drought – 2008) of community structure of these beetles; to study the taxocoenosis of this group and to study the structure of ant communities in relation to intensification of land use, using two collection methods (winkler and pitfall). The dung beetles were efficient indicators of the intensity of land use in this region. The extremes of the land use gradient primary forest and pasture, remained temporally rich and poor according to number of dung beetle species, respectively, where this parameter was quite stable. There was an exchange of species dominance in a period of four years. Secondary forests and land use systems help maintain the species diversity, being important that the forests retain features that support a large number of indicator species of primary forest. The higher the intensity of use, the lower the beetle richness and the greater the increase in evenness. Dung beetles functional groups responded differently to land use, as well as isolated species. Ants were also efficient indicators of the intensity of land use, but the sampling method influences the results. The winkler trap presents more consistent results than pitfall trap for the distinction of systems when using data richness. When using structure, both approaches showed similar results. The winkler method captured more species only in primary and secondary old forests. Structure of ant communities collected in pitfall and winkler traps are differentiated within each system. The change of primary forest to another system of land use showed

different results of species loss, in accordance with the method used, thus care must be taken in choosing the method used to catch ants.

Keywords: Bioindicator. Biodiversity. Beta diversity. Tropical forest. Conservation value.

LISTA DE GRÁFICOS

CAPÍTULO 1

Gráfico 1	Curva de acumulação de espécies de besouros Scarabaeinae, coletados em três épocas, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada indica o intervalo de confiança (95%)	78
Gráfico 2	Rank de espécies de besouros Scarabaeinae, em três épocas, coletados em seis diferentes sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. A) <i>Eurysternus caribaeus</i> , B) <i>Onthophagus</i> aff. <i>haemathopus</i> , C) <i>Onthophagus</i> aff. <i>bidentatus</i> , D) <i>Eurysternus hypocrita</i> , E) <i>Canthon proseni</i> , F) <i>Onthophagus</i> aff. <i>acuminatus</i> , G) <i>Canthon triangularis</i> , H) <i>Ontherus pubens</i> , I) <i>Oxystenon silenus peruanum</i> , J) <i>Eurysternus strigilatus</i> , K) <i>Pseudocanthon</i> aff. <i>xanthurus</i> , L) <i>Onthophagus</i> aff. <i>marginicollis</i> , M) <i>Canthon mutabilis</i> ...	80
Gráfico 3	“Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) para a comunidade de besouros Scarabaeinae coletados em três épocas, em cada um dos seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil	82
Gráfico 4	Proporção de mudança temporal de guildas de besouros Scarabaeinae entre três épocas, em seis diferentes sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Valor em cada parte da barra representa o número de espécies em cada guilda funcional, Benjamin Constant, AM	85
Gráfico 5	Partição espacial da diversidade gama. Contribuição de cada nível hierárquico de amostragem na diversidade total, onde: α_1 = diversidade nos pontos amostrais de cada sistema, β_1 = troca de espécies entre os pontos amostrais de cada sistema, β_2 = troca temporal de espécies entre os diferentes sistemas. Riqueza esperada baseada em 10000 aleatorizações	86

CAPÍTULO 2

Gráfico 1	Número de indivíduos (média + SE) coletados em armadilhas de queda iscada com fezes humanas, em diferentes sistemas de uso da terra, mediante a análise de contraste. FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSV = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem. Letras iguais em cada campanha não apresentam diferença significativa ($p < 0.001$).	113
-----------	--	-----

Gráfico 2	Curva de acumulação de espécies de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, na época de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada indica o intervalo de confiança (95%) da floresta primária	114
Gráfico 3	Rank de espécies de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, em duas épocas de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. A) <i>Eurysternus caribaeus</i> , B) <i>Onthophagus</i> aff. <i>haemathopus</i> , C) <i>Onthophagus</i> aff. <i>bidentatus</i> , D) <i>Onthophagus</i> aff. <i>acuminatus</i> , E) <i>Canthon triangularis</i> , F) <i>Ontherus pubens</i> , G) <i>Pseudocanthon</i> aff. <i>xanthurus</i> , H) <i>Onthophagus</i> aff. <i>marginicollis</i> , I) <i>Eurysternus hypocrita</i> , J) <i>Canthon proseni</i> , K) <i>Oxysternon silenus peruanum</i> , L) <i>Eurysternus strigilatus</i> , M) <i>Canthon mutabilis</i> , N) <i>Dichotomius</i> sp. nov. aff. <i>podalirius</i> , O) <i>Coprophanaeus telamon</i> , P) <i>Gromphas aeruginosa</i> , Q) <i>Dichotomius fortistriatus</i> , R) <i>Phanaeus bispinus</i>	116
Gráfico 4	“Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) segundo sua: A) abundância, B) biomassa e C) presença e ausência das espécies para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, em duas coletas nas épocas de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil.....	118
Gráfico 5	Partição espacial da diversidade gama. Contribuição de cada nível hierárquico de amostragem na diversidade total, em que: $\alpha 1$ = diversidade nos pontos amostrais, $\beta 1$ = troca de espécies dentre os pontos amostrais, $\beta 2$ = troca de espécies entre os sistemas de uso da terra. Riqueza esperada baseada em 10000 aleatorizações	120
Gráfico 6	Proporção de mudança de guildas de besouros escarabeíneos em relação ao número de espécies (lado esquerdo) e abundância (lado direito) coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, em duas coletas de época de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Valor em cima de cada barra do lado esquerdo da Gráfico representa o número de espécies e do lado direito a abundância dentro de cada sistema, Benjamin Constant, AM	121

Gráfico 7	Número de espécies indicadoras da floresta primária, presentes nos outros sistemas de uso da terra, em duas coletas de época de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada representa o número de espécies indicadoras para a floresta primária em cada coleta. FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem	123
-----------	---	-----

CAPÍTULO 4

Gráfico 1	Número de espécies de formicídeos (média + SE) entre diferentes sistemas de uso da terra, mediante a análise de contraste, utilizando duas metodologias de coleta, Benjamin Constant, AM. FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem. Letras iguais em cada Gráfico não apresentam diferença significativa ($p < 0,05$)	178
Gráfico 2	“Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) segundo a presença e ausência para a comunidade de formicídeos, coletados com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil	179
Gráfico 3	Número de espécies (média + SE) de formicídeos coletados com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Letras iguais dentro de cada sistema não apresentam diferença significativa pela análise de contraste ($p > 0,05$)	181
Gráfico 4	Curva de acumulação de espécies de formicídeos, coletados com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada indica o intervalo de confiança (95%)	182
Gráfico 5	“Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) segundo a presença e ausência das espécies de formicídeos, coletados com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil	183
Gráfico 6	Porcentagem de espécies de formicídeos compartilhadas e não compartilhadas com a floresta primária coletadas com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil	184

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1	Caracterização e número de pontos coletados em três épocas, em seis sistemas de uso da terra, nas três áreas do município de Benjamin Constant, Amazonas, Brasil	69
Tabela 2	Número de indivíduos de besouros Scarabaeinae coletados em três épocas, Benjamin Constant, AM, Brasil	74
Tabela 3	Número de indivíduos (média + SE) em três épocas, em diferentes sistemas de uso da terra, mediante a análise de contraste. Letras iguais na linha não apresentam diferença significativa ($p < 0.05$)	77
Tabela 4	Valores de R da análise de similaridade (ANOSIM) para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em três épocas, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil (* $p < 0,05$). FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem	83
Tabela 5	Valores de t das comparações da homogeneidade da variância e valores de t para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em três épocas, em seis sistema, Benjamin Constant, AM, Brasil (* $p < 0,05$). FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem	83

CAPÍTULO 2

Tabela 1	Caracterização e número de pontos coletados em seis sistemas de uso da terra, nas três áreas do município de Benjamin Constant, Amazonas, Brasil	104
Tabela 2	Número de indivíduos por espécie e tribos de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, na época de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Floresta primária (FP), floresta secundária velha (FSV), floresta secundária nova (FSN), agrofloresta (AF), agricultura (AG) e pastagem (P)	110

Tabela 3	Valores de R das comparações de análise de similaridade (ANOSIM), baseado nos dados de abundância, para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, em duas épocas: chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil (* p<0,05)	117
Tabela 4	Comparações da homogeneidade da variância dos pontos amostrais, entre os diferentes sistemas de uso da terra para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, na época de chuva de 2004, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. (* p<0,05). FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem	119
Tabela 5	Comparações da homogeneidade da variância dos pontos amostrais, entre os diferentes sistemas de uso da terra para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, na época de chuva de 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. (* p<0,05). FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem	119
Tabela 6	Valor de indicação das espécies de besouros Scarabaeinae (p<0.05), coletadas em armadilha de queda iscada com fezes humanas em duas épocas: chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, AF = agrofloresta, AG = agricultura	122
CAPÍTULO 3		
Tabela 1	Número de indivíduos por espécie capturada em diferentes sistemas de uso da terra em três períodos distintos, Benjamin Constant, AM, Brasil. Floresta primária (FP), floresta secundária velha (FSV), floresta secundária nova (FSN), agrofloresta (AF), agricultura (AG) e pastagem (P)	147
CAPÍTULO 4		
Tabela 1	Caracterização e número de pontos coletados em seis sistemas de uso da terra, utilizando duas metodologias, em três áreas do município de Benjamin Constant, Amazonas, Brasil	173

Tabela 2	Análise de similaridade (ANOSIM) e valores de R para a comunidade de formicídeos, coletados através de duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil (*p<0,05)	179
----------	---	-----

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	21
2	REFERÊNCIAL TEÓRICO	23
2.1	Amazônia	23
2.2	Transformação do habitat e efeitos sobre a diversidade	24
2.3	Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae)	27
2.3.1	Alimentação	28
2.3.2	Alocação de recurso	29
2.3.2.1	Roladores	30
2.3.2.2	Escavadores	30
2.3.2.3	Residentes	30
2.3.3	Funções ecológicas	31
2.3.4	Efeitos dos distúrbios nos besouros escarabeíneos	33
2.4	Formigas (Hymenoptera: Formicidae)	35
2.4.1	Formigas como indicadores biológicos	35
2.4.2	Funções ecológicas	37
2.4.3	Efeitos do distúrbio nas formigas	39
	REFERÊNCIAS	41
	CAPÍTULO 1 Variação temporal na comunidade de besouros Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em diferentes sistemas de uso da terra na Amazônia	62
1	INTRODUÇÃO	65
2	MATERIAL E MÉTODOS	68
2.1	Área de estudo e seleção de área	68
2.2	Coleta de besouros	70
2.3	Análises dos dados	71
3	RESULTADOS	74
3.1	Padrão temporal de abundância e diversidade	74
3.2	Padrão temporal de composição	79
4	DISCUSSÃO	87
4.1	Variação temporal na diversidade e abundância	87
4.2	Variação temporal na estrutura de guildas	89
5	CONCLUSÃO	90
	REFERÊNCIAS	91
	CAPÍTULO 2 Resposta da estrutura da comunidade de besouros Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) à intensidade de uso da terra, no noroeste da Amazônia	97
1	INTRODUÇÃO	100

2	MATERIAL E MÉTODOS	103
2.1	Caracterização e seleção de áreas	103
2.2	Coleta de besouros	105
2.3	Análise dos dados	106
3	RESULTADOS	109
3.1	Padrões gerais de abundância, riqueza e composição	109
3.2	Padrões gerais de diversidade	119
3.3	Padrões por guilda funcional	120
3.4	Biodicador	121
4	DISCUSSÃO	124
4.1	Efeito do sistema do uso da terra sobre a abundância, diversidade e composição de besouros Scarabaeinae	124
4.2	O valor de florestas secundárias e sistemas agrícolas para manter a diversidade de besouros escarabeíneos	126
4.3	Efeito do sistema do uso da terra sobre as guildas de besouros Scarabaeinae	128
5	CONCLUSÃO	130
	REFERÊNCIAS	131
	CAPÍTULO 3 Taxocenose de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em Benjamin Constant, AM .	140
1	INTRODUÇÃO	143
2	MATERIAL E MÉTODOS	145
2.1	Áreas de estudo e seleção de pontos	145
2.2	Coleta de besouros Scarabaeinae	145
3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	147
3.1	Espécies capturadas	149
4	CONCLUSÕES	157
	REFERÊNCIAS	158
	CAPÍTULO 4 Efeito da intensidade de uso da terra sobre a comunidade de formigas, na Amazônia Brasileira	167
1	INTRODUÇÃO	170
2	MATERIAL E MÉTODOS	172
2.1	Caracterização e seleção de áreas	172
2.2	Coleta pela metodologia de pitfall	174
2.3	Coleta pela metodologia de winkler	174
2.4	Análise dos dados	175
3	RESULTADOS	177
3.1	Padrões de diversidade	177
3.2	Padrões da composição da comunidade	178
3.3	Comparação das metodologias	180
4	DISCUSSÃO	185

4.1	Sistemas de uso da terra e estrutura da comunidade de formigas	185
4.2	Comparação das metodologias	186
5	CONCLUSÕES	188
	REFERÊNCIAS	189
	APÊNDICES	194
	ANEXO	213

1 INTRODUÇÃO

Besouros rola-bosta (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) e formigas (Hymenoptera: Formicidae) são dois grupos de artrópodes amplamente utilizados como ferramenta de estudo para avaliar impacto ambiental decorrente da mudança do uso da terra. Cada grupo apresenta particularidades que facilitam sua utilização como bioindicadores e são amplamente distribuídos nos ecossistemas tropicais terrestres.

Os besouros escarabeíneos são organismos sensíveis às mais variadas intensidades e tipos de distúrbio do habitat, como a fragmentação (FEER; HINGRAT, 2005; KLEIN, 1989; QUINTERO; ROSLIN, 2005), urbanização (CARPANETO; MAZZIOTA; PIATTELLA, 2005), diferentes sistemas de uso da terra (GARDNER et al., 2008; SHAHABUDDIN et al., 2010) e são possivelmente relacionados negativamente com a intensidade de caça de mamíferos (ANDRESEN; LAURANCE, 2007).

As formigas são também muito utilizadas como indicadores ecológicos, sendo muito importantes em estudos avaliando impactos intensos como recuperação após mineração, pois são os primeiros organismos a explorar estes habitats (MAJER 1992; 1996). Esse grupo de insetos tem importância agrícola, portanto é utilizado como ferramenta de monitoramento em sistemas de silvicultura (CORLEY et al., 2006; MARINHO et al., 2002; RAMOS et al., 2003) e ainda serve de modelo para estudo de efeitos da fragmentação de ecossistemas (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999; SCHOEREDER et al., 2004).

Através dos besouros Scarabaeinae verificamos a resposta da biodiversidade em relação ao gradiente resultante do aumento de intensidade de uso da terra (floresta primária, floresta secundária velha, floresta secundária nova, agrofloresta, agricultura e pastagem) e fornecemos dados sobre a variação

sazonal temporal de longo prazo (chuva de 2004 e chuva de 2008; chuva de 2004 e seca de 2008) e de curto prazo (chuva de 2008 e seca de 2008) nesses diferentes sistemas de uso da terra. Adicionalmente foi realizado um estudo de taxocenose das espécies amostradas neste estudo.

As formigas foram utilizadas para avaliar a resposta da comunidade à intensidade de uso da terra (floresta primária, floresta secundária velha, floresta secundária nova, agrofloresta, agricultura e pastagem) contrastando duas metodologias, a metodologia padrão de extratores de winkler, que é amplamente utilizada para coleta de formigas de serapilheira, e a metodologia de pitfall com isca, provenientes do experimento com besouros escarabeíneos.

As áreas de coleta estão situadas no município de Benjamin Constant, AM e constam de três localidades, as comunidades indígenas de Nova Aliança e Guanabara II e a cidade de Benjamin Constant. A área diferencia-se de outras regiões amazônicas, pois apresenta difícil acesso, o que torna a região mais preservada do que quando comparada com o lado oriental amazônico. A tese está separada em quatro capítulos: a primeira parte traz uma abordagem teórica sobre os elementos de estudo, que serão abordados nos quatro capítulos seguintes, assim como informações adicionais que auxiliarão a compreensão do leitor nos capítulos subsequentes. Cada um dos capítulos apresenta objetivos específicos para responder questionamentos sobre as mudanças no uso da terra sobre a biodiversidade de insetos e sobre a variação temporal da comunidade.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Amazônia

As florestas tropicais abrigam pelo menos a metade do total das espécies vegetais e animais existentes no planeta e destacam-se como um dos principais biomas perturbados ou destruídos (MAYAUX et al., 2005; MYERS, 1997). A floresta Amazônica estende-se por nove países: Bolívia, Brasil, Colômbia, Equador, Guiana, Guiana Francesa, Peru, Suriname e Venezuela. No Brasil ela ocupa cerca de 40% do território nacional, estendendo-se principalmente pelos estados do Acre, Amazonas e Pará e pelos territórios do Amapá, Roraima e Rondônia. Ao sul da Amazônia a floresta se expande acompanhando os vales de grandes afluentes do Amazonas, como o rio Tapajós, Madeira e Xingu ou de seu confluente, o rio Tocantins, recobrando, portanto, grande extensão do norte dos estados de Mato Grosso e Goiás (FERRI, 1980).

Segundo a Food and Agriculture Organization of the United Nations FAO (1993) o Brasil abriga 41% de todos os remanescentes florestais classificados como floresta tropical e é considerado o primeiro país em megadiversidade em termos mundiais, tanto em número de espécies quanto em níveis de endemismo (ALBAGLI, 2001). Muito disso é devido à região Amazônica, que já é conhecida por possuir uma grande diversidade da flora e fauna. A diversidade e abundância desse bioma são detalhadas em muitos trabalhos. Estima-se que a Amazônia Brasileira tenha em torno de 11.210 espécies de árvores (HUBBEL et al., 2008). Além disso, em um único metro quadrado de solo de floresta secundária de terra firme deste bioma foram contabilizados cerca de 64 mil artrópodes (ADIS; MORAIS; MESQUITA, 1987), evidenciando a grande diversidade biológica e abundância de organismos.

Além da grande diversidade biológica, esse bioma também tem grande diversidade cultural. Encontram-se vestígios da presença humana na Amazônia datados de 12.000 anos atrás. Entre os séculos V e XI, a densidade da população nativa atingiu uma grande magnitude. A maior parte da extensão das várzeas dos principais rios parece ter estado repleta de assentamentos humanos, formando sociedades complexas, com produção de artesanato e rituais que não existem mais na região (FILHO, 2004). Contudo, esses conhecimentos permanecem depositados na memória dos povos indígenas e ainda de forma fragmentada na cultura cabocla das populações locais (FILHO, 2004). Diante disso, os esforços de conservação da biodiversidade deste bioma devem ir além da proteção da diversidade biológica, pois a diversidade cultural é também inestimável, apresentando uma enorme variedade de povos de diferentes etnias e costumes milenares.

2.2 Transformação do habitat e efeitos sobre a diversidade

As modificações nos habitats, incluindo a fragmentação florestal, compreendem os principais agentes de modificação da paisagem (NICHOLS et al., 2007). É previsto que a mudança do uso da terra seguida pela mudança climática serão as maiores responsáveis por alterações nos padrões de biodiversidade (SALA et al., 2000). Atualmente a biodiversidade das florestas tropicais é influenciada por uma grande quantidade de processos humanos associados que atuam em diferentes escalas temporais e espaciais (GARDNER et al., 2009). Sabendo que qualquer floresta considerada economicamente não produtiva ou que não seja protegida por lei, corre o risco de ser convertida em outro tipo de uso da terra (AGUILAR-AMUCHASTEGUI; HENEERY, 2007), as previsões do impacto dessa mudança sobre a diversidade biológica tornam-se alarmantes.

A expansão agrícola é a maior responsável pelo desflorestamento em regiões tropicais, mas o comércio de madeira, mineração, urbanização e fatores relacionados a estes podem contribuir para o desmatamento (GEIST; LAMBIN, 2002). No Brasil o desmatamento segue ao longo dos corredores de transporte como o rio Amazonas e as principais rodovias, de forma mais ou menos linear (FAO, 1993).

A conversão de uma área de floresta primária em outro tipo de sistema de uso da terra., resultando na sua fragmentação, subdivide extensas áreas em pequenos fragmentos não contínuos, acarretando na redução da mesma e no aumento do efeito de borda (LAURANCE, 2000). Próximo às bordas ocorrem alterações microclimáticas devido ao aumento da penetração da luz solar e do vento (DIDHAM; LAWTON, 1999), alterando a composição da fauna e da flora (GALETTI et al., 2006). Devido à maior permeabilidade na floresta, os animais silvestres ficam mais susceptíveis à caça (REYNA-HURTADO; TANNER, 2005) e a floresta fica mais vulnerável à entrada de espécies exóticas (SUAREZ; BOLGER; CASE, 1998) e às queimadas (LAURENCE, 2004). Na Amazônia a perda da biodiversidade é a principal consequência do desflorestamento (VIEIRA; SILVA; TOLEDO, 2005).

Quando se fala em fragmentação, vários elementos devem ser levados em consideração, como a matriz na qual o fragmento está inserido, pois ela pode influenciar a movimentação dos indivíduos entre os fragmentos (PERFECTO e VANDERMEER, 2002), e também a composição das espécies da área remanescente (PERFECTO; SNELLING, 1995), sendo importante, também, para besouros escarabeíneos (DÍAZ; GALANTE; FAVILA, 2010). O grau de isolamento é outro elemento que deve ser considerado, assim como o seu tamanho, pois o habitat fragmentado pode não ser suficiente para suportar subpopulações de algumas espécies (SUAREZ; BOLGER; CASE, 1998).

Para paisagens agrícolas, mesmo fragmentos pequenos com cerca de meio hectare merecem ser protegidos, devendo ser incluídos em planos de gestão ambiental (ABENSPERG-TRAUM; SMITH, 1999). Estes podem ser usados como “stepping stones” para dispersão de indivíduos e ainda fornecer ambiente adequado para alguns artrópodes (ABENSPERG-TRAUM; SMITH, 1999; TSCHARNTKE et al., 2002), sendo um elemento importante para espécies que vivem em paisagens fragmentadas, pois podem servir também de refúgio para espécies que existiam originalmente na região (NEWMAN, 1996).

O aumento do uso da terra vem preocupando a comunidade científica e novos modelos de estudos vêm sendo desenvolvidos para prever esses impactos (KÖHLER; REINHARD; HUTH, 2002). Shukla, Nobre e Sellers (1990) utilizaram um modelo numérico para avaliar o desmatamento na Amazônia, e verificaram que, quando a floresta tropical era substituída por área de pastagem, ocorria um aumento significativo na temperatura da superfície e diminuição da evapotranspiração e precipitação. A modificação desses fatores pode afetar a estrutura da comunidade de organismos que vivem nesse bioma, pois enquanto muitas espécies não toleram essas variações, outras são beneficiadas e conseguem colonizar ou aumentar suas populações em condições alteradas.

Lavelle e Pashanasi (1989) observaram uma significativa mudança na biomassa e diversidade de macro invertebrados do solo, após o estabelecimento de pastagem e culturas anuais, na Amazônia Peruviana, assim como Barros et al. (2002) constataram que a densidade e biomassa dessas comunidades variaram significativamente em relação ao uso da terra, com diminuição gradual da diversidade com a intensificação desse uso. Em relação aos besouros escarabeíneos têm sido observadas modificações na biomassa e/ou tamanho (GARDNER et al., 2008, SHAHABUDDIN et al., 2010), abundância (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 2002), número (DIAS et al., 2008; SCHULZE et al., 2004) e composição de espécies (GARDNER et al., 2008)

devido à variação do sistema estudado. As formigas também respondem à conversão do uso da terra, refletindo a sua diversidade (ROBERTS; ROBERT; PETIT, 2000) e composição de espécies (SCHMIDT; DIEHL, 2008).

Sistemas tradicionais agroflorestais de café podem abrigar uma grande diversidade de artrópodes, que é perdida quando este é transformado para sistema de monocultura de café (PERFECTO et al., 1997). As florestas secundárias e os sistemas agroflorestais podem ajudar a manter uma certa porção da biodiversidade (LAWTON et al., 1998), além de assimilar o carbono perdido pelo corte e a queima da floresta original (HOUGHTON et al., 2000; ZARIN et al., 2001). No entanto, as duas melhores formas de uso da terra para fornecer uma proteção eficaz contra danos florestais parece ser a criação de áreas protegidas e a ocupação das terras por comunidades indígenas (OLIVEIRA et al., 2007), que geralmente utilizam os recursos da floresta com menor intensidade.

2.3 Besouros escarabeíneos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae)

Os insetos da subfamília Scarabaeinae são, na sua maioria, detritívoros utilizando principalmente fezes, carcaças e frutos em decomposição para sua alimentação (HALFFTER; MATTHEWS, 1966; HANSKI; CAMBEFORT, 1991). A maioria das espécies tem hábito coprófago, alimentando-se principalmente de fezes de mamíferos, no entanto, na região Neotropical as espécies apresentam uma grande diversificação de hábito alimentar. Uma explicação ecológica para esta diversificação é a extinção de parte significativa da fauna de grandes mamíferos da região Neotropical que teve início durante o Pleistoceno (HALFFTER, 1991). Com essa pressão seletiva, provavelmente grupos que já possuíam a capacidade de explorar outras fontes de recurso tiveram a oportunidade de se estabelecer e obter sucesso evolutivo.

2.3.1 Alimentação

Existem muitos relatos de escarabeíneos se alimentando nos mais variados recursos como frutos em decomposição (HALFFTER; HALFFTER, 2009; MELLO, 2009), cogumelos em decomposição (ANDUAGA, 2000), detritos acumulados em bainhas de bromélias (COOK, 1998), fezes de répteis e anfíbios (YOUNG, 1981), carcaça de artrópodes (VILLALOBOS; DIAZ; FAVILA, 1998), enquanto outros são predadores de artrópodes, como formigas (SILVEIRA et al., 2006) e diplópodes (CANO, 1998), demonstrando a grande capacidade de exploração de recurso que este grupo possui.

Como a maioria das espécies é coprófaga (HANSKI; CAMBEFORT, 1991) e as fezes são recursos efêmeros, que variam imprevisivelmente no local e ainda secam rapidamente tornando sua utilização imprópria (RASMUSSEN, 1994), os mecanismos de localização e utilização desse recurso pelos escarabeíneos são de suma importância.

A procura de alimento pela maioria dos Scarabaeinae copro-necrófagos ocorre durante vôos junto ao solo ou através do empoleiramento em folhas do sub-bosque das florestas (HALFFTER; MATTHEWS, 1966). As espécies grandes (> 10 mm) são encontradas forrageando mais alto que as pequenas e apresentam padrão de vôo aleatório, com altura em torno de 1 m acima do solo; as espécies pequenas apresentam o comportamento de empoleiramento (HOWDEN; NEALIS, 1978). Este comportamento é relacionado com termorregulação (YOUNG, 1984), proteção contra predadores (YOUNG, 1982) e localização de recurso por plumas de odor (LOUZADA, 1998). Neste último caso, os indivíduos foram encontrados empoleirados em folhas com as antenas esticadas e as lamelas abertas, movimentando o corpo no sentido vertical e girando em torno do seu eixo.

Outra estratégia de localização rápida de recurso está relacionada a foresia de escarabeíneos com animais, como bicho-preguiça (RATCLIFFE, 1980), caramujo (VAZ-DE-MELLO, 2007) e macacos (HERRERA et al., 2002; JACOBS et al., 2008). Existe a possibilidade de que este comportamento esteja associado primariamente ao comportamento de empoleiramento juntamente com o forrageamento arbóreo (VAZ DE MELLO; LOUZADA, 1997).

2.3.2 Alocação de recurso

Após a localização do recurso inicia-se a manipulação para sua utilização e, conforme o comportamento apresentado pelos escarabeíneos, esses são separados em guildas, que consistem em grupos de espécies bem definidas tanto taxonomicamente como morfológicamente (HALFFTER; MATTHEWS, 1966) e que possuem um atributo ecológico comum. No caso de Scarabaeinae, as espécies podem ser classificadas de acordo com o modo de alocação de recurso alimentar em roadoras (telecoprídeas), escavadoras (paracoprídeas) e residentes (endocoprídeas) (BORNEMISSZA, 1976; HALFFTER; EDMONDS, 1982).

Os membros dessa subfamília também utilizam o recurso alimentar para construção de ninhos. Poucas espécies de insetos fornecem ninhos para sua progênie. Os ninhos criados por estes besouros implicam na criação de ambiente adequado que funcione como local para a oviposição, desenvolvimento pós embrionário e em, alguns casos, residência para o adulto. Uma parte integrante do processo de nidificação envolve a acumulação de suplemento alimentar dentro do ninho (HALFFTER; EDMONDS, 1982).

2.3.2.1 Roladores

As espécies roladoras confeccionam bolas com o recurso alimentar, essas são roladas horizontalmente a distâncias variadas da fonte original e em seguida são enterradas em túneis por eles escavados (HANSKI; CAMBEFORT, 1991). O desenvolvimento da habilidade de rolagem do recurso foi possível devido à adaptação das tíbias posteriores em um formato alongado e curvo (HALFFTER; EDMONDS, 1982). A bola é frequentemente rolada pelo casal e a cooperação geralmente dura até a cópula, no entanto, são relatados vários padrões de nidificação (HANSKI; CAMBEFORT, 1991).

2.3.2.2 Escavadores

As espécies escavadoras constroem túneis abaixo ou adjacente ao depósito alimentar, através dos quais o material é conduzido para o fundo, sendo posteriormente utilizado para reprodução e/ou alimentação das larvas e adultos (HALFFTER; EDMONDS, 1982).

Os membros desta guilda apresentam as tíbias anteriores bastante desenvolvidas, o que facilita a abertura desses túneis no solo (HANSKI; CAMBEFORT, 1991). Além disso, uma grande variação de ninhos é observada no grupo. As espécies pequenas fazem ninhos rasos com numerosas bolas de nidificação, enquanto as grandes fazem ninhos profundos com poucas bolas de nidificação. Essas diferenças conferem às espécies pequenas uma menor redução da fecundidade (HANSKI; CAMBEFORT, 1991).

2.3.2.3 Residentes

Nas espécies residentes não ocorre alocação de recurso, os besouros ficam enterrados logo abaixo ou permanecem dentro do próprio depósito

alimentar (BORNEMISSZA 1969; HALFFTER; EDMONDS, 1982). No entanto, pode ocorrer a construção de bolas ou simplesmente a junção de massas fecais que estão associadas com a nidificação das espécies incluídas nesse grupo (HALFFTER; HALFFTER; HUERTA, 1980; HUERTA et al., 2003).

2.3.3 Funções ecológicas

Devido a sua íntima relação com fezes e com o solo os escarabeíneos realizam muitas funções ecológicas (NICHOLS et al., 2008), tornando-se um grupo de importância econômica em vários agroecossistemas, principalmente em áreas de pastagem, pois quando retiram partes de esterco e alocam no perfil do solo, estão consequentemente promovendo a fertilização do mesmo (GILLARD, 1967), e melhorando o aproveitamento dessas áreas (AIDAR et al., 2000) devido a retirada das massas fecais.

Esses insetos são importantes na reciclagem de nutrientes do solo, na aeração, infiltração e na retenção de água no solo (KIRK, 1992; MITTAL, 1993), promovidas pela construção de seus túneis e canais. Braga (2009) verificou que para cada 70 gramas de fezes removidas, mais de três vezes esse peso de solo é revolvido pelos besouros.

Os escarabeíneos também auxiliam no controle de alguns parasitos de vertebrados, principalmente a mosca-dos-chifres, uma das piores pragas de rebanhos bovinos conhecidas no mundo (FLECHTMANN; RODRIGUES, 1995). Alguns nematóides coprobiontes também podem ser controlados por esses insetos. Esses patógenos ficam parte do seu ciclo biológico no esterco, portanto, o enterramento e manipulação das fezes pelo besouro, quebra o ciclo do parasita através da desestruturação do esterco e/ou exposição dos parasitas a inimigos naturais (GALBIATI et al., 1995; WATERHOUSE, 1974).

Outra função ecológica realizada por este grupo de insetos é a dispersão secundária de sementes (ANDRESEN, 2001; ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1991), pois as fezes dos mamíferos, principalmente de primatas frugívoros, contêm grande quantidade de sementes. Para as espécies de macaco do gênero *Allouata*, por exemplo, Andresen (2002a), em um estudo de 25 meses identificou sementes de 137 espécies de plantas diferentes nas fezes desses primatas.

As sementes são dispersadas como “contaminantes” pelos escarabeíneos quando esses utilizam as fezes (FIGUEIREDO, 1993). A dispersão é de forma involuntária e resulta da alocação das fezes por esses insetos em movimento horizontal e/ou vertical (HANSKI; CAMBEFORT, 1991). A capacidade de dispersar sementes de diferentes tamanhos está relacionada com a biomassa do besouro (VULINEC, 2000), sendo a profundidade e a quantidade de sementes enterradas influenciada pelo tamanho das sementes e pela quantidade de fezes que envolvem as sementes (ANDRESEN, 2002b).

Os principais processos que afetam o destino da semente entre a dispersão primária e a germinação são a predação, o ataque de patógenos e a ação de dispersores secundários (ANDRESEN; FEER, 2005). As fezes que envolvem as sementes atraem os besouros escarabeíneos, mas também atraem predadores, principalmente roedores, visto que estas são mais atacadas que sementes sem fezes (ANDRESEN; LEVEY, 2004).

A probabilidade de escapar da predação aumenta quando as sementes são enterradas (CRAWLEY, 2000; SANTOS-HEREDIA; ANDRESEN; ZÁRATE, 2010). Além disso, o enterramento destas aumenta a porcentagem de estabelecimento da muda (ANDRESEN, 2001; ANDRESEN; LEVEY, 2004).

2.3.4 Efeito dos distúrbios nos besouros escarabeíneos

Devido às funções ecológicas realizadas pelos escarabeíneos, o declínio da abundância e diversidade desses besouros pode acarretar em um efeito cascata no equilíbrio do ambiente (VULINEC, 2000). Estudos de perda seletiva de espécies de escarabeíneos mostram que algumas são mais susceptíveis à extinção: as de maior tamanho, especialistas de floresta ou raras (GARDNER et al., 2008; LARSEN; LOPERA; FORSYTH, 2008; SHAHABUDDIN et al., 2010). Portanto, se distúrbios modificam a estrutura da comunidade de escarabeíneos, espera-se que esteja ocorrendo também a alteração das funções ecológicas realizadas por estes besouros.

A estrutura da comunidade de besouros escarabeíneos é bastante diferenciada entre diferentes sistemas de uso da terra (GARDNER et al., 2008; JACOBS et al., 2010). Eles são afetados negativamente pela fragmentação (KLEIN, 1989), sendo que fragmentos maiores apresentam maior abundância e diversidade quando comparados com pequenos fragmentos (NYEKO, 2009). Há ainda espécies extremamente especialistas que só são coletadas a mais de 2,5 Km no interior de florestas (BARLOW et al., 2010), mostrando sensibilidade a diferentes fontes e intensidades de distúrbio.

Modificações são também percebidas entre comunidades que são atraídas por fezes provenientes de diferentes animais (AMÉZQUITA; FAVILA, 2010; FILGUEIRAS et al., 2009; LOUZADA; CARVALHO E SILVA, 2009). As funções ecológicas, como as taxas de remoção de esterco, também podem variar dependendo do tipo de esterco (AMÉZQUITA; FAVILA, 2010) ou do sistema de uso da terra (BRAGA, 2009). A urbanização e/ou pecuária, com a inserção de mamíferos exóticos e a substituição de algumas espécies nativas, podem também acarretar na mudança da estrutura da comunidade de

escarabeíneos (CARPANETO; MAZZIOTA; PIATTELLA, 2005; DAVIS et al., 2010).

A riqueza de espécies diminui drasticamente em áreas abertas (HALFFTER et al., 2007; NAVARRETE; HALFFTER, 2008; SHAHABUDDIN et al., 2010), provavelmente devido às espécies que colonizam estas áreas serem as que toleram alta temperatura e exposição solar (NAVARRETE; HALFFTER, 2008). A simplificação das guildas ou mudança na proporção da abundância é relatada para estas áreas (HALFFTER et al., 2007). Um dos padrões gerais da transformação de floresta para áreas abertas é um aumento da dominância, caracterizado pela hiper abundância de espécies de tamanho pequeno, levando à uma diminuição da equitatividade (NICHOLS et al., 2007).

Navarrete e Halffter (2008), após estudarem vários trabalhos, estabeleceram algumas generalizações sobre os efeitos das modificações de florestas tropicais na comunidade de escarabaeíneos. Concluíram que ocorre uma perda de riqueza de espécies em habitats perturbados ao longo de um gradiente de distúrbio: de floresta sem distúrbio, floresta secundária tardia, floresta com corte seletivo, paisagem agroflorestal com alguma cobertura de floresta, pastagem e área aberta, mostrando que a comunidade dos besouros escarabeíneos responde de forma diferente, dependendo da intensidade do impacto. As florestas secundárias, florestas com corte seletivo e agroflorestas podem suportar uma comunidade com muitas espécies da floresta primária (NICHOLS et al., 2007).

Existem muitos trabalhos que verificam o efeito do distúrbio na comunidade de escarabeíneos em diferentes escalas espaciais (e.g. FEER; HINGRAT, 2005; FILGUEIRAS et al., 2010), no entanto, existem poucos que focam o tempo de resiliência ou mesmo variações temporais a longo prazo. Quintero e Halffter (2009) e Quintero e Roslin (2005) verificaram uma

recuperação da fauna após 15 anos, devido à regeneração da matriz em torno dos fragmentos estudados por Klein (1989). Modificações na dominância também são observadas após 10 anos (HOWDEN; SCHOLTS, 1986). Mais pesquisas são necessárias focando esta variação temporal da comunidade, para uma melhor compreensão das relações entre o impacto e o tempo de resiliência.

2.4 Formigas (Hymenoptera: Formicidae)

As formigas são animais dominantes na maioria dos ecossistemas terrestres (WILSON, 1987). Junto com os térmitas dominam as florestas tropicais em abundância, biomassa e quantidade de papéis ecológicos (WATT; STORK; BOLTON, 2002). Estima-se que existam cerca de 20.000 espécies de formigas no planeta (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). Em florestas da Amazônia Central as formigas podem representar mais de 15% da biomassa animal (FITTKAU; KLINGE, 1973) e em uma única árvore pode-se encontrar mais espécies que em toda a Inglaterra (WILSON, 1994).

As formigas são um grupo monofilético (BARONI URBANI, 1989) e há evidências de que elas existem desde o período Jurássico (FERNÁNDEZ; PALÁCIO, 2003). Provavelmente a primeira expansão da ordem Hymenoptera se deu juntamente com a expansão das angiospermas (DELABIE; OSPINA; ZABALA, 2003).

2.4.1 Formigas como indicadores biológicos

Os formicídeos são relativamente bem conhecidos taxonomicamente (BOLTON, 1995); sua biologia tem sido estudada melhor que outros grupos de invertebrados (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). Este grupo apresenta uma relativa facilidade de coleta, sensibilidade a variáveis ambientais e capacidade

de reagir rapidamente a mudanças no ambiente (MAJER, 1983; ANDERSEN, 1990). Além destes atributos, as formigas apresentam outras características, como grande importância ecológica, alta riqueza local e regional de espécies e ampla distribuição geográfica (ALONSO; AGOSTI, 2000).

A maioria das espécies de formigas vive em colônias estacionárias e não se movem prontamente entre habitats, sendo ideais para estudos de monitoramento. Devido à esta característica, elas podem ser amostradas em um determinado momento, havendo a possibilidade de se refazer a amostragem após um período e obter informações sobre como respondem à troca da estrutura da vegetação, à abundância da serapilheira, à qualidade do solo e à densidade de predadores (ALONSO; AGOSTI, 2000).

Esse grupo de organismos vem sendo amplamente utilizado como ferramenta em estudos de impacto ambiental, de tal forma que muitos trabalhos realizados no Brasil e no mundo têm usado principalmente as formigas como bioindicadoras (ANDERSEN et al., 2002; NEVES et al., 2010; SCHMIDT; DIEHL, 2008; STEVEN; BETTY; LEE, 1998). Estes insetos são capazes de colonizar ambientes com poucos recursos, como áreas de minas (MAJER, 1996; MAJER; NICHOLS, 1998), e ambientes que sofreram perturbação, como fragmentação florestal (CARVALHO; VASCONCELOS, 1999) e pastejo de animais (WHITFORD et al., 1999).

No Brasil, a utilização das formigas como bioindicadoras teve início em estudos de áreas de reabilitação de minas de bauxita em Poços de Caldas, MG (MAJER, 1992). Devido ao êxito desta pesquisa, muitas outras vêm sendo realizadas utilizando este grupo como ferramenta de estudo e os resultados observados são, em muitos casos, correlações entre características do habitat e padrões de estrutura e organização das comunidades de formigas (ANDERSEN et al. 2002; PEREIRA et al. 2007).

2.4.2 Funções ecológicas

As formigas, assim como os besouros escarabeíneos, desempenham diversas funções ecológicas no ambiente; portanto, ecologicamente e economicamente, a conservação das formigas e seus serviços prestados são de grande importância para o homem (ALONSO, 2010). Dada a grande variedade de hábito alimentar entre as diferentes espécies de formigas, elas se posicionam em diferentes níveis da cadeia trófica, podendo apresentar o papel de predadoras ou consumidoras primárias. Existem espécies onívoras, predadoras especialistas ou generalistas, espécies que cultivam fungo, se alimentam de secreções açucaradas de outros insetos (honeydew) (DELABIE; AGOSTI; NASCIMENTO, 2000), ou ainda apresentam relações íntimas, como o mutualismo com plantas (JANZEN, 1967).

A herbivoria é uma das funções ecológicas realizadas por este grupo. Apesar de as formigas dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex* causarem grandes prejuízos nas mais diversas culturas (ANTUNES; DELLA LUCIA, 1999), sendo consideradas uma das principais pragas agrofloretais nas Américas (DELLA LUCIA, 1993), a herbivoria pode aumentar o fitness da planta, por estimular ramificações, aumentando o número de folhas, flores e frutos por planta (PAIGE; WHITHAM 1987). O crescimento de plantas nos montes de lixo de formigas do gênero *Acromyrmex*, elevou o nível de defesas físicas da planta *Carduus nutans* L. aos herbívoros, aumentando em até 50% a dureza das folhas (FARJIBRENER, 2007). Este é o primeiro relato do benefício da herbivoria à planta sem o prejuízo do seu consumo pelo herbívoro.

Enquanto algumas espécies são importantes predadoras, controlando populações de artrópodes, outras fornecem proteção a hemípteros contra seus inimigos naturais, em troca de honeydew (secreção açucarada). Essa parceria pode resultar em aumentos significativos na abundância desses hemípteros

(BUCKLEY, 1987), acarretado pela proteção fornecida pelas formigas, além de auxiliar o estabelecimento de espécies exóticas de formigas, (BRIGHTWELL; SILVERMAN, 2010), devido a presença de um recurso estável na forma de carboidrato fornecido pelos hemípteros. Outro exemplo sobre a relação de formigas com outros insetos foi relatado por Elmes et al. (1998), em que formigas do gênero *Myrmica* cuidam de borboletas do gênero *Maculinea*, atuando na conservação das últimas no continente europeu.

As formigas são consideradas grandes dispersores de sementes de ecossistemas terrestres (STILES, 1980) e importantes no processo da polinização (WYATT, 1981). Na Austrália e na África do Sul mais de 3.000 espécies de plantas, pertencentes a 80 famílias, são beneficiadas pela dispersão de sementes por estes organismos (BEATTIE; HUGHES, 2002). Algumas sementes apresentam apêndices nutritivos (elaiossomo), que servem de atração para as formigas (PETERNELLI; DELLA LUCIA; MARTINS, 2004). Geralmente elas introduzem as sementes no formigueiro consumindo unicamente essa estrutura nutritiva sem inviabilizar a semente para a germinação, o que resta é abandonado em um meio propício, no solo ou sobre algum composto orgânico, para sua germinação (BEATTIE, 1985). As formigas são eficientes no forrageamento de sementes, e em desertos elas chegam a competir diretamente com roedores (BROWN; DAVIDSON, 1977) por este recurso, que é essencial para sua sobrevivência, nestes habitats.

A proteção de plantas por formigas também é relatada (JANZEN, 1966) e em muitos casos pode ocorrer dependência da formiga pelo alimento suprido por suas plantas hospedeiras (VASCONCELOS; DAVIDSON, 2000). No caso da relação entre a planta do gênero *Acacia* e as formigas do gênero *Pseudomyrmex*, a planta apresenta nectários extraflorais que as formigas utilizam para alimentação e acúleos muito desenvolvidos que são utilizados para a nidificação, em troca a formiga fornece proteção contra herbívoros (HEIL et

al., 2010). Em Benjamin Constant a formiga *Azteca* spp., nidifica em árvores de goiaba e abiu, e esta relação é relatada como eficiente na proteção contra a mosca-das-frutas (obs. pessoal).

As formigas estão também associadas com a ciclagem de nutrientes, revolvimento e infiltração de água no solo (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). A espécie *Atta laevigata* (F. Smith, 1858) pode ter ninhos com profundidade até 7 m e possuir mais de 7.800 câmaras (MOREIRA et al., 2004). A terra retirada dessas câmaras e galerias é depositada na superfície do solo, formando montes de terra solta (COSARINSKY; ROCES, 2007), frequentemente cobrindo uma grande área (WHEELER, 1922), apresentando um potencial incontestável no revolvimento do solo.

2.4.3 Efeito do distúrbio nas formigas

A fragmentação florestal afeta a comunidade de formigas (e.g. CARVALHO; VASCONCELOS, 1999). Suarez et al. (1998) sugeriram que o efeito de borda causado pela fragmentação reduziu a capacidade do fragmento de manter as espécies nativas de formigas. As taxas de extinções locais também diminuem com o aumento do tamanho do remanescente florestal (SCHOEREDER et al., 2004).

A presença de áreas abertas, como pastagens na Amazônia Central, resultou em uma diminuição da riqueza de espécies e mudanças na estrutura da comunidade (VASCONCELOS, 1999). Já o efeito do pastejo altera a composição de espécies, mas não necessariamente afeta a diversidade e abundância da comunidade (HOFFMANN, 2010).

A conversão do uso da terra para agricultura tem grande impacto na diversidade das formigas (MATSUMOTO et al., 2009; ROBERTS; ROBERT; PETIT, 2000; SCHMIDT; DIEHL, 2008). A diversidade de formigas começa a

declinar com o desenvolvimento agrário e é sugerido que distúrbios acima de 30-40%, afetam as formigas e os serviços do ecossistema que elas fornecem (SANFORD; MANLEY; MURPHY, 2009). A abundância de espécies individuais, assim como de grupos funcionais, pode também mudar ao longo de um gradiente de uso da terra (BESTELMEYER; WIENS, 1996).

Sistemas agroflorestais, como o de cacau sombreado, podem abrigar até 70% das formigas nativas de floresta (BOS; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2007). Dias et al. (2008) sugerem que o tipo de manejo influencia mais a diversidade de formigas que a estrutura da vegetação, visto que verificaram maior diversidade em pastagem do que em cultivo de café. No entanto, a cobertura do dossel é relatado como fator determinante para a diversidade de formigas (BISSELEUA; MISSOUP; VIDAL, 2009; BOS; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2007; PERFECTO; CANDERMEER, 1996).

REFERÊNCIAS

ABENSPERG-TRAUM, M.; SMITH, G. T. How small is too small for small animals? Four terrestrial arthropod species in different-sized remnant woodlands in agricultural Western Australia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 8, n. 5, p. 709-726, may. 1999.

ADIS, J.; MORAIS, J. W.; MESQUITA, H. G. Vertical distribution and abundance of arthropods in the soil of a Neotropical secondary forest during the rainy season. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 22, n. 4, p. 189-197, 1987.

AGUILAR-AMUCHASTEGUI, N.; HENEGBRY, G. M. Assessing sustainability indicators for tropical forests: spatio-temporal heterogeneity, logging intensity, and dung beetle communities. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 253, n. 1-3, p. 56-67, dec. 2007.

AIDAR, T.; KOLLER, W. W.; RODRIGUES, S. R.; CORRÊA, A. M.; SILVA, J. C. C.; BALTA, O dos S.; OLIVEIRA, J. M.; OLIVEIRA, V. L. Besouros coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) coletados em Aquidauna, MS, Brasil. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, Jaboticabal, v. 29, n. 4, p. 817-820, dez. 2000.

ALBAGLI, S. **Amazônia**: fronteira geopolítica da biodiversidade. **Parcerias Estratégicas**, Brasília, n. 12, p. 1-19, set. 2001.

ALONSO, L. E.; AGOSTI, D. Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T. R. (eds.). **Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington, Smithsonian Institution. 2000, p. 1-8.

ALONSO, L. E. Ant conservation: current status and a call to action. In: LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. Oxford University Press, New York, 2010, p.59-74.

AMÉZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Removal rates of native and exotic dung by dung beetles (Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a fragmented tropical rain forest. **Environmental Entomology**, College Park, v. 39, n. 2, p. 328-336, apr. 2010.

ANDERSEN, A. N.; HOFFMANN, B. D.; MÜLLER, W. J.; GRIFFITHS, A. D. Using ants as bioindicators in land management: simplifying assessment of ant community responses. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 39, n. 1, p. 8-17, feb. 2002.

ANDERSEN, A. N. The use of ant communities change in Australian terrestrial ecosystems: a review and a recipe. **Proceedings of the Ecological Society of Australia**, Canberra, v. 16, p. 347-357, 1990.

ANDRESEN, E. Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**, London, v. 27, n. 3, p. 257-270, jun. 2002b.

ANDRESEN, E. Effects of dung presence, dung amount and secondary dispersal by dung beetles on the fate of *Micropholis guyanensis* (Sapotaceae) seeds in Central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, n. 1, p. 61-78, fev. 2001.

ANDRESEN, E.; FEER, F. The role of dung beetles as secondary seed dispersers and their effect on plant regeneration in tropical rainforests. In: FORGET, P. M.; LAMBERT, J. E.; HULME, P. E.; VANDER WALL, S. B. (eds.). **Seed fate: predation, dispersal and seedling establishment**, Wallingford: Cabi Publishing, Oxon, UK, 2005, p. 331-349.

ANDRESEN, E., LAURANCE, S. G. W. Possible indirect effects of mammal hunting on dung beetle assemblages in Panama. **Biotropica**, Washington, v. 39, n. 1, p. 141-146, jan. 2007.

ANDRESEN, E.; LEVEY, D. J. Effects of dung and seed size on secondary dispersal, seed predation, and seedling establishment of rain forest trees. **Oecologia**, Berlin, v. 139, n. 1, p. 45-54, mar. 2004.

ANDRESEN, E. Primary seed dispersal by red howler monkeys and the effect of defecation patterns on the fate of dispersal seeds. **Biotropica**, Washington, v.34, n. 2, p. 261-272, jun. 2002a.

ANDUAGA, S. Escarabajos coprofagos (Coleoptera: Scarabaeoidea) asociados a hongos em la Sierra Madre Occidental, Durango, Mexico: con una compilacion de las especies micetofagas. **Acta Zoológica Mexicana**, México, v. 80, p. 119-130, 2000.

ANTUNES, E. C.; DELLA LUCIA, T. M. C. Consumo foliar em *Eucalyptus urophylla* por *Acromyrmex laticeps nigrosetosus* Forel (Hymenoptera-Formicida). **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 23, n. 1, p. 208-211, 1999.

BARLOW, J.; LOUZADA, J.; PARRY, L.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; HAWES, J.; PERES, C. A.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. V.; GARDNER, T. A. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 47, n. 4, p. 779-788, aug. 2010.

BARONI URBANI, C. Phylogeny and behaviour evolution in ants, with a discussion of the role of behaviour in evolutionary processes. **Ethology Ecology and Evolution**, Firenze, v. 1, p. 137-168, 1989.

BARROS, E.; PASHANASI, B.; CONSTANTINO, R.. LAVELLE, P. Effect of land-use system on the soil macrofauna in western Brazilian Amazônia. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 35, n. 5, p. 338-347, jun. 2002.

BEATTIE, A. J.; HUGHES, L. Ant-plant interactions. In: HERRERA, C.M.; PELLMYR, O. (eds.). **Plant-animal interactions: an evolutionary approach**. New York: Blackwell Publishing, 2002, p. 211-235.

BEATTIE, A. J. **The evolutionary ecology of ant-plant mutualisms**. Cambridge, University Press, 1985, 182p.

BESTELMEYER, B. T.; WIENS, J. A. The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. **Ecological Applications**, Tempe, v. 6, n. 4, p. 1225-1240, nov. 1996.

BISSELEUA, D. H. B.; MISSOUP, A. D.; VIDAL, A. S. Biodiversity conservation, ecosystem functioning, and economic incentives under cocoa agroforestry intensification. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 5, p. 1176-1184, out. 2009.

BOLTON, B. **A new general catalogue of the ants of the world**. Harvard University Press, Cambridge, MA, 1995, 504p.

BORNEMISSZA, G. F. A new type of brood care observed in the dung beetle *Oniticellus cinctus* (Scarabaeidae). **Pedobiologia**, Jena, v. 9, p. 223-225, 1969.

BORNEMISSZA, G. F. The Australian dung beetle project 1965-1975. **Australian Meat Research Committee Review**, Canberra, v. 30, n. 1, p. 1-30, 1976.

BOS, M. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. The contribution of cacao agroforests to the conservation of lower canopy ant and beetle diversity in Indonesia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, n. 8, p. 2429-2444, jul. 2007.

BRAGA, R. F. Efeitos da alteração do uso do solo na Amazônia Brasileira sobre serviços ecológicos proporcionados pelos Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). 2009. 50p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

BRIGHTWELL, R. J.; SILVERMAN, J. Invasive Argentine ants reduce fitness of red maple via a mutualism with an endemic coccid. **Biological Invasions**, Tennessee, v. 12, n. 7, p. 2051-2057, jul. 2010.

BROWN, J. H.; DAVIDSON, D. W. Competition between seed-eating rodents and ants in desert ecosystems. **Science**, Washington, v. 196, n. 4292, p. 880-882, may. 1977.

BUCKLEY, R. C. Interactions involving plants, homoptera, and ants. **Annual Review of Ecology and Systematic**, Palo Alto, v. 18, p. 111-135, nov. 1987.

CANO, E. B. *Deltochilum valgum acropyge* Bates (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): habitats and distribution. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 52, n. 2, p. 174-178, jun. 1998.

CARPANETO, G. M.; MAZZIOTTA, A.; PIATTELLA, E. Changes in food resources and conservation of scarab beetles: From sheep to dog dung in a green urban area of Rome (Coleoptera, Scarabaeoidea). **Biological Conservation**, Essex, v. 123, n. 4, p. 547-556, jun. 2005.

CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n.2-3, p. 151-157, dec. 1999.

COOK, J. A revision of the Neotropical genus *Bdelyrus* Harold (Coleoptera: Scarabaeidae). **The Canadian Entomologist**, Ottawa, v. 130, n. 5, p. 631-689, sep. 1998.

CORLEY, J.; SACKMANN, P.; RUSH, V.; BETTINELLI, J.; PARITSIS, J. Effect of pine silviculture on the ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) of the Patagonian steppe. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 222, n. 1-3, p. 162-166, feb. 2006.

COSARINSKY, M. I.; ROCES, F. Neighbor leaf-cutting ants and mound-building termites: comparative nest micromorphology. **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, n. 3-4, p. 224-234, oct. 2007.

CRAWLEY, M. J. Seed predators and plant population dynamics. In: FENNER, M. (ed.). **Seeds: The ecology of regeneration in plant communities**, 2nd edn. CAB International, Wallington, UK, 167-182, 2000.

DAVIS, A. L. V.; SCHOLTZ, C. H.; KRYGER, U.; DESCHODT, C. M.; STRÜMPHER, W. P. Dung beetle assemblage structure in Tswalu Kalahari Reserve: responses to a mosaic of landscape types, vegetation communities and dung types. **Environmental Entomology**, College Park, v. 39, n. 3, p. 811-820, jun. 2010.

DELABIE, J. H. C.; AGOSTI, D.; NASCIMENTO, I. C. Litter ant communities of the Brazilian Atlantic forest region. In: AGOSTI, D.; MAJER, J.; ALONSO, L.; SCULTZ, T. (org.). **Sampling ground-dwelling ants: case studies from the worlds' rain forest**. Curtin-University School of Environmental Biology, Bulletin n.18, Perth, 2000, p. 1-17.

DELABIE, J. H. C.; OSPINA, M.; ZABALA, G. Relaciones entre hormigas y plantas: una introducción. p.167-180. In: FERNÁNDEZ, F. (ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 2003. 398p.

DELLA LUCIA, T. M. C. (Ed.) As formigas cortadeiras. Viçosa, MG: Folha de Viçosa, 1993. 262p.

DIAS, N. S.; ZANETTI, R.; SANTOS, M. S.; LOUZADA, J.; DELABIE, J. Interação de fragmentos florestais com agroecossistemas adjacentes de café e pastagem: respostas das comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae). **Iheringia Série Zoológica**, Porto Alegre, v. 98, n. 1, p. 136-142, mar. 2008.

DÍAZ, A.; GALANTE, E.; FAVILA, M. E. The effect of the landscape matrix on the distribution of dung and carrion beetles in a fragmented tropical rain forest.

Journal of Insect Science, Wisconsin, v. 10, p. 1-16, jun. 2010.

DIDHAM R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of change in microclimate and vegetation structure in tropical forest fragment. **Biotropica**, Washington, v. 31, n. 1, p. 17-30, mar. 1999.

ELMES, G. W.; THOMAS, J. A.; WARDLAW, J. C.; HOCHBERG, M.E.; CLARKE, R.T.; SIMCOX, D.J. The ecology of *Myrmica* ants in relations to the conservation of *Maculinea* butterflies. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v. 2, n. 1, p. 67-78, mar. 1998.

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

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

FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Forest Resources Assessment 1990: Tropical countries, FAO Forestry Paper, FAO, Rome, 1993, 112p.

FARJI-BRENER, A. G. How plants may benefit from their consumers: leaf-cutting ants indirectly improve anti-herbivore defenses in *Carduus nutans* L. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 193, n. 1, p. 31-38, nov. 2007.

FEER, F.; HINGRAT, Y. Effects of forest fragmentation on a dung beetle community in French Guiana. **Conservation Biology**, Boston, v. 19, n. 4, p. 1103-1112, aug. 2005.

FERNÁNDEZ, F.; PALÁCIO, E. E. Sistemática y filogenia de las hormigas: breve repaso a propuestas. p.29-44. In: FERNÁNDEZ, F. (ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 2003. 398p.

FERRI, M. G. **Vegetação brasileira**. Editora Itatiaia, Editora da Universidade de São Paulo, São Paulo, 1980. 157p.

FIGUEIREDO, R. A. Ingestion of *Ficus enormous* seeds by howler monkeys (*Alouatta fusca*) in Brazil: effects on seed germination. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, n. 4, p. 541-543, jul. 1993.

FILGUEIRAS, B. K. C.; LIBERAL, C. N.; AGUIAR, C. D. M.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; IANNUZZI, L. Attractivity of omnivore, carnivore and herbivore mammalian dung to Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) in a tropical Atlantic rainforest remnant. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 53, n. 3, p. 422-427, sep. 2009.

FILGUEIRAS, B. K. C.; IANNUZZI, L.; LEAL, I. R. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex. oct. 2010. doi:10.1016/j.biocon.2010.09.013

FILHO, J. C. M. **O livro de ouro da Amazônia**: mitos e verdades sobre a região mais cobiçada do planeta. Ediouro Publicações, Rio de Janeiro, 2004, 397p.

FITTKAU, E. J.; KLINGE, H. On biomass and trophic structure of the central Amazonian rain forest ecosystem. **Biotropica**, Washington, v. 5, n. 1, p. 2-14, apr. 1973.

FLECHTMANN, C. A. H.; RODRIGUES, S. R. Insetos fimícolas associados a fezes bovinas em Jaraguá do Sul/SC. 1. Besouros coprófagos (Coleoptera, Scarabaeidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 39, n. 2, p. 303-309, 1995.

GALBIATI, C.; BENSI, C.; CONCEIÇÃO, C. H. C.; FLORCOVSKI, J. L.; CALAFIORI, M. H. Estudo comparativo entre besouro do esterco *Dichotomius anaglypticus* (MANN., 1829) e *Onthophagus gazella* (F.), sobre as pastagens, em condições brasileiras. **Ecossistema**, Espírito Santo do Pinhal, v. 20, n. 1, p. 109-118, out. 1995.

GALETTI, M.; DONATI, C. I.; PIRES, A. S.; GUIMARÃES, P. R.; JORDANO, P. Seed survival and dispersal of an endemic Atlantic forest palm: the combined effects of defaunation and forest fragmentation. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 151, n. 1, p. 141-149, may. 2006.

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R. M.; HARVEY, C. A.; PERES, C. A.; SODHI, N. S. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, n. 6, p. 561-582, jun. 2009.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 3, p. 883-893, jun. 2008.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. **BioScience**, Washington, v. 52, n. 2, p. 143-150, feb. 2002.

GILLARD, P. Coprophagous beetles in pasture ecosystems. **Journal of the Australian Institute of Agricultural Science**, North Ryde, v. 33, n. 1, p. 30-34, 1967.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behaviour of dung beetles (Scarabaeinae): An ecological and evolutive approach**. Mexico, DF, Instituto de Ecología, 1982. 176p.

HALFFTER, G.; HALFFTER, V.; HUERTA, C. Mating and nesting behaviour of *Eurysternus* (Coleoptera: Scarabaeinae). **Quaestiones Entomologicae**, Edmonton, v. 16, n. 3-3, p. 599-620, 1980.

HALFFTER, G.; HALFFTER, V. Why and where coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) eat seeds, fruits or vegetable detritus. **Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa**, Zaragoza, n. 45, p. 1-22, 2009.

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

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

HALFFTER, G. PINEDA, E.; ARELLANO, L.; ESCOBAR, F. Instability of copronecrophagous beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeinae) in a mountainous tropical landscape of Mexico. **Environmental Entomology**, College Park, v. 36, n. 6, p. 1397-1407, dec. 2007.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung Beetle Ecology**. Princeton, New Jersey, 1991, 481p.

HEIL, M.; ORONA-TAMAYO, D.; EILMUS, S.; KAUTZ, S.; GONZÁLEZ-TEUBER, M. Chemical communication and coevolution in an ant-plant mutualism. **Chemoecology**, Basel, v. 20, n. 2, p. 63-74, jun. 2010.

HERRERA, E. R. T.; VULINEC, K.; KNOGGE, C.; HEYMANN, E. W. Sit and wait at the source of dung – an unusual strategy of dung beetles. **Ecotropica**, Bonn, v. 8, n. 1, p. 87-88, mar. 2002.

HOFFMANN, B. D. Using ants for rangeland monitoring: global patterns in the responses of ant communities to grazing. **Ecological Indicators**, Kiel, v. 10, n. 2, p. 105-111, mar. 2010.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Belknap, Massachusetts, 1990, 731p.

HOUGHTON, R. A. SKOLE, D. L.; NOBRE, C. A.; HACKLER, J. L.; LAWRENCE, K. T.; CHOMENTOWSKI, W. H. Annual fluxes of carbon from deforestation and regrowth in the Brazilian Amazon, **Nature**, London, v. 403, p. 301-304, jan. 2000.

HOWDEN, H. F.; NEALIS, V. G. Observations on height of perching in some tropical dung beetles (Scarabaeidae). **Biotropica**, Washington, v. 10, n. 1, p. 43-46, mar. 1978.

HOWDEN, H. F.; SCHOLTZ, C. H. Changes in a Texas dung beetle community between 1975 and 1985 (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 40, n. 4, p. 313-316, dec. 1986.

HUBBEL, S. P.; HE, F. L.; CONDIT, R.; BORDA-DE-AGUA, L.; KELLNER, J.; TER STEEGE, H. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct?. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 105, n. sup.1, p. 11498-11504, 2008.

HUERTA, C.; HALFFTER, G.; HALFFTER, V.; LÓPEZ, R. Comparative analysis of reproductive and nesting behaviour in several species of *Eurysternus* Dalman (Coleoptera: Scarabaeinae: Eurysternini). **Acta Zoológica Mexicana**, México, v. 88, p. 1-41, 2003.

JACOBS, J.; NOLE, I.; PALMINTERI, S.; RATCLIFFE, B. First come, first serve: "sit and wait" behaviour in dung beetles at the source of primate dung. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 37, n. 6, p. 641-645, nov./dec. 2008.

JACOBS, C. T.; SCHOLTZ, C. F.; ESCOBAR, F.; DAVIS, A. How might intensification of farming influence dung beetle diversity (Coleoptera: Scarabaeidae) in Maputo Special Reserve (Mozambique)?. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v. 14, n. 4, p. 389-399, aug. 2010.

JANZEN, D. H. Coevolution of mutualism between ants and acacias in Central America. **Evolution**, v. 20, n. 3, p. 249-175, sep. 1966.

JANZEN, D. H. Interaction of the bull's-horn acacia (*Acacia cornigera*) with an ant inhabitant (*Pseudomyrmex ferruginea*) in eastern Mexico. **University of Kansas Science Bulletin**, Lawrence, v. 47, n. 6, p. 315-558, 1967.

KIRK, A. A. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) active in patchy forest and pasture habitats in Santa Cruz Province, Bolivia, during spring. **Folia Entomológica Mexicana**, México, n. 84, p. 45-54, 1992.

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

KÖHLER, P.; REINHARD, K.; HUTH, A. Simulating anthropogenic impacts to bird communities in tropical rain forests. **Biological Conservation**, Essex, v. 108, n. 1, p. 35-47, nov. 2002.

LARSEN, T. H.; LOPERA, A.; FORSYTH, A. Understanding trait-dependent community disassembly: dung beetles, diversity functions, and forest fragmentation. **Conservation Biology**, Boston, v. 22, n. 5, p. 1288-1298, oct. 2008.

LAURANCE, W. F. Do edge effects occurs over large spatial scales?. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 15, n. 4, p. 134-135, apr. 2000.

LAURENCE, W. F. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, London, v. 359, n. 1443, p. 345-352, mar. 2004.

LAVELLE, P.; PASHANASI, B. Soil macrofauna and land management in Peruvian Amazonia (Yurimaguaas, Loreto). **Pedobiologia**, Jena, v. 33, p. 283-291, 1989.

LAWTON, J. H.; BIGNELL, D. E.; BOLTON, B.; BLOEMERS, G. F.; EGGLETON, P.; HAMMOND, P. M.; HODDA, M.; HOLT, R. D.; LARSEN, T. B.; MAWDSLEY, N. A.; STORK, N. E.; SRIVASTAVA, D. S.; WATT, A. D. Biodiversity inventories, indicator taxa and effects of habitat modification in tropical forest. **Nature**, London, v. 391, p. 72-76, jan. 1998.

LOUZADA, J. N. C.; CARVALHO E SILVA, P. R. Utilisation of introduced Brazilian pastures ecosystems by native dung beetles: diversity patterns and resource use. **Insect Conservation and Diversity**, Oxford, v. 2, n. 1, p. 45-52, feb. 2009.

LOUZADA, J. N. C. Considerations on the perching behaviour of tropical dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 41, n. 2-4, p. 125-128, 1998.

MAJER, J. D. Ants bioindicators of mines site rehabilitation land use and land conservation. **Environmental Management**, New York, v. 7, n. 4, p. 375-383, jul. 1983.

MAJER, J. D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines at Trombeta, Pará, Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 12, n. 2, p. 257-273, jul. 1996.

MAJER, J. D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brasil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 8, n. 1, p. 97-108, jul. 1992.

MAJER, J. D.; NICHOLS, O. G. Long-term recolonization patterns of ants in Western Australian rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 35, n. 1, p. 161-182, feb. 1998.

MARINHO, C. G. S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J. H. C.; SCHLINDWEIN, M. N.; RAMOS, L. S. Diversidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) da serapilheira em eucaliptais (Myrtaceae) e área de Cerrado de Minas Gerais. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 31, n. 2, p. 187-195, apr./jun. 2002.

MATSUMOTO, T.; ITIOKA, T.; YAMANE, Sk.; MOMOSE, K. Traditional land use associated with swidden agriculture changes encounter rates of the top predator, the army ant, in Southeast Asian tropical rain forest. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 18, n. 12, p. 3139-3151, nov. 2009.

MAYAUX, P.; HOLMGREN, P.; ARCHARD, F.; EVA, H.; STIBIG, H. J.; BRANTHOMME, A. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, London, v. 360, n. 1454, p. 373-384, feb. 2005.

MELLO, D. L. B. **Dispersão, fenologia e conservação de *Annona crassiflora* Mart. (Annonaceae)**. 2009. 65p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

MITTAL, I. C. Natural manuring and soil conditioning by dung beetles. **Tropical Ecology**, Varanasi, v. 34, n. 2, p. 150-159, 1993.

MOREIRA, A. A.; FORTI, L. C.; ANDRADE, A. P. P.; BOARETTO, M. A. C.; LOPES, J. F. S. Nests architecture of *Atta laevigata* (F. Smith, 1858) (Hymenoptera: Formicidae). **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 39, n. 2, p. 109-116, aug. 2004.

MYERS, N. Florestas tropicais e suas espécies, sumindo, sumindo...? In: WILSON, E. O. coor. **Biodiversidade**. Rio de Janeiro, Nova Fronteira, 1997, p. 89-97.

NAVARRETE D.; HALFFTER, G. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) diversity in continuous forest, forest fragments and cattle pastures in a landscape of Chiapas, México: the effects of anthropogenic changes. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 12, p. 2869-2898, nov. 2008.

NEVES, F. S. BRAGA, R. F.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; DELABIE, J. H. C.; FERNANDES, G. W.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Diversity of arboreal ants in a Brazilian tropical dry forest: effects of seasonality and successional stage. **Sociobiology**, Chico, v. 56, n. 1, p. 1-18, 2010.

NEWMAN, E. I. **Conservation and management of wild species**. In: NEWMAN, E. I. Applied Ecology. Oxford: Blackweel Science, 1996, p. 241-288.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, n. 1, p. 1-19, jun. 2007.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**., Essex, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, jun. 2008.

NYEKO, P. Dung beetle assemblage and seasonality in primary forest and forest fragments on agricultural landscapes in Budongo, Uganda. **Biotropica**, Washington, v. 41, n. 4, p. 476-489, jul. 2009.

OLIVEIRA, P. J. C.; ASNER, G. P.; KNAPP, D. E.; ALMEYDA, A.; GALVÁN-GILDEMEISTER, R.; KEENE, S.; RAYBIN, R. F.; SMITH, R. C. Land-use allocation protects the Peruvian Amazon. **Science**, v. 317, p. 1233-1236, aug. 2007.

PAIGE, K.; WHITHAM, T. Overcompensation in response to mammalian herbivory: the advantage of being eaten. **The American Naturalist**, Chicago, v. 129, n. 3, p. 407-416, 1987.

PEREIRA, M. P. S.; QUEIROZ, J. M.; VALCARCEL, R.; MAYHÉ-NUNES, A. J. Fauna de formigas como ferramenta para monitoramento de área de mineração reabilitada na Ilha da Madeira, Itaguaí, RJ. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 3, p. 197-204, 2007.

PERFECTO, I.; SNELLING, R. R. Biodiversity and the transformation of a tropical agroecosystem: ants in coffee plantations. **Ecological Applications**, Tempe, v. 5, n. 4, p. 1084-1097, nov. 1995.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; HANSON, P.; CARTÍN, V. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 6, n. 7, p. 935-945, jul. 1997.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. **Oecologia**, Berlin, v. 108, n. 3, p. 577-582, nov. 1996.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Quality of agroecological matrix in a tropical montane landscape: ants in coffee plantations in southern Mexico. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 1, p. 174-182, feb. 2002.

PETERNELLI, E. F. O.; DELLA LUCIA, T. M. C.; MARTINS, S. V. Espécies de formigas que interagem com as sementes de *Mabea fistulifera* Mart. (Euphorbiaceae). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 5, p. 733-738, sept./oct. 2004.

QUINTERO, I.; HALFFTER, G. Temporal changes in a community of dung beetles (Insecta: Coleoptera: Scarabaeinae) resulting from the modification and fragmentation of tropical rain forest. **Acta Zoológica Mexicana**, México, v. 25, n. 3, p. 625-649, 2009.

QUINTERO, I.; ROSLIN, T. Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in Central Amazonia. **Ecology**, Tempe, v. 86, n. 12, p. 3303-3311, 2005.

RAMOS, L. S.; MARINHO, C. G. S.; ZANETTI, R.; DELABIE, J. H. C.; SCHLINDWEIN, E. M. N. Impacto de iscas formicidas granuladas sobre a mirmecofauna não-alvo em eucaliptais segundo duas formas de aplicação. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 32, n. 2, p. 231-237, apr./jun. 2003.

RASMUSSEN, J. L. The influence of horn and body size on the reproductive behavior of the horned rainbow scarab beetle *Phanaeus difformis* (Coleoptera: Scarabaeidae). **Journal of Insect Behavior**, New York, v. 7, n. 1, p. 67-82, jan. 1994.

RATCLIFFE, B. C. 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 relationship. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 34, n. 4, p. 337-350, dec. 1980.

REYNA-HURTADO, R.; TANNER, G. W. Habitat preference of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul forest, Campeche, Mexico. **Biotropica**, Washington, v. 37, n. 4, p. 676-685, dec. 2005.

ROBERTS, D. L.; ROBERT, J. C.; PETIT, L. J. Use of premontane moist forest and shade coffee agroecosystems by army ants in western Panama. **Conservation Biology**, Boston, v. 14, n. 1, p. 192-199, feb. 2000.

SALA, O. E.; CHAPIN III, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770-1774, mar. 2000.

SANFORD, M. P.; MANLEY, P. N.; MURPHY, D. D. Effects of urban development on ant communities: implications for ecosystem services and management. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, n. 1, p. 131-141, feb. 2009.

SANTOS-HEREDIA, C.; ANDRESEN, E.; ZÁRATE, D. Secondary seed dispersal by dung beetle in a Colombian rain forest: effects of dung type and defecation pattern on seed fate. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.26, n.4, p.355-364, jul, 2010.

SCHMIDT, F. A.; DIEHL, E. What is the effect of soil use on ant communities?. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 37, n. 4, p. 381-388, jul./aug. 2008.

SCHOEREDER, J. H.; SOBRINHO, T. G.; RIBAS, C. R.; CAMPOS, R. B. F. Colonization and extinction of ant communities in a fragmented landscape. **Austral Ecology**, Carlton, v. 29, n. 4, p. 391-398, aug. 2004.

SCHULZE, H. C.; WALTERT, W.; KESSLER, P. J. A.; PITOPANG, R.; SHAHABUDDIN.; VEDDELER, D.; MÜHLENBERG, M.; GRADSTEIN, S. R.; LEUSCHNER, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds and insects. **Ecological Applications**, Tempe, v. 14, n. 5, p. 1321-1333, out. 2004.

SHAHABUDDIN.; HIDAYAT, P.; MANUWOTO, S.; NOERDJITO, W. A.; TSCHARNTKE, T.; SCHULZE, C. H. Diversity and body size of dung beetles attracted to different dung types along a tropical land-use gradient in Sulawesi, Indonesia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 1, p. 53-65, dec. 2010.

SHUKLA, J.; NOBRE, C.; SELLERS, P. Amazon deforestation and climate change. **Science**, v. 247, n. 4948, p. 1322-1325, mar. 1990.

SILVEIRA, F. A. O.; SANTOS, J. C.; VIANA, L. R.; FALQUETO, S. A.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; FERNANDES, G. W. Predation on *Atta laevigata* (Smith 1858) (Formicidae Attini) by *Canthon virens* (Mannerheim 1829) (Coleoptera Scarabaeidae). **Tropical Zoology**, Firenze, v. 19, n. 1, p. 1-7, 2006.

STEVEN, P.; BETTY, M.; LEE, C. C. Using ant species (Hymenoptera: Formicidae) as a biological indicator of agroecosystem condition. **Environmental Entomology**, College Park, v. 27, n. 5, p. 1102-1110, oct. 1998.

STILES, E. W. Patterns of fruit presentation and seed dispersal in bird-disseminated woody plants in the eastern deciduous forest. **The American Naturalist**, Chicago, v. 116, n. 5, p. 670-688, nov. 1980.

SUAREZ, A.; BOLGER, D. T.; CASE, T. J. Effects of fragmentation and invasion on native ant communities in coastal southern California. **Ecology**, v. 79, n. 6, p. 2041-2056, sep. 1998.

TSCHARNTKE, T.; STEFFAN-DEWENTER, S.; KRUESS, A.; THIES, C. Contribution of small habitat fragments to conservation of insect communities of grassland-cropland landscape. **Ecological Applications**, Tempe, v. 12, n. 2, p. 354-363, apr. 2002.

VASCONCELOS, H.; DAVIDSON, D. W. Relationship between plant size and ant associates Amazonian ant-plants. **Biotropica**, Washington, v. 32, n. 1, p. 100-111, mar. 2000.

VASCONCELOS, H. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in Central Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 8, n. 3, p. 409-420, mar. 1999.

VAZ-DE-MELLO, F. Z.; LOUZADA, J. N. C. Considerações sobre forrageio arbóreo por Scarabaeidae (Coleoptera, Scarabaeoidea), e dados sobre sua ocorrência em floresta tropical do Brasil. **Acta Zoológica Mexicana**, México, v. 72, p. 55-61, 1997.

VAZ-DE-MELLO, F. Z. Revision and phylogeny of the dung beetle genus *Zonocopriss* Arrow 1932 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae), a phoretic of land snails. **Annales de la Societe Entomologique de France**, Paris, v. 43, n. 2, p. 231-239, jun. 2007.

VIEIRA, I. C. G.; SILVA, J. M. C.; TOLEDO, P. M. Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 19, n. 54, p. 153-164, may/aug. 2005.

VILLALOBOS, F. J.; DIAZ, A.; FAVILA, M. Two species of *Canthon* Hoffmannsegg (Coleoptera: Scarabaeidae) feed on dead and live invertebrates. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 52, n. 2, p. 101-104, jun. 1998.

VULINEC, K. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), monkeys and conservation in Amazonia. **Florida Entomologist**, Gainesville, v. 83, n. 3, p. 229-241, sept. 2000.

WATERHOUSE, D. F. The biological control of dung. **Scientific American**, New York, v. 23, n. 3, p. 100-109, 1974.

WATT, A. D.; STORK, N. E.; BOLTON, B. The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 39, n. 1, p. 18-30, feb. 2002.

WHEELER, W. M. Social life among the insects. **The Scientific Monthly**, New York, v. 15, n. 6, p. 527-541, 1922.

WHITFORD, W. G., VAN ZEE, J., NASH, M. S., SMITH, W. E.; HERRICK, J. E. Ants as indicators of exposure to environmental stressors in North American desert grasslands. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 54, n. 2, p. 143-171, 1999.

WILSON, E. O. Causes of ecological success: the case of the ants. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 56, n. 1, p. 1-9, feb. 1987.

WILSON E. O. **Diversidade da vida**, Companhia das Letras: São Paulo, 1994, 447p.

WYATT, R. Ant-pollination of the granite outcrop endemic *Diamorpha smallii* (Crassulaceae). **American Journal of Botany**, Columbus, v. 68, n. 9, p. 1212-1217, 1981.

YOUNG, O. P. Perching behaviour of *Canthon viridis* (Coleoptera: Scarabaeidae) in Maryland. **Journal of the New York Entomological Society**, Lawrence, v. 90, n. 3, p. 161-165, 1982.

YOUNG, O. P. Perching of Neotropical dung beetles on leaf surfaces-an example of behavioral thermoregulation? **Biotropica**, Washington, v. 16, n. 4, p. 234-327, dec. 1984.

YOUNG, O. P. The attraction of Neotropical Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) to reptile and amphibian fecal material. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 35, n. 3, p. 345-348, sep. 1981.

ZARIN, D. J.; DUCEY, M. J.; TUCKER, J. M.; SALAS, W. A. Potential biomass accumulation in Amazonian regrowth forests. **Ecosystems**, New York, v. 4, n. 7, p. 658-668, 2001.

CAPÍTULO 1

**Varição temporal na comunidade de besouros Scarabaeinae
(Coleoptera: Scarabaeidae) em diferentes sistemas de uso da terra na
Amazônia**

RESUMO

A variação temporal em comunidades biológicas ainda é pouco estudada e um dos motivos pode ser a carência de projetos de longo prazo e outras dificuldades de execução ligadas a trabalhos desta natureza. A variação temporal na comunidade de besouros escarabeíneos até o momento é pouco compreendida. O objetivo deste trabalho foi verificar a variação temporal e sazonal da comunidade de escarabeíneos em longo (quatro anos) e curto (seis meses) prazos e como se comporta a comunidade temporalmente de acordo com a intensidade de uso da terra. Os besouros foram capturados com o auxílio de pitfall iscado com fezes humanas em Benjamin Constant, AM. Os extremos do gradiente de uso da terra: floresta primária e pastagem se mativeram os mais ricos e pobres em espécies, respectivamente. O número de espécies variou temporalmente na floresta primária e na agrofloresta. A abundância variou temporalmente. A espécie *Eurysternus caribaeus* (Herbst, 1789) que inicialmente apresentava representatividade somente na floresta primária começou a expandir sua dominância também em florestas secundárias após quatro anos. O padrão de dominância de espécies foi muito similar temporalmente em todos os sistemas de uso da terra, com exceção da pastagem que não apresentou padrão. Não foi observada variação sazonal da comunidade. Pelo ANOSIM a estrutura da comunidade mudou somente na floresta primária e na floresta secundária velha na escala temporal. A estrutura das guildas foi similar temporalmente na floresta primária ($\chi^2 = 10,83$; $p > 0.05$) e na floresta secundária nova ($\chi^2 = 14,35$; $p > 0.05$). A troca temporal de espécies dentro de cada sistema foi significativa.

Palavras-chave: Bioindicador. Conservação. Diversidade de espécies. Floresta Amazônica. Rola-bosta.

ABSTRACT

Temporal variation in biological communities is still little studied; and one of the reasons for this is the lack of long-term projects and other troubles encountered in the accomplishment of works of this nature. The temporal variation in the community of dung beetles is little known. The aim of this study was to assess the long (four years) and short term (six months) temporal and seasonal variation of dung beetle communities and establish how the community behaves temporally according to the intensity of land use. The beetles were captured with the aid of pitfall traps baited with human feces in Benjamin Constant, AM. The extremes of the land use gradient were the primary forest and pasture which remained rich and poor in species, respectively. The number of species presented long temporal variation in primary forest and agroforestry. Abundance varied between collections, but showed no pattern between the long and short temporal variation. *Eurysternus caribaeus* (Herbst, 1789), which was represented only in the primary forest began to expand its dominance in secondary forests after four years. The pattern of species dominance with time was very similar in all systems of land use, except in the pasture in which no pattern was observed. No seasonal variation of the community was observed. Community structure changed only for the primary forest and old secondary forest in the long term. The structure of the guilds was temporally similar; and temporal change of species within each system was significant.

Keywords: Amazon forest. Conservation. Species diversity. Dung beetle. Bioindicator.

1 INTRODUÇÃO

Como, quanto e porque a diversidade de espécies muda em diferentes escalas temporais e espaciais são perguntas que fascinam os ecólogos (ESCOBAR et al., 2008). A procura pelas respostas vem sendo um dos objetivos de muitos pesquisadores, cada um tentando entender como a estrutura da comunidade muda no tempo e no espaço (ESCOBAR et al., 2008; HALFFTER et al., 2007). Compreender estes padrões é o passo inicial para o estudo mais aprofundado do comportamento da comunidade frente a variados distúrbios (LARSEN; FORSYTH, 2005), como perda de habitat, fragmentação e diferentes sistemas de uso da terra (KLEIN, 1989, NICHOLS et al., 2007).

A possibilidade de compreender essa mudança é bastante difícil, devido à maioria dos sistemas ecológicos serem altamente dinâmicos em relação a composição e abundância de espécies em uma variedade de escalas espaciais (FUKUMI; WARDLE, 2005). O estudo em diferentes escalas é muito importante na avaliação da diversidade de espécies, desde que os processos que influenciam essa biodiversidade variem com ela (ARELLANO; HALFFTER, 2003). Apesar de os trabalhos que focam essa variação espacial serem bastante abundantes (DURÃES; MARTINS; VAZ-DE-MELLO, 2005; ROSLIN, 2000), a troca temporal da composição das espécies tem recebido pouca atenção (SHURIN, 2007).

A investigação da dinâmica de uma comunidade é facilitada quando se utiliza invertebrados, pois estes apresentam, em sua maioria, ciclo de vida curto, dominância numérica e na biomassa (BLACK; SHEPARD; ALLEN, 2001; HÖLLDOBLER; WILSON, 1990), além da facilidade de coleta (FAVILA; HALFFTER, 1997) e escala espacial relativamente pequena. Dentre os invertebrados, os besouros rola-bostas (Scarabaeidae: Scarabaeinae) se destacam por apresentarem, além destas características, capacidade indicadora para

avaliação de respostas biológicas (DAVIS et al., 2001; HALFFTER; FAVILA, 1993), pois respondem negativamente a destruição, fragmentação e isolamento de habitats florestais (HALFFTER; FAVILA; HALFFTER, 1992; KLEIN, 1989).

Apresentam também importante papel ecológico em processos de ciclagem de nutrientes, dispersão de sementes e controle biológico (ANDRESEN, 2001; NICHOLS et al., 2008). Por ser um grupo de importância ecológica, torna-se necessário conhecer sua dinâmica temporal; no entanto, poucos trabalhos visam essa variação (eg. ESCOBAR et al. (2008); HALFFTER et al. (2007); QUINTERO; HALFFTER (2009); QUINTERO; ROSLIN (2005)).

Diferentes questões sobre estabilidade em relação a complexidade do habitat produzem respostas diferenciadas (PIMM, 1984); entretanto, o aumento da complexidade pode estar relacionado ao aumento da estabilidade (MCCANN, 2000). Andresen (2002) não encontrou diferença entre o número de indivíduos de escarabeíneos entre a estação de seca e de chuva, enquanto Quintero e Halffter (2009) verificaram que após 14 anos a comunidade de escarabeíneos se recuperou dos efeitos da fragmentação detectados por Klein (1989), devido a regeneração natural da área circundante do fragmento.

Este trabalho foi realizado com o objetivo de verificar a resposta temporal dos besouros escarabeíneos em duas escalas temporais e sazonais: longa (entre os períodos chuvosos de 2004 e 2008 e entre o período chuvoso de 2004 e seco de 2008) e curta (entre o período chuvoso e seco de 2008), em diferentes níveis de intensidade de uso da terra. Para isso, foram testadas as seguintes hipóteses:

- a) em sistemas com nível intermediário de distúrbio a comunidade de besouros escarabeíneos se altera mais do que os extremos do gradiente;

- b) comunidades nos extremos de gradiente de distúrbio, como floresta primária e pastagem, se mantêm estavelmente ricas ou pobres, respectivamente nas duas escalas temporais e sazonais;
- c) a comunidade de besouros Scarabaeinae se altera mais em longa escala temporal do que em pequena escala temporal.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo e seleção de área

Este estudo é parte do projeto “Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity” (CSM-BGBD), no Brasil é denominado BiosBrasil. O projeto é co-fundado pelo “Global Environmental Facility” (GEF) com implementação de apoio da “United Nations Environment Programme” (UNEP). Este projeto foi realizado em sete países (Brasil, Costa do Marfim, Índia, Indonésia, Kenia, México e Uganda) com o objetivo de promover a consciência e compreensão da biodiversidade de solo, que é fundamental para a sustentabilidade da produção agrícola em áreas tropicais, através da demonstração de conservação e manejo sustentável.

A área de estudo está localizada no município de Benjamin Constant, noroeste da Amazônia, na tríplice fronteira com o Brasil, Colômbia e Peru (4°20' e 4°26' Sul e 69°36' e 70°20' Oeste). As áreas incluem as comunidades de Guanabara II, Nova Aliança e a cidade de Benjamin Constant, situada a aproximadamente 1.100 Km a oeste de Manaus, no Alto do Rio Solimões (ANEXO A). A região é de difícil acesso e, por isso, apresenta relativamente pouca intervenção humana, quando comparada com outras regiões amazônicas. As comunidades indígenas ticunas e cocamas estão localizadas nestas áreas há 22 anos e estão organizadas em associações que praticam a pesca, agricultura de pequena escala (shifting cultivation), sistema agroflorestal e extração vegetal. A área representa um dos mais importantes “hotspot” em termos de agrobiodiversidade.

Grids quadrados foram definidos em cada uma dessas três áreas: grids 01 e 02 foram localizados na comunidade Guanabara II; grids 03, 04 e 05 em Nova Aliança e o grid 06 foi localizado na cidade de Benjamin Constant. Cada grid foi

dividido em quatro transectos, com quatro pontos de amostragem cada. A distância comum entre cada ponto foi de 100 m, totalizando 16 pontos por grid; no entanto, alguns pontos adicionais foram localizados no meio de dois pontos já marcados para complementação dos pontos de coleta.

As amostras foram coletadas em seis sistemas de uso do solo, constituindo um gradiente de intensidade de uso da terra: floresta primária, floresta secundária em estado avançado de regeneração (floresta secundária velha), floresta secundária em estado inicial de regeneração (floresta secundária nova), agrofloresta, agricultura e pastagem (APÊNDICE A) (Tabela 1). Mais informações sobre a classificação de cada sistema pode ser adquirida em Fidalgo et al. (2005) e Moreira et al. (2009).

O clima da região é úmido a super úmido af (Köppen), sem uma estação seca e com uma temperatura média anual de 25,7°C e precipitação de 2,562 mm. A precipitação nos meses secos é superior a 100 mm, e os picos de chuva ocorrem de dezembro a abril.

Tabela 1 Caracterização e número de pontos coletados em três épocas, em seis sistemas de uso da terra, nas três áreas do município de Benjamin Constant, Amazonas, Brasil

Sistema de uso da terra	Caracterização	Pontos amostrados		
		Chuva 2004	Chuva 2008	Seca 2008
Floresta primária	Vegetação primária de floresta Amazônica de terra firme, sem ocorrência de desflorestamento ou retirada de material lenhoso.	20	15	16
Floresta secundária velha	Vegetação secundária resultante de floresta Amazônica de terra firme após 5 anos de regeneração.	10	14	15
Floresta secundária nova	Vegetação secundária resultante de floresta Amazônica de terra firme com até 5 anos de regeneração.	30	17	18

“Tabela 1, conclusão”

Agrofloresta	Sistema agroflorestal combinando árvores frutíferas, como o cupuaçu e a pupunha e arbustos com a presença de árvores da floresta original.	10	15	15
Agricultura	Sistema de cultivo misto, com culturas anuais ou semiperenes, onde a mandioca, milho e banana são predominantes.	17	16	17
Pastagem	Área destinada a produção animal, coberta por gramíneas, com predominância de capim imperial <i>Axonopus scoparius</i> (Flügge) Kuhl. m.	13	16	16

2.2 Coleta de besouros

Os besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae) foram amostrados usando pitfalls (19 cm de diâmetro, 11 cm de profundidade) enterrados ao nível do solo iscado com fezes humanas. Dentro de cada armadilha foram adicionados 250 ml de solução salina mais detergente (APÊNDICE B). Três armadilhas foram colocadas em cada ponto amostral, dispostas formando um triângulo, com 2,0 m de distância entre elas.

As coletas foram realizadas em três tempos: março a abril de 2004 (estação chuvosa) (SILVA, 2005), março a abril de 2008 (estação chuvosa) e setembro a outubro de 2008 (estação seca). Para cada ponto amostral a coleta foi realizada uma única vez em cada evento de coleta. As armadilhas ficaram instaladas por um período de 24 horas e, após esse tempo, o conteúdo de cada armadilha foi acondicionado em saco plástico com os dados de procedência e álcool 70%. As amostras foram levadas ao laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados da Universidade Federal de Lavras. No laboratório cada amostra foi triada e os besouros foram identificados com o auxílio de microscópio estereoscópio. As espécies foram revisadas pelo taxonomista Dr. Fernando Z. Vaz-de-Mello.

Os espécimes foram depositados nas coleções do Setor de Ecologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA), e da Seção de Entomologia da Coleção Zoológica da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT).

2.3 Análises dos dados

Para verificar a ocorrência de grupos distintos entre as campanhas foi realizada a análise “nonmetric multidimensional scaling” (NMDS). Os dados foram transformados em raiz quadrada e a ordenação foi realizada utilizando-se dados de abundância estandardizados e empregou-se o índice de Bray-Curtis, como medida de similaridade entre os pontos buscando obter um gradiente que representasse a variação temporal na composição das espécies.

Para verificar diferenças significativas na estrutura da comunidade, entre as campanhas para cada sistema de uso do solo, foi realizada a análise de similaridade (ANOSIM) (CLARKE; WARWICK, 2001). Essas análises foram feitas utilizando-se o programa Primer v.5 (CLARKE; GORLEY, 2001).

No entanto, o ANOSIM diferencia os grupos devido a sua localização, a sua dispersão relativa ou a ambos, o que pode ser interpretado como uma limitação quando se tem grupos com níveis muito distintos de variabilidade. Para isso é possível analisar as diferenças na variabilidade multidimensional de grupos usando testes específicos para esse fim. O PERMDISP foi utilizado em parceria com o ANOSIM para desvendar as possíveis razões das diferenças detectadas pelo ANOSIM (ANDERSON, 2004). Dessa forma, para verificar diferenças significativas na homogeneidade da variância dos pontos entre as épocas, dentro de cada sistema, e assim entender as possíveis diferenças detectadas pelo ANOSIM, foram calculadas as distâncias dos pontos de cada sistema para cada um dos eventos de coleta a partir de observações de seus centróides, utilizando-se ANOVA. Os dados foram transformados em raiz

quadrada e o valor de p foi obtido através de 5000 permutações de observações, com auxílio do programa PERMDISP2 (ANDERSON, 2004).

Para verificar diferenças entre o número de espécies para cada época foi construída a curva de acumulação de espécies utilizando o Sobs (Mao Tau) baseado no número de indivíduos, com o intervalo de confiança de $\pm 95\%$ (COLWELL; MAO; CHANG, 2004). Esta análise foi realizada através do programa EstimateS 7.5 (COLWELL, 2005), utilizando 500 randomizações.

Para constatar diferenças no número de indivíduos coletados entre as épocas de coleta foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM), com distribuição de erros tipo Poisson, tendo a abundância total das espécies em cada sistema de uso da terra como variável resposta e as diferentes épocas de coleta como variável determinante. Para avaliar as possíveis diferenças na captura dos indivíduos, efetuou-se uma análise de contraste. Todas as análises foram efetuadas utilizando-se o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2007).

A distribuição de abundância foi realizada a fim de se observar se a estrutura da comunidade em relação ao padrão de dominância das espécies variou de acordo com a variação temporal e sazonal. Essas curvas ordenaram as espécies da mais abundante para a menos abundante. Os ranks foram contruídos para os diferentes eventos de captura dentro de cada sistema de uso da terra. Os dados de abundância foram transformados em $(\log + 1)$.

Para verificar diferença entre a proporção das guildas entre as épocas de coleta as espécies foram separadas em escavadores, rola-dores e residentes (HALFFTER; EDMONDS, 1982), e a segregação por tamanho foi baseada no trabalho de Escobar et al. (2008), que dividiu os besouros em pequenos (< 10 mm) e grandes (> 10 mm); posteriormente foi utilizado o teste do qui-quadrado.

Para tentar explicar a contribuição do sistema amostrado (espacial) e evento de coleta (temporal) na diversidade total foi utilizado um modelo de

partição aditiva (VEECH et al., 2002), em que a riqueza total é distribuída da seguinte maneira: $\gamma = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2$, em que α_1 é a diversidade do ponto amostral, β_1 é a troca de espécies entre os pontos amostrais e β_2 é a troca de espécies entre as épocas. Os valores observados e estimados da diversidade α e β foram obtidos com auxílio do programa PARTITION (VEECH; CRIST, 2009), selecionando a rotina com 10000 aleatorizações baseadas no indivíduo. Esta randomização gera um procedimento de distribuição estimada dos valores de α e β , tornando possível a comparação estatística dos valores observados em cada escala de análise (ESCOBAR et al., 2008).

3 RESULTADOS

3.1 Padrão temporal de abundância e diversidade

Das três campanhas obtiveram-se 6792 indivíduos, pertencentes a 63 espécies de 18 gêneros e seis tribos Neotropicais (Ateuchini, Canthonini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini) (Tabela 2). Dentre as 31 espécies não identificadas ao nível de espécie, foi encontrado um novo gênero ainda não descrito e possivelmente outras novas espécies.

No período chuvoso de 2004 e 2008 foram coletados 3033 e 1317 indivíduos, respectivamente, e na época seca de 2008 foram capturados 2442 indivíduos. Foram encontradas 50 espécies na época de chuva de 2004, 46 na época de chuva de 2008 e 55 espécies na época de seca de 2008 (Tabela 2). Trinta e cinco espécies foram compartilhadas em todas as campanhas. As tribos Canthonini e Coprini foram melhor representadas em riqueza, com 15 espécies cada uma. A tribo Oniticellini, apesar de apresentar apenas sete espécies, foi representativa em relação a abundância, apresentando 2115 indivíduos, somando-se todas as campanhas (Tabela 2).

Tabela 2 Número de indivíduos de besouros Scarabaeinae coletados em três épocas, Benjamin Constant, AM, Brasil

Espécies/TRIBO	Chuva 2004	Chuva 2008	Seca 2008
ATEUCHINI			
<i>Ateuchus connexus</i> (Harold, 1868)	-	1	1
<i>Ateuchus murrayi</i> (Harold, 1868)	6	-	11
<i>Ateuchus</i> aff. <i>scatimoides</i> (Balthasar, 1939)	16	5	25
<i>Ateuchus</i> aff. <i>simplex</i> (Serville, 1828)	-	3	10
<i>Ateuchus</i> sp. 1	-	-	5
<i>Uroxys</i> sp. 1	5	2	12
<i>Uroxys</i> sp. 2	1	-	4
<i>Uroxys</i> sp. 3	1	2	6
<i>Uroxys</i> sp. 4	1	-	-

Gênero novo	3	1	1
CANTHONINI			
<i>Anisocanthon</i> sp. nov. 1	1	3	-
<i>Canthon</i> aff. <i>angustatus</i> Harold, 1867	-	2	12
<i>Canthon quadriguttatus</i> (Olivier, 1789)	-	1	6
<i>Canthon subhyalinus</i> Harold, 1867	-	-	4
<i>Canthon</i> aff. <i>quinquemaculatus</i> Castelnau, 1840	7	8	3
<i>Canthon mutabilis</i> Lucas, 1857	16	20	21
<i>Canthon proseni</i> (Martínez, 1949)	69	91	221
<i>Canthon triangularis</i> (Drury, 1770)	25	-	7
<i>Canthonella</i> sp. 1	-	-	2
<i>Deltochilum amazonicum</i> Bates, 1887	1	5	8
<i>Deltochilum carinatum</i> (Westwood, 1837)	2	1	2
<i>Deltochilum</i> sp. 1	3	3	21
<i>Deltochilum</i> sp. 2	4	5	6
<i>Pseudocanthon</i> aff. <i>xanthurus</i> (Blanchard, 1845)	825	137	189
<i>Scybalocanthon</i> sp. 1	1	-	-
COPRINI			
<i>Canthidium</i> (<i>Canthidium</i>) aff. <i>depressum</i> (Boucomont, 1928)	12	8	24
<i>Canthidium</i> (<i>Canthidium</i>) sp. 1	4	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Canthidium</i>) sp. 2	6	-	4
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) sp. 1	44	15	52
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) sp. 2	4	-	4
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) sp. 3	1	-	4
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) <i>onitoides</i> (Perty, 1830)	1	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) aff. <i>funebre</i> Balthasar, 1939	-	-	1
<i>Dichotomius fortistriatus</i> (Luederwaldt, 1923)	95	70	85
<i>Dichotomius</i> aff. <i>conicollis</i> (Blanchard, 1845)	-	2	1
<i>Dichotomius mamillatus</i> (Felsche, 1901)	19	18	36
<i>Dichotomius ohausi</i> (Luederwaldt, 1923)	7	5	6
<i>Dichotomius robustus</i> (Luederwaldt, 1935)	2	1	1
<i>Dichotomius</i> sp. nov. aff. <i>prieto</i> (Martínez & Martínez, 1981)	45	12	20
<i>Ontherus pubens</i> Génier, 1996	91	68	55
ONITICELLINI			
<i>Eurysternus strigilatus</i> Génier, 2009	42	28	36
<i>Eurysternus wittmerorum</i> Martínez, 1988	44	37	66
<i>Eurysternus caribaeus</i> (Herbst, 1789)	334	207	524
<i>Eurysternus hamaticollis</i> Balthasar, 1939	18	16	17
<i>Eurysternus howdeni</i> Génier, 2009	12	11	12
<i>Eurysternus foedus</i> Guérin-Ménéville, 1844	21	42	37
<i>Eurysternus hypocrita</i> Balthasar, 1939	251	175	185

“Tabela 2, conclusão”

ONTHOPHAGINI			
<i>Onthophagus</i> aff. <i>acuminatus</i> Harold, 1880	319	44	144
<i>Onthophagus</i> aff. <i>digitifer</i> Boucomont, 1932	1	1	-
<i>Onthophagus</i> aff. <i>marginicollis</i> Harold, 1880	66	8	19
<i>Onthophagus</i> aff. <i>xanthomerus</i> Bates, 1887	3	3	2
<i>Onthophagus</i> aff. <i>bidentatus</i> (Drapiez, 1819)	233	70	116
<i>Onthophagus</i> aff. <i>haematopus</i> Harold, 1875	270	52	135
PHANAEINI			
<i>Coprophanaeus telamon</i> (Erichson, 1847)	28	17	21
<i>Coprophanaeus callegarii</i> Arnaud, 2002	-	-	2
<i>Gromphas aeruginosa</i> (Perty, 1830)	1	-	-
<i>Gromphas amazônica</i> Bates, 1870	-	-	1
<i>Oxystemon conspicillatum</i> (Weber, 1801)	4	1	5
<i>Oxystemon lautum</i> (MacLeay, 1819)	-	1	-
<i>Oxystemon silenus peruanum</i> Pereira, 1943	45	101	236
<i>Phanaeus bispinus</i> Bates, 1868	-	3	3
<i>Phanaeus cambeforti</i> Arnaud, 1982	5	7	4
<i>Phanaeus chalcomelas</i> (Perty, 1830)	18	4	7
Total de indivíduos	3033	1317	2442
Total de espécies	50	46	55

O número de espécies foi influenciado pela variação temporal somente para a floresta primária da época seca de 2008, que apresentou maior número de espécies que na chuva de 2004, e para a agrofloresta da época chuvosa de 2008 que apresentou mais espécies que na época chuvosa de 2004. Para os outros sistemas a variação temporal não influenciou no número de espécies capturadas (Gráfico 1). A curva de acumulação de espécies chegou a assíntota somente para pastagem na época seca de 2008, para as outras épocas em cada sistema existe uma tendência a assíntota, mas provavelmente, com o aumento dos indivíduos capturados, novas espécies seriam registradas.

Ocorreu variação temporal da abundância média, mas a variação não foi similar para todos os sistemas (Tabela 3). A época seca alcançou a maior abundância nas florestas secundárias. Em geral a chuva de 2008 apresentou a menor abundância em todos os sistemas (Tabela 3).

Tabela 3 Número de indivíduos (média + SE) em três épocas, em diferentes sistemas de uso da terra, mediante a análise de contraste. Letras iguais na linha não apresentam diferença significativa ($p < 0.05$)

Sistema de uso da terra		Chuva-2004	Chuva-2008	Seca-2008
Floresta primária	Média	76.9 a	51.2 b	83.0 a
	Erro Padrão	± 6.8	± 12.1	± 8.6
Floresta secundária velha	Média	8.8 b	8.4 b	22.1 a
	Erro Padrão	± 2.8	± 1.8	± 4.6
Floresta secundária nova	Média	13.0 b	7.3 c	20.5 a
	Erro Padrão	± 3.5	± 1.6	± 4.1
Agrofloresta	Média	16.7 a	7.5 c	11.5 b
	Erro Padrão	± 4.7	± 1.7	± 2.7
Agricultura	Média	49.8 a	11.9 b	15.1 b
	Erro Padrão	± 11.0	± 2.9	± 6.5
Pastagem	Média	1.6 a	0.4 b	1.5 a
	Erro Padrão	± 0.94	± 0.2	± 0.4

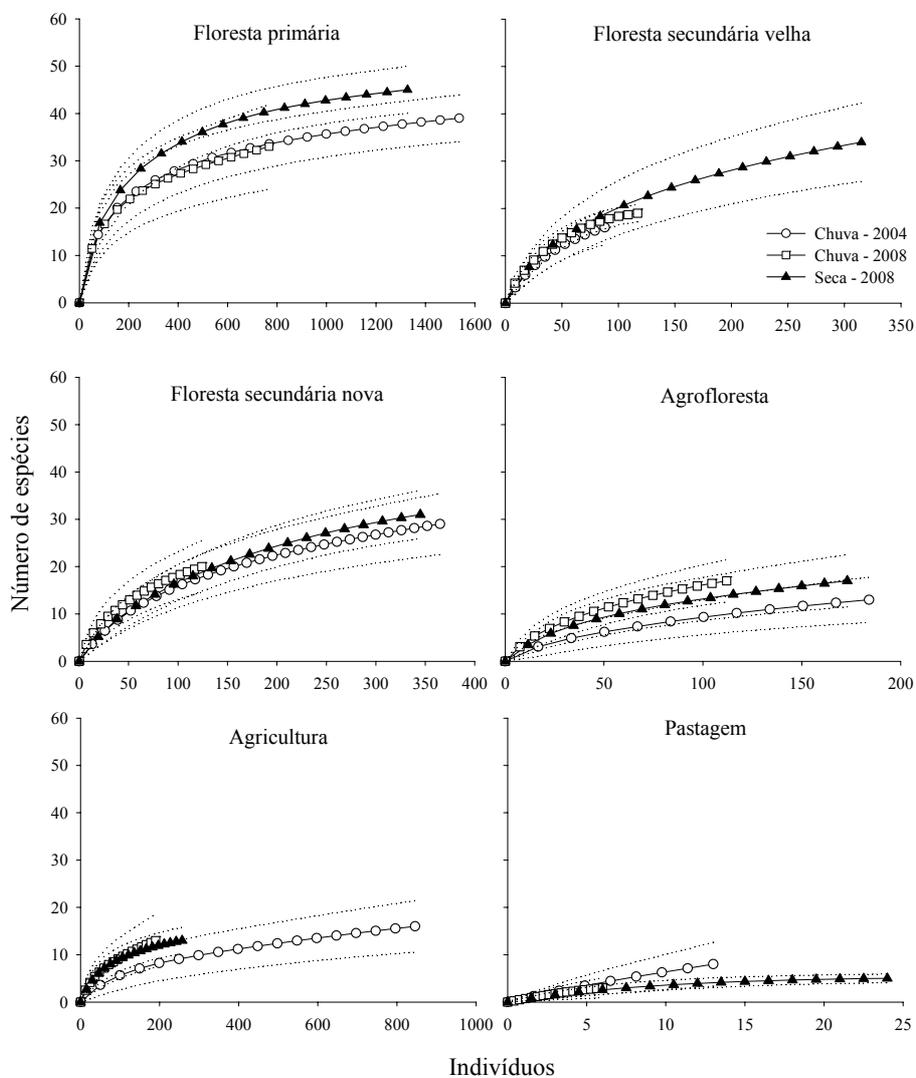


Gráfico 1 Curva de acumulação de espécies de besouros Scarabaeinae, coletados em três épocas, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada indica o intervalo de confiança (95%)

3.2 Padrão temporal de composição

A equitatividade mostrou padrão temporalmente e sazonalmente estável. Na variação temporal curta e longa para a floresta primária, *Eurysternus caribaeus* (Herbst, 1789) se manteve estável temporalmente com a maior representatividade numérica em todas as épocas (Gráfico 2). *E. caribaeus*, na época de 2004, se mostrou importante apenas em áreas de floresta primária, mas nas campanhas de 2008 ela começa a se tornar importante também em áreas de florestas secundárias tanto velha quanto nova (Gráfico 2).

Oxysternon silenus peruanum Pereira, 1943 que não aparecia em nenhum ambiente como uma das três principais espécies de maior representatividade nas coletas realizadas em 2004, torna-se importante em quase todos os sistemas nas campanhas de 2008, exceto nas pastagens e nas florestas primárias (Gráfico 2). Tanto a floresta secundária velha quanto a nova apresentaram diferença entre as espécies dominantes na variação temporal longa, já na variação temporal curta as espécies dominantes são, na maioria, as mesmas (Gráfico 2).

Onthophagus aff. acuminatus Harold, 1880 e *Ontherus pubens* Génier, 1996 apresentaram representatividade alta na coleta da época chuvosa de 2004 na maioria dos sistemas amostrados (Gráfico 2). Nas coletas de 2008, a importância destas espécies se desloca para as áreas de maior intensidade de uso da terra, não aparecendo nas florestas secundárias (Gráfico 2). Na agrofloresta *O. aff. acuminatus* e *O. pubens* se mantiveram como importantes espécies temporalmente estáveis.

A agricultura apresentou *Pseudocanthon aff. xanthurus* Blanchart, 1845 com alta dominância em todas as campanhas, independente da estação; enquanto que na área de pastagem, *Onthophagus aff. marginicollis* Harold, 1880 esteve presente em todas as campanhas, mas em posição diferente de dominância.

Enquanto os outros sistemas apresentam padrões de distribuição de espécies estáveis temporalmente, a pastagem não apresenta nenhum padrão.

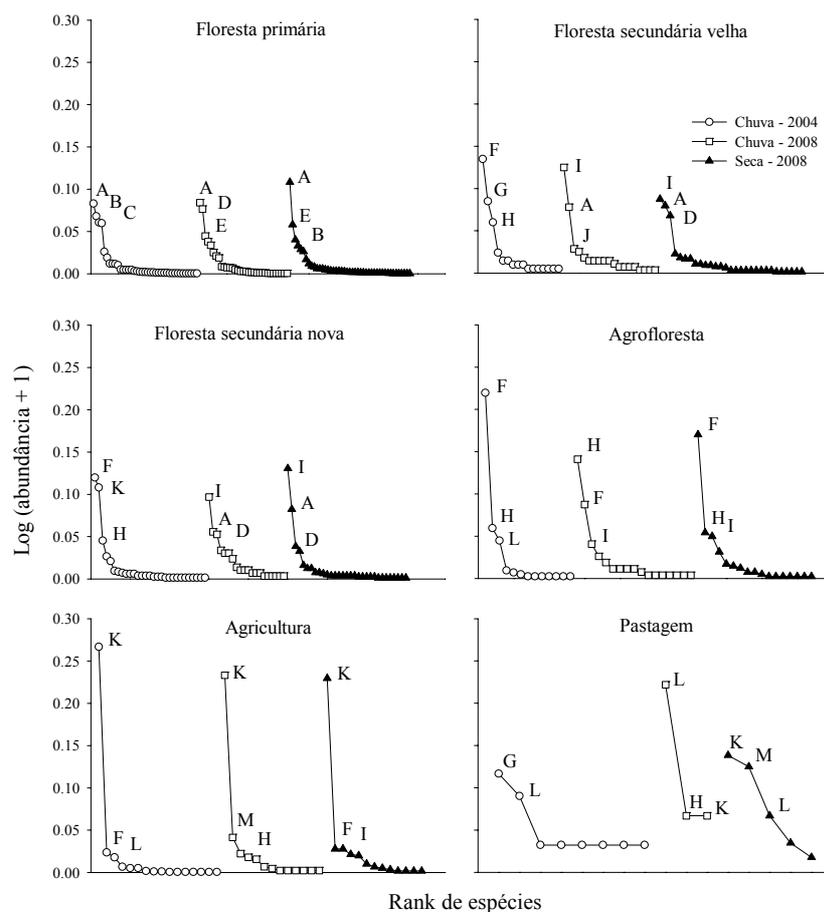


Gráfico 2 Rank de espécies de besouros Scarabaeinae, em três épocas, coletados em seis diferentes sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. A) *Eurysternus caribaeus*, B) *Onthophagus* aff. *haemathopus*, C) *Onthophagus* aff. *bidentatus*, D) *Eurysternus hypocrita*, E) *Canthon proseni*, F) *Onthophagus* aff. *acuminatus*, G) *Canthon triangularis*, H) *Ontherus pubens*, I) *Oxystenon silenus peruanum*, J) *Eurysternus strigilatus*, K) *Pseudocanthon* aff. *xanthurus*, L) *Onthophagus* aff. *marginicollis*, M) *Canthon mutabilis*

Pelo NMDS não ocorre formação de grupos constituídos por pontos da mesma época de coleta (Gráfico 3). A composição da comunidade da floresta primária se diferenciou entre as coletas, assim como a floresta secundária velha se diferenciou entre as épocas de chuva de 2004 e 2008 e a agricultura entre as épocas de chuva de 2004 e seca de 2008 (Tabela 4). Os outros sistemas não apresentaram essa variação temporal. A diferença encontrada pelo ANOSIM para a agricultura e entre as campanhas de chuva e seca de 2008 na floresta primária pode ser devido à diferença da variância da dispersão dos pontos (Tabela 5).

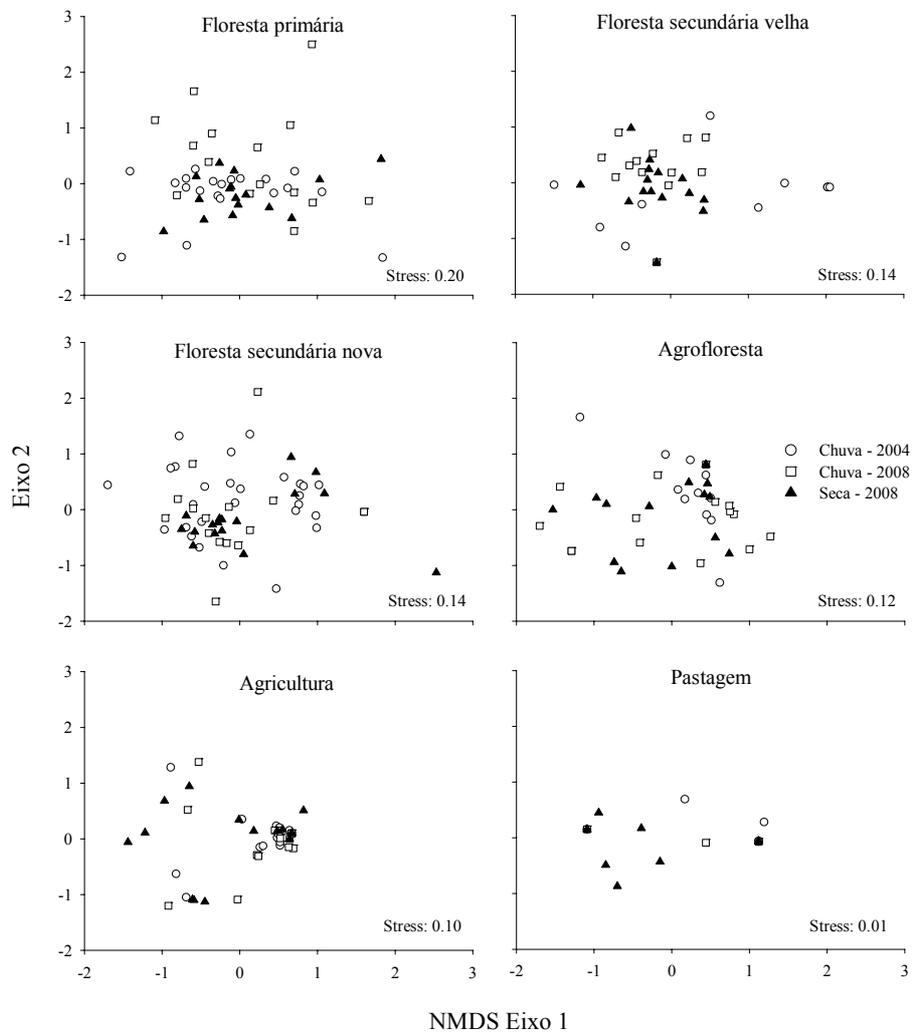


Gráfico 3 “Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) para a comunidade de besouros Scarabaeinae coletados em três épocas, em cada um dos seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil

Tabela 4 Valores de R da análise de similaridade (ANOSIM) para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em três épocas, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil (* $p < 0,05$). FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem

	FP	FSV	FSN	AF	AG	P
Chuva-2004 X Chuva-2008	0.17*	0.48*	0.01	0.07	0.02	-0.21
Chuva-2004 X Seca-2008	0.16*	0.50	0.03	0.00	0.07*	0.06
Chuva-2008 X Seca-2008	0.12*	0.06	0.03	0.00	0.00	-0.04

Tabela 5 Valores de t das comparações da homogeneidade da variância e valores de t para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em três épocas, em seis sistemas, Benjamin Constant, AM, Brasil (* $p < 0,05$). FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem

	FP	FSV	FSN	AF	AG	P
Chuva-2004 e Chuva-2008	1.61	0.28	1.41	2.13*	0.39	0.34
Chuva-2004 e Seca-2008	0.28	1.13	2.42*	1.81	2.24*	0.51
Chuva-2008 e Seca-2008	2.12*	0.88	0.73	0.42	1.91	1.18

Na floresta primária (chuva de 2004) encontramos cinco das seis guildas (rolador pequeno não foi encontrado), já na coleta feita na época de chuva e seca de 2008 todas as guildas estão presentes, e ocorre um aumento de espécies em quase todas as guildas (Gráfico 4), no entanto essa mudança não é significativa ($\chi^2 = 10,83$; $p > 0,05$). A floresta secundária velha aparece com todas as guildas representadas na época seca, ocorrendo variação entre as campanhas nas duas escalas: longa e curta ($\chi^2 = 40,10$; $p < 0,05$). A floresta secundária nova, apresenta todas as seis guildas em todas as campanhas ($\chi^2 = 14,35$; $p > 0,05$) sendo estável temporalmente. A agrofloresta em 2004 apresenta cinco guildas (a guilda de residentes pequenos não foi encontrada) apresentando variação temporalmente ($\chi^2 = 22,83$; $p < 0,05$). Para este sistema ocorreu diferenciação entre as épocas de chuva de 2004 e chuva de 2008 ($\chi^2 = 18,75$; $p < 0,05$).

Na agricultura, as coletas feitas na chuva de 2004 e na seca de 2008 não apresentam a guilda dos roedores grandes, para este sistema ocorreu variação temporal ($\chi^2 = 44,97$; $p < 0,05$) para todas as escalas. A área de pastagem se caracterizou pelo pequeno número de espécies dentro das guildas e simplificação dessas nas coletas realizadas em 2008. Devido a isso, ocorreu variação nas guildas entre as campanhas ($\chi^2 = 79,05$; $p < 0,05$), no entanto, a escala curta chuva de 2008 e seca de 2008 não apresentou diferença entre a proporção das guildas ($\chi^2 = 4,55$; $p > 0,05$) (Gráfico 4).

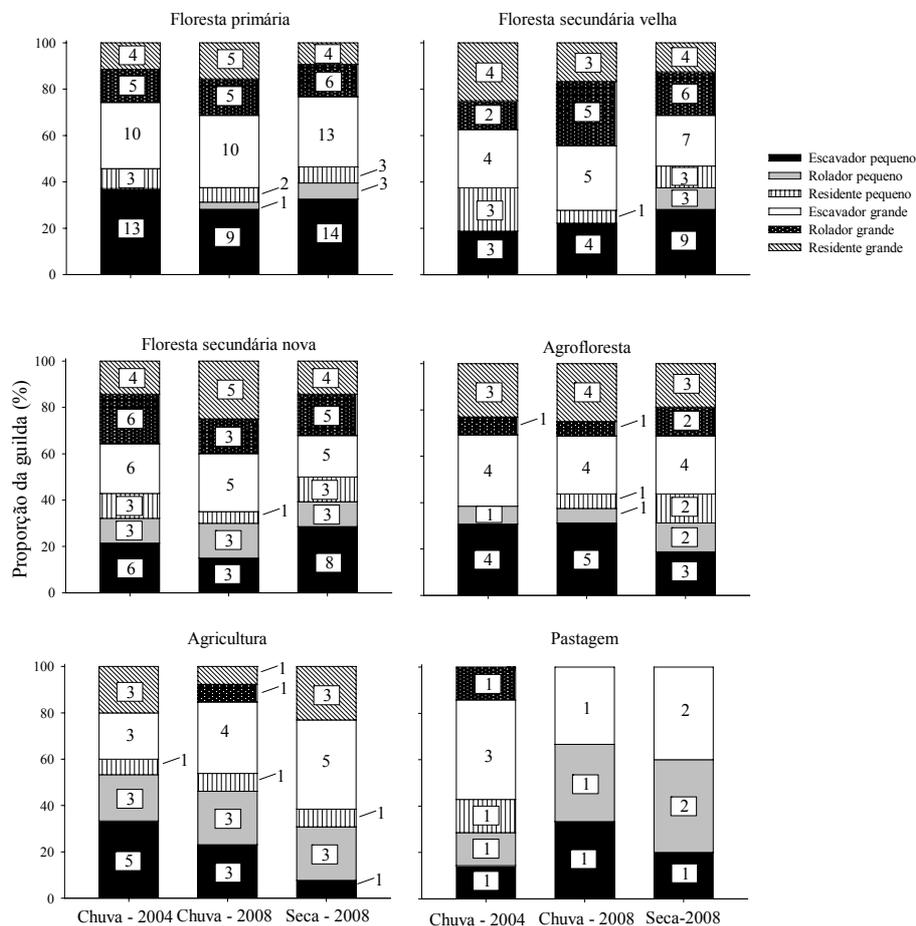


Gráfico 4 Proporção de mudança temporal de guildas de besouros Scarabaeinae entre três épocas, em seis diferentes sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Valor em cada parte da barra representa o número de espécies em cada guilda funcional, Benjamin Constant, AM

O resultado da partição espacial da diversidade foi significativa para a escala mais alta β_2 (eventos de coleta), para todos os sistemas de uso da terra, onde a diversidade β_2 observada é superior a β_2 esperada ($p < 0.05$), indicando que para este nível a troca das espécies é significativa. Nas áreas de floresta

primária, em torno de 20%, e nas florestas secundária e na agricultura, em torno de 30%, das espécies são encontradas devido a troca temporal de espécies, enquanto que na agrofloresta e na pastagem 40% das espécies são capturadas devido a essa troca ($p < 0.05$) (Gráfico 5).

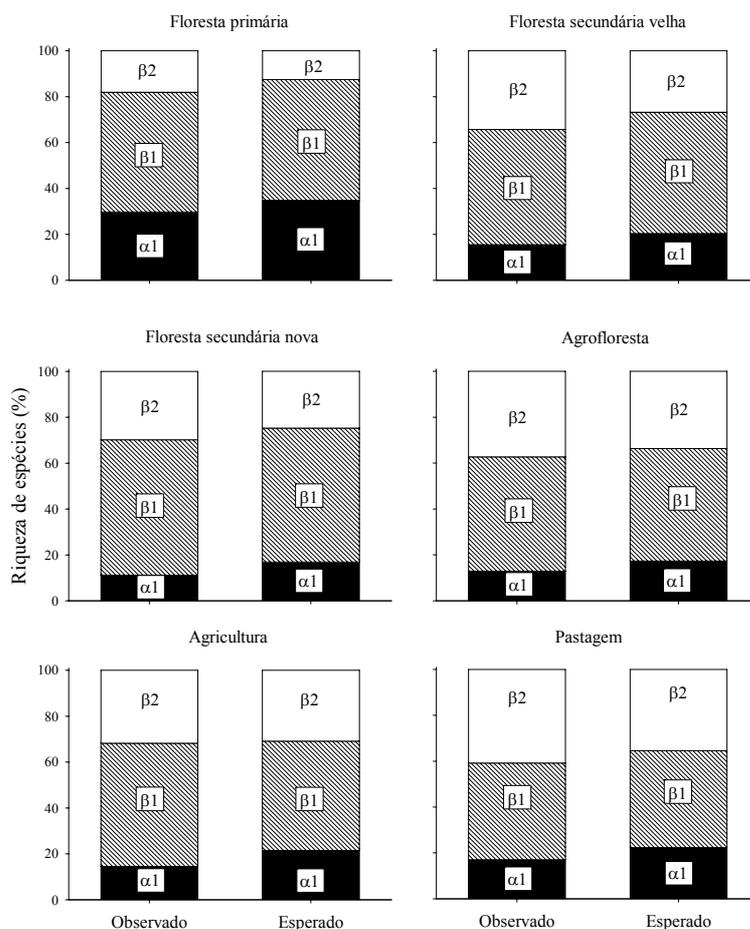


Gráfico 5 Partição espacial da diversidade gama. Contribuição de cada nível hierárquico de amostragem na diversidade total, onde: α_1 = diversidade nos pontos amostrais de cada sistema, β_1 = troca de espécies entre os pontos amostrais de cada sistema, β_2 = troca temporal de espécies entre os diferentes sistemas. Riqueza esperada baseada em 10000 aleatorizações

4 DISCUSSÃO

4.1 Variação temporal na diversidade e abundância

Os padrões temporais foram diferenciados para cada sistema de uso da terra. Halffter et al. (2007) também verificaram padrões temporais diferenciados em relação aos sistemas. As comunidades nos extremos do gradiente de distúrbio se mantiveram estáveis durante o tempo; a floresta primária foi a mais rica em espécies e a pastagem a mais pobre. Quase todos os sistemas foram estáveis temporalmente em relação ao número de espécies. Quintero e Roslin (2005), comparando a variação temporal com os dados de Klein (1989), aumentaram em três vezes o esforço de coleta, conseguindo capturar 3,9 vezes mais indivíduos, mas não verificaram o mesmo aumento no número de espécies. O número de espécies e abundância variaram entre os eventos de coleta, mas não apresentaram um padrão consistente.

Apesar da diversidade beta temporal ter sido significativa para todos os sistemas, poucas espécies foram encontradas devido à essa troca, indicando novamente a relativa estabilidade da comunidade de escarabeíneos dentro de cada sistema.

Dentro de uma comunidade, o número total de espécies presentes, assim como a abundância de determinadas espécies pode mudar com o tempo (BUNN et al. 2010). A variação temporal sazonal na abundância dos besouros escarabeíneos é um fenômeno bem conhecido e frequentemente relacionado positivamente com a ocorrência de chuva (DAVIS, 1995). No entanto, neste trabalho foram encontrados mais indivíduos na época seca para as florestas secundárias, provavelmente devido à ainda alta pluviosidade do período seco e, possivelmente, o excesso de precipitação na época chuvosa pode funcionar de maneira oposta ao esperado, limitando a ocorrência dos escarabeíneos. Este

padrão seria exatamente o oposto ao observado em áreas de clima sazonal onde a abundância desses insetos é limitada pela ausência de chuvas. A sazonalidade de escarabeíneos parece ser mais pronunciada em locais que apresentam diferenças marcantes nas estações de seca e de chuva, principalmente florestas secas, onde os besouros podem apresentar alto grau de variabilidade temporal em várias escalas (ANDRESEN, 2008).

A expansão da distribuição de espécies encontradas por Quintero e Roslin (2005) pode ser observada também em nosso trabalho, onde foram encontradas espécies importantes de floresta primária em 2004, que expandiram sua importância para outros sistemas em 2008. Algumas espécies especialistas de áreas abertas encontradas por Klein (1989), continuam com a distribuição inalterada (QUINTERO; ROSLIN, 2005). Neste trabalho *P. aff. xanthurus* foi dominante na área de agricultura e parece não penetrar em ambientes mais fechados, como a floresta primária ou secundária velha.

Howden e Scholtz (1986) observaram marcante troca de dominância de espécies após 10 anos de coleta. Neste trabalho detectou-se esse padrão para alguns dos nossos sistemas de uso da terra, com apenas quatro anos. A estrutura da comunidade na floresta primária e na floresta secundária velha mudou na escala temporal longa, mas não na curta, enquanto os outros sistemas não apresentaram variação na estrutura da comunidade. Halffter et al. (2007) verificaram maior troca de espécies e menor persistência de espécies temporalmente em floresta primária, secundária e plantação de café, quando comparado com pastagens. Neste trabalho, além da troca de espécies ter sido alta na floresta primária, a abundância de cada espécie variou temporalmente.

Atualmente existem poucos trabalhos que visam a variação temporal das comunidades, isso fica mais evidente quando nos referimos a besouros escarabeíneos, no entanto, nota-se uma crescente preocupação relacionada a essa variação, pois os dados que podem ser utilizados para monitor a biodiversidade e

assim avaliar as mudanças através do tempo são essenciais (MAGURRAN et al. 2010), principalmente quando foca-se o monitoramento e\ou estágio de recuperação de uma área.

4.2 Variação temporal na estrutura de guildas

Apesar de algumas guildas terem a capacidade de contribuir mais ou menos na remoção de fezes, no revolvimento do solo e na dispersão de sementes, um conjunto completo de grupos é necessário para maximizar o funcionamento do ecossistema (SLADE et al., 2007).

As áreas florestais apresentaram pouca variação no número de guildas, tanto para a escala longa, quanto para a curta. Halffter et al. (2007) também verificaram o aumento temporal de guildas em alguns dos locais estudados. A presença da guilda “rolador grande” na agricultura e na pastagem pode ser devido à ocorrência de espécies “turistas” nessas áreas, pois na agricultura se comportou como doubleton e na pastagem como singleton.

Apesar de a pastagem no ano de 2004 apresentar cinco das seis guildas funcionais, apenas duas espécies não se comportaram como singletons. Portanto, seis das oito espécies encontradas na pastagem em 2004 se comportam como espécies turistas. Em geral, o padrão temporal não modificou a proporção do número de guildas, exibindo valores muito similares entre campanhas.

5 CONCLUSÃO

A hipótese que em sistemas com nível intermediário de distúrbio a comunidade se altera mais com o tempo não foi comprovada. Os extremos de uso da terra, floresta primária e pastagem, se mantiveram ricos e pobres, respectivamente. Existe troca de dominância de espécies em um período de quatro anos. A estação seca não influenciou negativamente a captura dos escarabeíneos, tanto na escala longa quanto na curta, na região de Benjamin Constant, provavelmente, pela falta de sazonalidade marcada de chuva nessa região.

REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M. J. **PERMDISP**: a FORTRAN computer program for permutation analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland, New Zealand. 2004.
- ANDRESEN, E. Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**, London, v. 27, n. 3, p. 257-270, jun. 2002.
- ANDRESEN, E. Effects of dung presence, dung amount and secondary dispersal by dung beetles on the fate of *Micropholis guyanensis* (Sapotaceae) seeds in Central Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, n. 1, p. 61-78, fev. 2001.
- ANDRESEN, E. Short-term temporal variability in the abundance of tropical dung beetles. **Insect Conservation and Diversity**, Oxford, v. 1, n. 2, p. 120-124, may. 2008.
- ARELLANO, L.; HALFFTER, G. Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscapes. **Acta Zoologica Mexicana**, México, v. 90, n. 1, p. 27-76, 2003.
- BLACK, S. H.; SHEPARD, M.; ALLEN, M. M. Endangered invertebrates: the case for greater attention to invertebrate conservation. **Endangered Species Update**, Michigan, v. 18, n. 2, p. 41-49, mar. 2001.
- BUNN, W. A.; JENKINS, M. A.; BROWN, C. B.; SANDERS, N. J. Changes within and among forest communities: the influence of historic disturbance, environmental gradients, and community attributes. **Ecography**, Copenhagen, v.33, n.3, p.425-434, 2010.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. 2001. **Primer v.5**: User manual / Tutorial. Plymouth, U.K.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in Marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth: Primer-E, 2001.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples, v. 7.5. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, Storrs. 2005. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 25 fev. 2009.

COLWELL, R. K. MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2717-2727, oct. 2004.

DAVIS, A. L. V. Daily weather variation and temporal dynamics in an Afrotropical dung beetle community (Coleoptera: Scarabaeidae). **Acta Oecologica**, Paris, v. 16, n. 6, p. 641-656, 1995.

DAVIS, A. J.; HOLLOWAY, J. D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRKISPRIGGS, A. H.; SUTTON, S. L. Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 38, n. 3, p. 593-616, jun. 2001.

DUNN, W. A.; JENKINS, M. A.; BROWN, C. B.; SANDERS, N. J. Change within and among forest communities: the influence of historic disturbance, environmental gradients, and community attributes. **Ecography**, Copenhagen, v.33, n.3, p.425-434, jul. 2010.

DURÃES, R.; MARTINS, W. P.; VAZ-DE-MELLO, F. Z. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) assemblages across a natural Forest-Cerrado ecotone in Minas Gerais, Brazil. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 34, n. 5, p. 721-731, sep./oct. 2005.

ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; SOLÍS, A.; HALFFTER, V.; NAVARRETE, D. Temporal shifts in dung beetle community structure within a protected area of tropical wet forest: a 35-year study and its implications for long-term conservation. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 6, p. 1584-1592, dec. 2008.

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

FIDALGO, E. C. C.; COELHO, M. R.; ARAÚJO, F. O.; MOREIRA, F. M. S.; SANTOS, H. G.; MENDONÇA-SANTOS, M.L.; HUISING, J. **Levantamento do uso e cobertura da terra de seis áreas amostrais relacionadas ao Projeto BiosBrasil (Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity: Phase I), município de Benjamin Constant (AM)**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa Solos: Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 54p.

FUKUMI, T.; WARDLE, D. A. Long-term ecological dynamics: reciprocal insights from natural and antropogenic gradients. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**, London, v. 272, n. 1577, p. 2105-2115, oct. 2005.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behaviour of dung beetles (Scarabaeinae): an ecological and evolutive approach**. Man and the Biosphere Program UNESCO, México, D.F. Instituto de Ecología, 1982, 177p.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E.; HALFFTER, V. A. A comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican tropical rain forest and derived ecosystems. **Folia Entomológica Mexicana**, México, v. 84, p. 131-156, 1992.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E. The Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera) an animal group for analysing, inventorying and monitoring biodiversity in tropical rainforest and modified landscapes. **Biology International**, Paris, v. 27, n. 1, p. 15-21, 1993.

HALFFTER, G.; PINEDA, E.; ARELLANO, L.; ESCOBAR, F. Instability of copronecrophagous beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeinae) in a mountainous tropical landscape of Mexico. **Environmental Entomology**, College Park, v. 36, n. 6, p. 1397-1407, dec. 2007.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Cambridge, Massachusetts: the Belknap Press of Harvard University Press, 1990. 731p.

HOWDEN, H. F.; SCHOLTZ, C. H. Changes in a Texas dung beetle community between 1975 and 1985 (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 40, n. 4, p. 313-316, dec. 1986.

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

LARSEN, T. H.; FORSYTH, A. Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies. **Biotropica**, Washington, v. 37, n. 2, p. 322-325, jun. 2005.

MAGURRAN, A. E.; BAILLIE, S. R.; BUCKLAND, S. T.; DICK, J. M.; ELSTON, D. A.; SCOTT, E. M.; SMITH, R. I.; SOMERFIELD, P. J.; WATT, A. D. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.25, n.10, p.574-582, oct. 2010.

MCCANN, K. S. The diversity-stability debate. **Nature**, London, v. 405, p. 228-233, may. 2000.

MOREIRA, F. M. S.; NÓBREGA, R. S. A.; JESUS, E. C.; FERREIRA, D. F.; PÉREZ, D. V. Differentiation in the fertility of inceptisols as related to use in the upper Solimões river region, western Amazon. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 408, n. 2, p. 349-355, 2009.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A. L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, n. 1, p. 1-19, jun. 2007.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, jun. 2008.

PIMM, S. L. The complexity and stability of ecosystems, **Nature**, London, v. 307, p. 321-326, jan. 1984.

QUINTERO, I.; HALFFTER, G. Temporal changes in a community of dung beetles (Insecta: Coleoptera: Scarabaeinae) resulting from the modification and fragmentation of Tropical rain Forest. **Acta Zoológica Mexicana**, México, v. 25, n. 3, p. 625-649, 2009.

QUINTERO, I.; ROSLIN, T. Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in Central Amazonia, **Ecology**, v. 86, n. 12, p. 3303-3311, dec. 2005.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria., URL. <http://www.R-project.org>. 2007

ROSLIN, T. Dung beetle movements at two spatial scales. **Oikos**, Copenhagen, v. 91, n. 2, p. 323-335, nov. 2000.

SHURIN, J.B. How is diversity related to species turnover through time?. **Oikos**, Copenhagen, v. 116, n. 6, p. 957-965, jun. 2007.

SILVA, P. H. Diversidade de Scarabaeidae (Coleoptera) em diferentes sistemas de uso de terra na Amazônia. 2005. 49p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

SLADE, E. M.; DARREN, J. M.; VILLANUEVA, J. F.; LEWIS, T. Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. **Journal of Animal Ecology**, Oxford, v. 76, n. 6, p. 1094-1104, nov. 2007.

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. PARTITION: software for hierarchical partitioning of species diversity, v. 3.0, 2009. Disponível em <<http://www.users.muohio.edu/cristto/partition.htm>>. Acesso em fev 2009.

VEECH, J. A.; SUMMERVILLE, K. S.; CRIST, T. O.; GERING, J. C. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos**, Copenhagen, v. 99, n. 1, p. 3–9, oct. 2002.

CAPÍTULO 2

**Resposta da estrutura da comunidade de besouros Scarabaeinae
(Coleoptera: Scarabaeidae) à intensidade de uso da terra, no noroeste da
Amazônia**

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi verificar a resposta da comunidade de besouros Scarabaeinae à intensidade de uso da terra. Foram realizadas coletas em seis diferentes sistemas de uso da terra (floresta primária, floresta secundária velha, floresta secundária nova, agrofloresta, agricultura e pastagem), representando um gradiente de intensidade de uso, em Benjamin Constant-AM. As coletas foram realizadas com o uso de armadilhas do tipo “pitfall” iscada com fezes humanas, na época de chuva de 2004 e 2008. Foram capturados 4350 indivíduos, pertencentes a 58 espécies de 17 gêneros e seis tribos Neotropicais (Ateuchini, Canthonini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini). Cinco espécies foram responsáveis por mais de 60% do total de indivíduos capturados. Os sistemas com maior intensidade de uso apresentaram alta dominância de espécies, enquanto as florestas primária e secundária foram mais equitativas. Pelo NMDS verificou-se um grupo bastante coeso formado pelos pontos de floresta primária, sendo estes com menor variância que os das florestas secundárias (PERMDISP). Os grupos funcionais responderam distintamente ao uso da terra, assim como espécies isoladas. Com o aumento da intensidade de uso da terra o número de grupos funcionais tende a diminuir, acarretando na simplificação das guildas de besouros. A proporção dos escavadores grandes diminui com a intensificação do uso. A agricultura apresentou um aumento na abundância de pequenos roladores. A diversidade $\beta 1$ observada foi significativamente diferente do esperado pelo acaso, sendo que mais da metade das espécies são coletadas devido à troca de espécies entre os diferentes sistemas de uso da terra, sendo que os diferentes sistemas de uso foram importantes para manter a diversidade gama da região. As florestas secundárias se destacaram por conseguir abrigar um grande número de espécies que são indicadoras de floresta primária.

Palavras-chave: Agricultura. Agrofloresta. Floresta Amazônica. Bioindicador. Rola-bosta.

ABSTRACT

The aim of this study was to assess the response of the Scarabaeinae beetle community to intensity of land use in a region of the western Amazon. Beetles were captured in six different systems of land use (primary forest, secondary old forest, secondary young forest, agroforestry, agriculture and pasture), representing a gradient of intensity of use, in Benjamin Constant, Amazonas, Brazil. The beetles were captured with pitfall traps baited with human feces during the rainy season of 2004 and 2008. A total of 4350 individuals were captured belonging to 58 species of 17 genera and six Neotropical tribes (Ateuchini, Canthonini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini and Phanaeini). Five species accounted for more than 60% of total individuals captured. Systems with greater intensity of use showed high species dominance, while in the primary and secondary forests they were more equitative. From the NMDS it is observed that group formed by the points of the primary forest are very compact with less variance than the ones from secondary forests (PERMDISP). The functional groups responded directly to the land use, as well as the isolated species. With increasing intensity of land use the number of functional groups tends to decrease, resulting in the simplification of beetle guilds. The proportion of large diggers decreases with the intensification of use. Agriculture showed an increased abundance of small rollers. Diversity $\beta 1$ was significantly different than expected at random where more than half the species are encountered due to the exchange of species between the different land use systems, where the different systems of use were important for maintaining diversity of the region and the secondary forest stands out as providing shelter a large number of species that are indicators of primary forests.

Keywords: Agriculture. Agroforestry. Amazon forest. Bioindicator. Dung beetle.

1 INTRODUÇÃO

As regiões tropicais apresentam maior número de espécies do que as áreas extratropicais (GASTON, 2000). A Amazônia Brasileira abrange quase 40% das florestas remanescentes nos trópicos úmidos (LAURANCE et al., 2001), sendo que a conservação da vida selvagem nestas áreas vem se tornando um desafio cada vez maior (REYNA-HURTADO; TANNER, 2005). Um dos fatores importantes responsáveis pela perda desta diversidade são as atividades humanas, que vêm fracionando a cobertura florestal original em fragmentos de diferentes tamanhos (QUINTERO; ROSLIN, 2005).

Esse padrão de paisagem fragmentada já é verificado em muitas partes do mundo, em que a mudança do uso da terra reduziu drasticamente a distribuição dos habitats naturais (GIBBS; STANTON, 2001), pondo em perigo o funcionamento do ecossistema e a sustentabilidade do uso da terra e da economia (HOEKSTRA et al., 2005).

Na Amazônia Brasileira os danos mais expressivos na floresta se iniciaram no meio da década de 1970 e, desde então, vêm aumentando drasticamente, principalmente, devido ao corte e conversão da floresta para implantação de pastagens (SCHEFFLER, 2005), evidenciando novamente a mudança do uso do solo como uma grande ameaça para a biodiversidade (BUSTAMANTE-SÁNCHEZ; GREZ; SIMONETTI, 2004). Devido a preocupação com a biodiversidade, faz-se necessário a busca por métodos de cultivo em sistemas de produção agrícola que sejam menos agressivos a essa diversidade biológica.

Diferentes *taxa* podem responder diferencialmente ao distúrbio ambiental (KLEIN et al., 2002; PERFECTO; DIETSCH; VANDEMEER, 2003), como o efeito da fragmentação do habitat (DIDHAM et al., 1998) ou intensidade de uso da terra (SHAHABUDDIN et al., 2010). Por exemplo, existem relatos

que algumas espécies grandes de besouros Scarabaeinae apresentam maior sensibilidade à perturbação (GARDNER et al., 2008; SHAHABUDDIN et al., 2010), enquanto outras menores são afetadas positivamente e têm sua dominância aumentada (ESCOBAR et al., 2008). A composição da comunidade também pode variar dependendo da intensidade do uso da terra, por exemplo, a substituição da floresta por sistemas agrícolas mais complexos, como agroflorestas, tem efeito menos prejudicial do que para sistemas mais simples, como monoculturas e pastagens (ESTRADA et al., 1998; HARVEY; GONZALEZ; SOMARRIBA, 2006). Viljanen, Escobar e Hanski (2010) encontraram uma baixa diversidade local, mas uma alta diversidade beta em florestas tropicais, razão pela qual se espera encontrar também alta troca de espécies para os nossos sistemas de uso da terra do noroeste da Amazônia.

O uso de bioindicadores para compreender o efeito do distúrbio é utilizado em muitos estudos (e.g. BOS et al., 2007; PAOLETTI, 1999; PERFECTO; SIETSCH; VANDERMEER, 2003). Os invertebrados terrestres são amplamente reconhecidos como indicadores biológicos para detectar mudanças do uso da terra (ROSENBERG; DANKS; LEHMKUHL, 1986), pois apresentam atributos particulares como riqueza de espécies local e global alta, facilidade para serem amostrados de modo padronizado, possibilidade de identificação das espécies ou morfo-espécies, importância ecológica e respostas rápidas aos estresses ambientais (ALONSO, 2000; HANSKI; CAMBEFORTI, 1991).

A comunidade de besouros escarabeíneos apresenta todas as características citadas acima e é um componente presente nas biotas tropicais, executando importantes funções no ecossistema (NICHOLS et al., 2008; VULINEC, 2000), como dispersão secundária de sementes (ESTRADA; COATES-ESTRADA, 1991), aceleração da ciclagem de nutrientes no solo e controle de moscas parasitas (WATERHOUSE, 1974). São considerados bons

indicadores de mudanças no habitat (MCGEOCH; VAN RENSBURG; BOTES, 2002), sendo uma excelente ferramenta em estudos nesta linha de pesquisa. Estudos focando sistemas de uso da terra, utilizando besouros escarabeíneos como ferramenta de estudo, vêm sendo desenvolvidos em diferentes continentes (HARVEY; GONZALEZ; SOMARRIBA, 2006; NYEKO, 2009; SHAHABUDDIN et al., 2010), o que reforça seu uso em avaliações ambientais de diferentes sistemas de uso do solo em áreas tropicais.

Dessa forma, este trabalho foi realizado com os objetivos de verificar a resposta da comunidade de besouros Scarabaeinae à intensidade de uso da terra e selecionar espécies indicadoras dos diferentes sistemas de uso. Para isso, foram testadas as seguintes hipóteses:

- a) a intensidade de uso da terra afeta a riqueza, abundância, biomassa e grupos funcionais da comunidade de besouros Scarabaeinae, tornando a comunidade de cada sistema distinto;
- b) os diferentes sistemas de uso da terra ajudam a manter a diversidade regional.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização e seleção de áreas

A área de estudo está localizada no município de Benjamin Constant, noroeste da Amazônia, na tríplice fronteira com o Brasil, Colômbia e Peru, com coordenadas geográficas 4°21' e 4°26' Sul e 69°36' e 70°01' Oeste. As áreas incluem as comunidades de Guanabara II, Nova Aliança e a cidade de Benjamin Constant, situada a aproximadamente 1.100 Km a oeste de Manaus, no Alto do Rio Solimões (ANEXO A). Essa região é de difícil acesso e devido a isso apresenta relativamente pouca intervenção humana, quando comparado com outras regiões amazônicas. As comunidades das etnias Ticunas e Cocamas estão localizadas nestas áreas há 22 anos e estão organizadas em associações que praticam a agricultura de pequena escala (shifting cultivation), sistema agroflorestal e extração vegetal; esses sistemas se apresentam em um mosaico de cultivos agrícolas, florestas primárias e secundárias, sem uso de fertilizantes, corretivos ou produtos fitossanitários (FIDALGO et al., 2005). A área representa um dos mais importantes “hotspot” em termos de agrobiodiversidade.

Grids quadrados foram definidos em cada uma dessas três áreas. Grids 01 e 02 foram localizados na Guanabara II; grids 03, 04 e 05 em Nova Aliança e o grid 06 foi localizado na cidade de Benjamin Constant. Cada grid foi dividido em quatro transectos, com quatro pontos de amostragem cada; a distância comum entre cada ponto foi de 100 m, totalizando 16 pontos por grid, sendo alguns pontos adicionais localizados no meio de dois pontos já marcados (ANEXO A). Os transectos em grid suprem melhor a cobertura completa da área do que transectos lineares (LARSEN; FORSYTH, 2005). Os referidos autores propõem que uma distância mínima de 50 m entre pitfalls seja utilizada para independência das amostras.

As amostras foram coletadas em seis sistemas de utilização do solo, constituindo um gradiente de intensidade de uso da terra: floresta primária, floresta secundária em estado avançado de regeneração (floresta secundária velha), floresta secundária em estado inicial de regeneração (floresta secundária nova), agrofloresta, agricultura e pastagem (APÊNDICE A) (Tabela 1). Mais informações sobre a classificação de cada sistema pode ser adquirida em Fidalgo et al. (2005) e Moreira et al. (2009).

O clima da região é úmido a super úmido af (Köppen), sem uma estação seca e com uma temperatura média anual de 25,7°C e precipitação anual de 2,562 mm. A precipitação nos meses secos é superior a 100 mm, e os picos de chuva ocorrem de dezembro a abril.

Tabela 1 Caracterização e número de pontos coletados em seis sistemas de uso da terra, nas três áreas do município de Benjamin Constant, Amazonas, Brasil

Sistema de uso da terra	Caracterização	Pontos amostrados	
		Chuva 2004	Chuva 2008
Floresta primária	Vegetação primária de floresta Amazônica de terra firme, sem ocorrência de desflorestamento ou retirada de material lenhoso.	20	15
Floresta secundária velha	Vegetação secundária resultante de floresta Amazônica de terra firme após 5 anos de regeneração.	10	14
Floresta secundária nova	Vegetação secundária resultante de floresta Amazônica de terra firme com até 5 anos de regeneração.	30	17
Agrofloresta	Sistema agroflorestal combinando árvores frutíferas, como o cupuaçu e a pupunha e arbustos com a presença de árvores da floresta original.	10	15
Agricultura	Sistema de cultivo misto, com culturas anuais ou semiperenes, onde a mandioca, milho e banana são predominantes.	17	16

“Tabela 1, conclusão”

Pastagem	Área destinada à produção animal, coberta por gramíneas, com predominância de capim imperial <i>Axonopus scoparius</i> (Flügge) Kuhl.	13	16
----------	---	----	----

2.2 Coleta de besouros

Os besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) foram amostrados usando pitfalls (19 cm de diâmetro, 11 cm de profundidade) enterrados ao nível do solo iscados com fezes humanas. Dentro de cada armadilha foram adicionados 250 ml de solução salina mais detergente (APÊNDICE B). Três armadilhas foram colocadas em cada ponto amostral, formando um triângulo, com 2,0 m de distância entre elas.

As coletas foram realizadas em dois anos, coincidindo com a estação de chuva (março-abril) de 2004 e de 2008. As armadilhas ficaram instaladas por um período de 24 horas e após esse tempo o conteúdo de cada armadilha foi acondicionado em saco plástico com os dados de procedência e álcool 70%. As amostras foram levadas ao laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados da Universidade Federal de Lavras. No laboratório cada amostra foi triada e os besouros foram identificados com o auxílio de microscópio estereoscópio. As espécies foram revisadas pelo taxonomista Dr. Fernando Z. Vaz-de-Mello.

Para obtenção da biomassa dos besouros foram tomados ao acaso de um a 35 indivíduos de cada espécie. Estes foram secos em estufa com temperatura de 40°C até obter peso constante e pesados em balança de precisão de 0.0001g. Para obtenção do comprimento médio foram pegos ao acaso de um a 15 indivíduos de cada espécie e medidos do clipeo ao pigídeo com auxílio de paquímetro digital. A quantidade de indivíduos usados de cada espécie tanto para avaliação da

biomassa quanto do comprimento variou devido à quantidade de indivíduos disponíveis.

Os espécimes estão depositados nas coleções do Setor de Ecologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA), e da Seção de Entomologia da Coleção Zoológica da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT).

2.3 Análise dos dados

Para verificar a ocorrência de grupos distintos entre os diferentes sistemas de uso da terra foi realizada a análise “nonmetric multidimensional scaling” (NMDS). Os dados foram transformados em raiz quadrada e a ordenação foi realizada utilizando-se dados de abundância, biomassa e presença e ausência standardizados. Empregou-se o índice de Bray-Curtis, como medida de similaridade entre os pontos, buscando obter um gradiente que representasse a variação dos sistemas de uso da terra na composição das espécies. Para verificar diferenças significativas na composição da comunidade entre os diferentes sistemas de uso do solo foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM) (CLARKE; WARWICK, 2001). Essas análises foram feitas utilizando-se o programa Primer v.5 (CLARKE; GORLEY, 2001).

No entanto, o ANOSIM diferencia os grupos devido a sua localização, a sua dispersão relativa ou a ambos, o que pode ser interpretado como uma limitação quando se tem grupos com níveis muito distintos de variabilidade. Para isso é possível analisar as diferenças na variabilidade multidimensional de grupos usando testes específicos para esse fim. O PERMDISP foi utilizado em parceria com o ANOSIM para desvendar as possíveis razões das diferenças detectadas pelo ANOSIM (ANDERSON, 2004). Dessa forma, para verificar diferenças significativas na homogeneidade da variância dos pontos entre os diferentes sistemas de uso da terra, e assim entender as possíveis diferenças

detectadas pelo ANOSIM, foram calculadas as distâncias dos pontos de cada sistema para cada um dos sistemas de uso a partir de observações de seus centróides, utilizando-se ANOVA. Os dados foram transformados em raiz quadrada e o valor de p foi obtido através de 5000 permutações de observações, com auxílio do programa PERMDISP2 (ANDERSON, 2004), verificando assim diferenças entre a variância das dispersões dos pontos de cada sistema.

Para verificar diferenças entre o número de espécies para cada sistema de uso foi construída a curva de acumulação de espécies utilizando o Sobs (Mao Tau) baseado no número de indivíduos e amostras coletadas, com o intervalo de confiança de $\pm 95\%$ (COLWELL; MAO; CHANG, 2004). Esta análise foi realizada através do programa EstimateS 7.5 (COLWELL, 2005), utilizando 500 randomizações.

A distribuição de abundância e biomassa foi realizada a fim de se observar se a estrutura da comunidade em relação ao padrão de dominância das espécies variou de acordo com o tipo de sistema de uso da terra. Essas curvas ordenaram as espécies da mais abundante para a menos abundante. Os ranks foram contruídos para os diferentes eventos de captura dentro de cada sistema de uso da terra. Os dados de abundância e biomassa foram transformados em $(\log + 1)$.

Para identificar espécies bioindicadoras de cada sistema de uso da terra foi utilizado o Indicator Species Analysis, que leva em consideração a presença e frequência das espécies nas amostras dentro de cada sistema. Esta análise foi realizada com o programa PC-ORD 4.10 (MCCUNE; MEFFORD, 1999).

Foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM), com distribuição de erros tipo Poisson, para avaliar as diferenças no número de indivíduos de besouros capturados em cada tipo de sistema de uso da terra, tendo a abundância das espécies de cada ponto amostrado como variável resposta e os diferentes sistemas como variável determinante. Para avaliar as possíveis diferenças na

captura dos indivíduos, efetuou-se uma análise de contraste. Todas as análises foram efetuadas utilizando-se o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2007).

Para análise de tática de forrageamento as espécies foram separadas em escavadores, roloadores e residentes (HALFFTER; EDMONDS, 1982) e a segregação por tamanho foi baseada no trabalho de Escobar et al. (2008), que dividiu os besouros em pequenos (<10 mm) e grandes (>10 mm). As proporções foram baseadas no número de espécies e de indivíduos dentro de cada guilda. Para verificar diferenças entre as proporções de cada guilda entre os diferentes sistemas de uso da terra foi utilizado o teste do qui-quadrado.

Para tentar explicar a contribuição dos sistemas de uso da terra na diversidade total foi utilizado um modelo de partição aditiva (VEECH et al., 2002), em que a riqueza total é distribuída da seguinte maneira: $\gamma = \alpha_1 + \beta_1 + \beta_2$, em que α_1 é a diversidade do ponto amostral e β_1 é a troca de espécies dentre os pontos amostrais e β_2 é a troca de espécies entre os sistemas. Os valores observados e estimados da diversidade α e β foram obtidos com auxílio do programa PARTITION (VEECH; CRIST, 2009), selecionando a rotina com 10000 aleatorizações baseadas no indivíduo. Esta randomização gera um procedimento de distribuição estimada dos valores de α e β , tornando possível a comparação estatística dos valores observados em cada escala de análise (ESCOBAR et al., 2008).

3 RESULTADOS

3.1 Padrões gerais de abundância, riqueza e composição

O total coletado soma 4350 indivíduos, pertencentes a 58 espécies de 17 gêneros e seis tribos Neotropicais (Ateuchini, Canthonini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini) (Tabela 2). Em 28 espécies não foi possível a identificação ao nível de espécie, incluindo um gênero ainda não descrito de besouro rola-bosta. As espécies mais abundantes foram *Pseudocanthon* aff. *xanthurus* (Blanchard, 1845) (22,11%), *Eurysternus caribaeus* (Herbst, 1789) (12.44%), *Eurysternus hypocrita* Balthasar, 1939 (9.79%), *Onthophagus* aff. *acuminatus* Harold, 1880 (8.34%), *Onthophagus* aff. *haemathopus* Harold, 1875 (7.40%) e *Onthophagus* aff. *bidentatus* (Drapiez, 1819) (7.00%); a somatória da abundância das outras 53 espécies capturadas representa menos de 40% do total coletado (Tabela 2).

A floresta apresentou o maior número de indivíduos e a pastagem o menor, em ambos os anos (Gráfico 1). Em 2004 a agrofloresta e a floresta secundária nova não apresentaram diferença e em 2008 a agrofloresta e as florestas secundárias não tiveram diferença na abundância (Gráfico 1).

Tabela 2 Número de indivíduos por espécie e tribos de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, na época de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Floresta primária (FP), floresta secundária velha (FSV), floresta secundária nova (FSN), agrofloresta (AF), agricultura (AG) e pastagem (P)

Espécies/TRIBO	FP	FSV	FS N	AF	AG	P
ATEUCHINI						
<i>Ateuchus connexus</i> (Harold, 1868)	1	-	-	-	-	-
<i>Ateuchus murrayi</i> (Harold, 1868)	6	-	-	-	-	-
<i>Ateuchus</i> aff. <i>scatimoides</i> (Balthasar, 1939)	21	-	-	-	-	-
<i>Ateuchus</i> aff. <i>Simplex</i> (Serville, 1828)	3	-	-	-	-	-
<i>Uroxys</i> sp. 1	7	-	-	-	-	-
<i>Uroxys</i> sp. 2	1	-	-	-	-	-
<i>Uroxys</i> sp. 3	1	2	-	-	-	-
<i>Uroxys</i> sp. 4	-	-	-	-	-	1
Gênero novo	-	-	2	1	1	-
CANTHONINI						
<i>Anisocanthon</i> sp. nov. 1	-	-	2	-	2	-
<i>Canthon</i> aff. <i>angustatus</i> Harold, 1867	2	-	-	-	-	-
<i>Canthon quadriguttatus</i> (Olivier, 1789)	-	-	-	1	-	-
<i>Canthon</i> aff. <i>quinquemaculatus</i> Castelnau, 1840	-	4	4	6	1	-
<i>Canthon mutabilis</i> Lucas, 1857	-	-	4	-	32	-
<i>Canthon proseni</i> (Martinez, 1949)	151	4	5	-	-	-
<i>Canthon triangularis</i> (Drury, 1770)	1	19	1	-	-	4
<i>Deltochilum amazonicum</i> Bates, 1887	1	2	3	-	-	-
<i>Deltochilum carinatum</i> (Westwood, 1837)	3	-	-	-	-	-
<i>Deltochilum</i> sp. 1	3	2	1	-	-	-
<i>Deltochilum</i> sp. 2	4	3	2	-	-	-
<i>Pseudocanthon</i> aff. <i>xanthurus</i> (Blanchard, 1845)	-	-	104	4	852	2
<i>Scybalocanthon</i> sp. 1	-	-	-	-	1	-
COPRINI						
<i>Canthidium</i> (Canthidium) aff. <i>depressum</i> (Boucomont, 1928)	9	5	3	1	2	-
<i>Canthidium</i> (Canthidium) sp. 1	4	-	-	-	-	-

<i>Canthidium</i> (<i>Canthidium</i>) sp. 2	1	-	5	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) sp. 1	54	2	3	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) sp. 2	4	-	-	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) sp. 3	1	-	-	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) <i>onitoides</i> (Perty, 1830)	1	-	-	-	-	-
<i>Dichotomius</i> <i>fortestriatus</i> (Luederwaldt, 1923)	164	-	1	-	-	-
<i>Dichotomius</i> aff. <i>conicollis</i> (Blanchard, 1845)	-	-	2	-	-	-
<i>Dichotomius</i> <i>mamillatus</i> (Felsche, 1901)	30	2	4	1	-	-
<i>Dichotomius</i> <i>ohausi</i> (Luederwaldt, 1923)	12	-	-	-	-	-
<i>Dichotomius</i> <i>robustus</i> (Luederwaldt, 1935)	3	-	-	-	-	-
<i>Dichotomius</i> aff. <i>podalirius</i> Felsche, 1901	55	-	2	-	-	-
<i>Ontherus</i> <i>pubens</i> Génier, 1996	-	18	49	70	20	2
ONITICELLINI						
<i>Eurysternus</i> <i>strigilatus</i> Génier, 2009	45	10	13	1	-	1
<i>Eurysternus</i> <i>wittmerorum</i> Martínez, 1988	76	1	4	-	-	-
<i>Eurysternus</i> <i>caribaeus</i> (Herbst, 1789)	487	24	25	4	1	-
<i>Eurysternus</i> <i>hamaticollis</i> Balthasar, 1939	31	1	2	-	-	-
<i>Eurysternus</i> <i>howdeni</i> Génier, 2009	12	6	1	1	3	-
<i>Eurysternus</i> <i>foedus</i> Guérin- Ménéville, 1844	49	1	8	4	1	-
<i>Eurysternus</i> <i>hypocrita</i> Balthasar, 1939	374	12	34	4	2	-
ONTHOPHAGINI						
<i>Onthophagus</i> aff. <i>acuminatus</i> Harold, 1880	3	36	123	146	55	-
<i>Onthophagus</i> aff. <i>digitifer</i> Boucomont, 1932	2	-	-	-	-	-
<i>Onthophagus</i> aff. <i>marginicollis</i> Harold, 1880	-	3	5	23	36	7
<i>Onthophagus</i> aff. <i>xanthomerus</i> Bates, 1887	6	-	-	-	-	-
<i>Onthophagus</i> aff. <i>bidentatus</i> (Drapiez, 1819)	292	-	-	9	2	-

“Tabela 2, conclusão”

<i>Onthophagus aff. haematopus</i> Harold, 1875	306	1	9	3	3	-
PHANAEINI						
<i>Coprophanaeus telamon</i> (Erichson, 1847)	18	6	14	4	2	1
<i>Gromphas aeruginosa</i> (Perty, 1830)	-	-	-	-	-	1
<i>Gromphas amazônica</i> Bates, 1870						
<i>Oxystemon conspicillatum</i> (Weber, 1801)	5	-	-	-	-	-
<i>Oxystemon lautum</i> (MacLeay, 1819)	-	-	-	1	-	-
<i>Oxystemon silenus peruanum</i> Pereira, 1943	23	40	54	12	17	-
<i>Phanaeus bispinus</i> Bates, 1868	-	-	-	-	3	-
<i>Phanaeus cambeforti</i> Arnaud, 1982	12	-	-	-	-	-
<i>Phanaeus chalcomelas</i> (Perty, 1830)	21	1	-	-	-	-
TOTAL	2305	205	489	296	1036	19

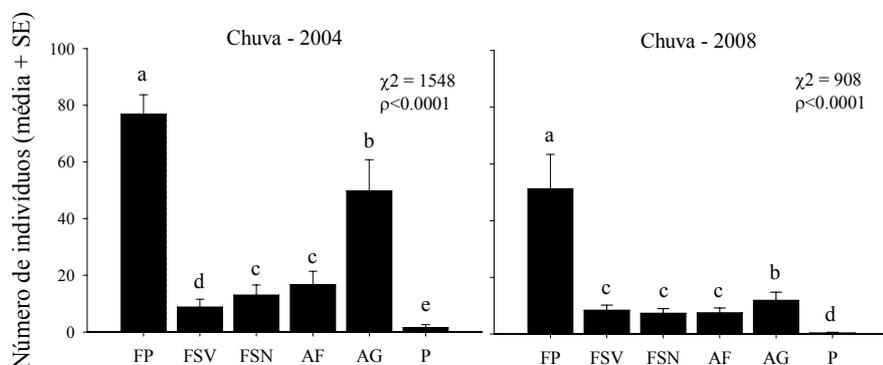


Gráfico 1 Número de indivíduos (média + SE) coletados em armadilhas de queda iscada com fezes humanas, em diferentes sistemas de uso da terra, mediante a análise de contraste. FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem. Letras iguais em cada campanha não apresentam diferença significativa ($p < 0.001$)

A floresta primária apresentou o maior número de espécies quando consideradas as amostras nos dois anos, sendo diferente dos outros sistemas ao nível de 95% de confiança (Gráfico 2). O número de espécies diminui conforme aumenta a intensidade de uso da terra. Quando se considera a captura de indivíduos, como forma de se medir o esforço amostral, a floresta primária se destaca como a de maior riqueza (Gráfico 2). A pastagem apresentou o menor número de espécies coletadas, tendo menos da metade das espécies do sistema com menos espécies e cinco vezes menos espécies que a floresta primária.

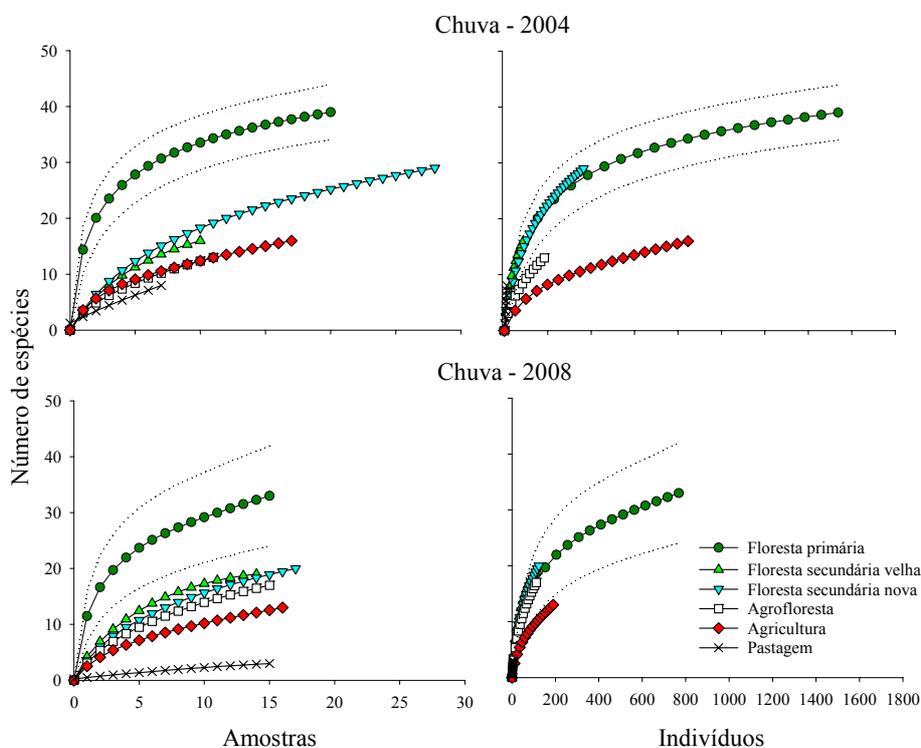


Gráfico 2 Curva de acumulação de espécies de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, na época de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada indica o intervalo de confiança (95%) da floresta primária

O rank de espécies apresenta diferenças entre os padrões de dominância para cada sistema de uso da terra (Gráfico 3). As áreas de floresta primária e florestas secundárias apresentaram alta equitatividade quando comparado com os sistemas com maior intensidade de uso. Conforme aumenta a intensidade de uso da terra a dominância de algumas espécies aumenta (Gráfico 3).

Quando o parâmetro analisado é o número de indivíduos capturados em 2004, a espécie *O. aff. acuminatus* aparece em todos os sistemas de uso da terra,

com exceção dos extremos de uso da terra (floresta primária e pastagem) como uma importante espécie numericamente considerada (chuva-2004).

Em geral a dominância na agrofloresta e na agricultura é maior em relação à abundância do que na biomassa (Gráfico 3). Esse padrão é principalmente devido às espécies *O. aff. acuminatus* e *P. aff. xanthurum* que foram muito abundantes em 2004 na agrofloresta e na agricultura, respectivamente. Essas espécies são de tamanho pequeno. *P. aff. xanthurus* também aparece como principal espécie na agricultura em relação à biomassa em 2004, devido a 84% de todos os Scarabaeinae coletados neste sistema serem desta espécie.

Na pastagem, nos dois anos, a maioria das espécies apresentou o mesmo número de indivíduos capturados, no entanto, percebe-se claramente a diferença na representatividade da biomassa de cada espécie (Gráfico 3). Em 2004 *Canthon triangularis* (Drury, 1770) aparece como uma das três espécies com maior representatividade em número de indivíduos, e na biomassa e *Onthophagus aff. marginicollis* Harold, 1880 é uma espécie importante em número de indivíduos para os dois anos (Gráfico 3).

Na coleta de 2008 *E. caribaeus* foi uma espécie importante em número e biomassa nas áreas de floresta, sendo ela primária ou secundária. Além de ser uma espécie muito abundante nas florestas secundárias e agrofloresta *Oxysternon silenus peruanum* Pereira, 1943 é uma espécie importante em relação a sua biomassa em todos os sistemas com exceção dos extremos de uso da terra.

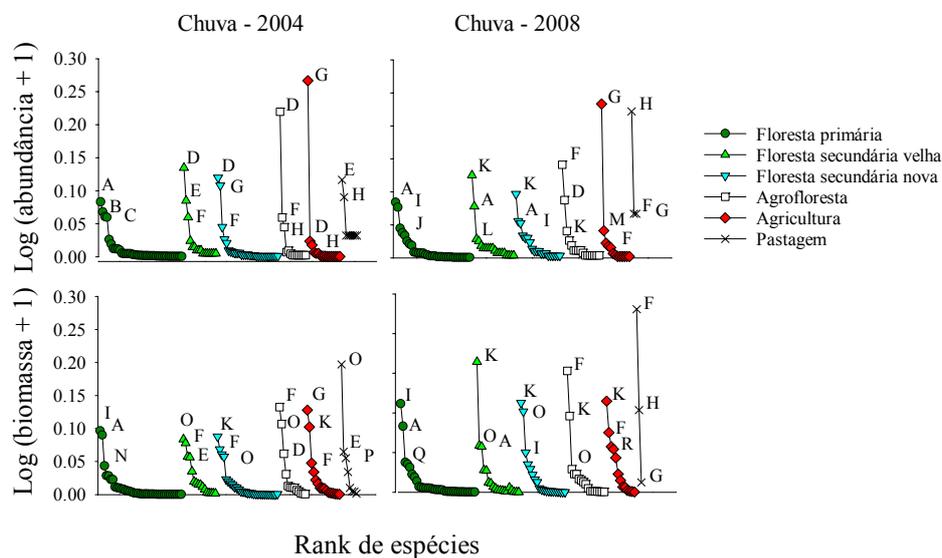


Gráfico 3 Rank de espécies de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, em duas épocas de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. A) *Eurysternus caribaeus*, B) *Onthophagus* aff. *haemathopus*, C) *Onthophagus* aff. *bidentatus*, D) *Onthophagus* aff. *acuminatus*, E) *Canthon triangularis*, F) *Ontherus pubens*, G) *Pseudocanthon* aff. *xanthurus*, H) *Onthophagus* aff. *marginicollis*, I) *Eurysternus hypocrita*, J) *Canthon proseni*, K) *Oxysternon silenus peruanum*, L) *Eurysternus strigilatus*, M) *Canthon mutabilis*, N) *Dichotomius* sp. nov. aff. *podalirius*, O) *Coprophanæus telamon*, P) *Gromphas aeruginosa*, Q) *Dichotomius fortistriatus*, R) *Phanaeus bispinus*

Na análise de NMDS, que comparou a composição da comunidade baseada na abundância, biomassa e presença e ausência das espécies, observou-se um grupo entre os pontos de floresta primária; já os outros sistemas não se apresentaram como um grupo coeso, tendo seus pontos espalhados (Gráfico 4). Na coleta de 2004 os únicos sistemas que não apresentaram diferença pelo ANOSIM foram a agrofloresta com a floresta secundária nova e a floresta secundária nova com a pastagem (Tabela 3). Nas coletas de 2008 os sistemas

que não apresentaram diferença foram a agricultura com a pastagem e as florestas secundárias velha e nova (Tabela 3). O ANOSIM baseado nos dados de biomassa e presença e ausência apresentaram as mesmas significâncias dos realizados com os dados de abundância de espécies.

A diferença encontrada pelo ANOSIM para a agricultura e entre as campanhas de chuva e seca de 2008 na floresta primária pode ser devido à diferença da variância da dispersão dos pontos desses sistemas (Tabela 4 e 5).

Tabela 3 Valores de R da comparações de análise de similaridade (ANOSIM), baseado nos dados de abundância, para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, em duas épocas: chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil (* $p < 0,05$)

Sistema de uso da terra	2004	2008
Agricultura X Agrofloresta	0,47*	0,42*
Agricultura X Floresta secundária nova	0,21*	0,45*
Agricultura X Floresta secundária velha	0,52*	0,61*
Agricultura X Floresta primária	0,86*	0,85*
Agricultura X Pastagem	0,37*	0,31
Agrofloresta X Floresta secundária nova	0,00	0,16*
Agrofloresta X Floresta secundária velha	0,27*	0,19*
Agrofloresta X Floresta primária	0,93*	0,69*
Agrofloresta X Pastagem	0,55*	0,36*
Floresta secundária nova X Floresta secundária velha	0,18*	0,02
Floresta secundária nova X Floresta primária	0,39*	0,45*
Floresta secundária nova X Pastagem	0,37*	0,49*
Floresta secundária velha X Floresta primária	0,84*	0,75*
Floresta secundária velha X Pastagem	0,18	0,78*
Floresta primária X Pastagem	0,96*	0,98*

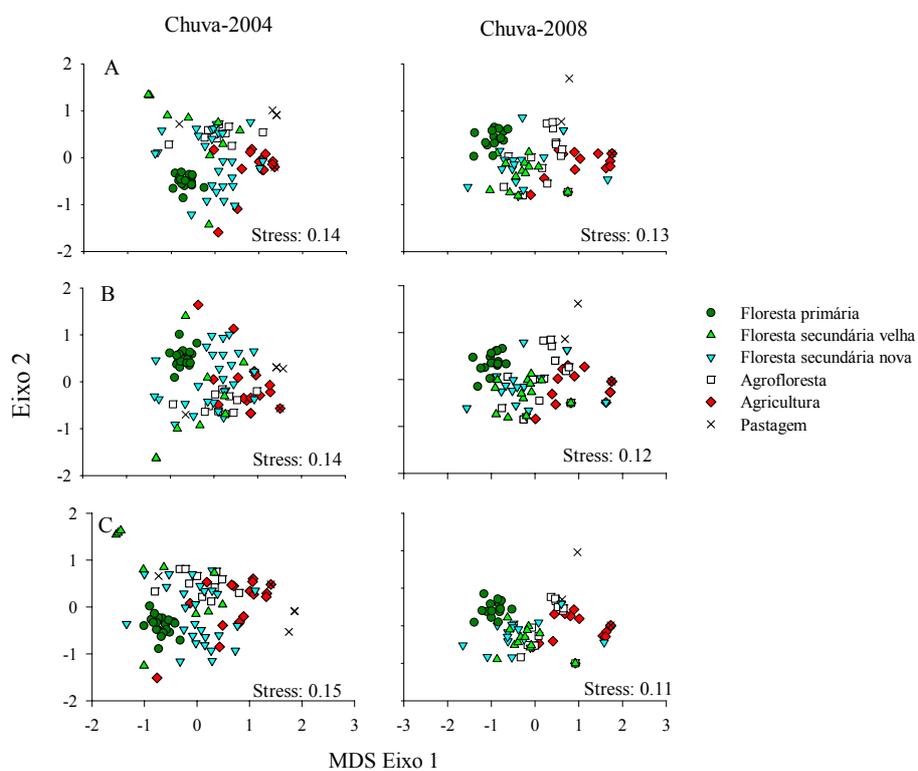


Gráfico 4 “Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) segundo sua: A) abundância, B) biomassa e C) presença e ausência das espécies para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, em duas coletas nas épocas de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil

Tabela 4 Comparações da homogeneidade da variância dos pontos amostrais, entre os diferentes sistemas de uso da terra para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, na época de chuva de 2004, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. (* $p < 0,05$). FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem

Sistema	FSV	FSN	AF	AG	P
FP	4,64*	9,87*	1,61	1,2	2,53*
FSV	-	1,86	1,73	1,66	0,53
FSN	-	-	4,36*	4,03*	2,16*
AF	-	-	-	0,16	0,76
AG	-	-	-	-	0,78

Tabela 5 Comparações da homogeneidade da variância dos pontos amostrais, entre os diferentes sistemas de uso da terra para a comunidade de besouros Scarabaeinae, coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, na épocas de chuva de 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. (* $p < 0,05$). FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem

Sistema	FSV	FSN	AF	AG	P
FP	2,65*	4,3*	4,25*	1,34	1,04
FSV	-	1,33	1,02	0,51	0,55
FSN	-	-	0,42	1,6	1,35
AF	-	-	-	1,33	0,29
AG	-	-	-	-	0,10

3.2 Padrões gerais de diversidade

No nível hierárquico $\alpha 1$ (diversidade do ponto amostral) e $\beta 1$ (troca de espécies entre os pontos amostrais) a distribuição das espécies ocorre ao acaso ($p > 0,05$), mas para o nível mais alto ($\beta 2$) troca de espécies entre os sistemas de uso da terra, das 50 espécies encontradas, 53% somente são encontradas devido à troca entre os sistemas de uso da terra ($p < 0,05$) (Gráfico 5).

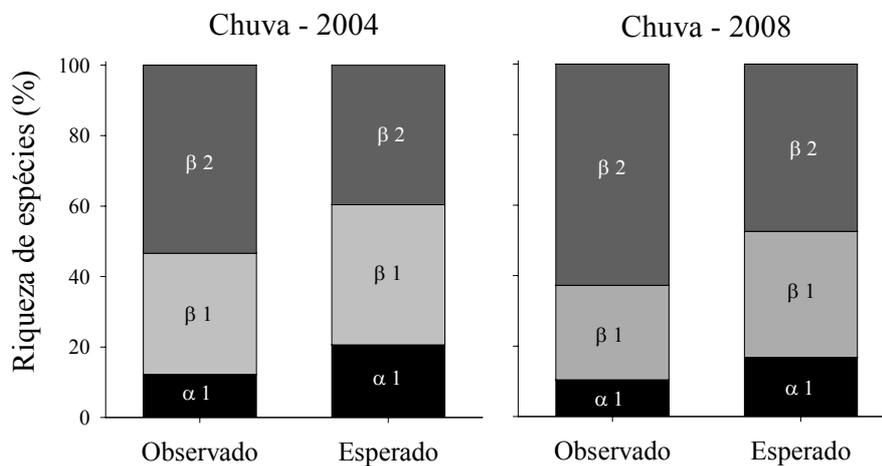


Gráfico 5 Partição espacial da diversidade gama. Contribuição de cada nível hierárquico de amostragem na diversidade total, em que: $\alpha 1$ = diversidade nos pontos amostrais, $\beta 1$ = troca de espécies dentro os pontos amostrais, $\beta 2$ = troca de espécies entre os sistemas de uso da terra. Riqueza esperada baseada em 10000 aleatorizações

3.3 Padrões por guilda funcional

A proporção das guildas, levando em consideração o número de espécies em cada guilda, apresentou diferença entre os diferentes sistemas de uso da terra para 2004 ($\chi^2 = 134,85$; $p < 0,05$) e 2008 ($\chi^2 = 150,43$; $p < 0,05$). Quando consideramos a proporção em relação ao número de indivíduos dentro de cada guilda encontramos diferenças marcantes, ocorrendo diferença entre os diferentes sistemas de uso da terra para as campanhas de 2004 ($\chi^2 = 575,24$; $p < 0,05$) e 2008 ($\chi^2 = 592,56$; $p < 0,05$). (Gráfico 6). A agricultura apresenta uma grande abundância de roedores pequenos. O número de indivíduos de todas as guildas de besouros grandes diminui com o aumento da intensidade de uso da terra.

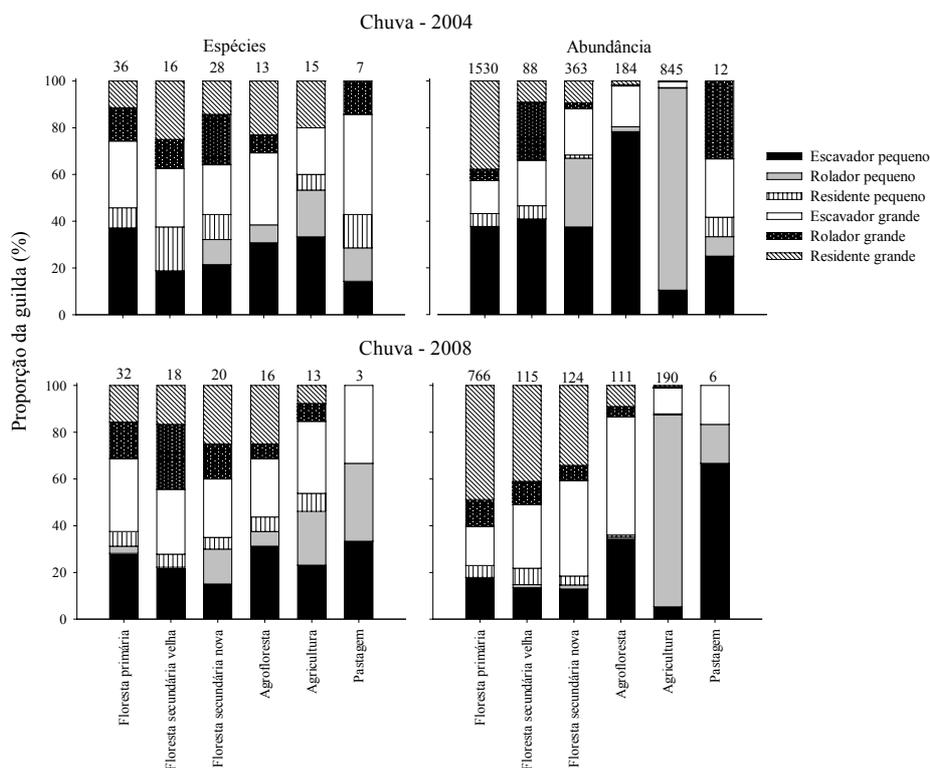


Gráfico 6 Proporção de mudança de guildas de besouros escarabeíneos em relação ao número de espécies (lado esquerdo) e abundância (lado direito) coletados em armadilha de queda iscada com fezes humanas, em duas coletas de época de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Valor em cima de cada barra do lado esquerdo da Gráfico representa o número de espécies e do lado direito a abundância dentro de cada sistema, Benjamin Constant, AM

3.4 Bioindicador

Pelo valor de indicação (INDVAL) a área de floresta primária foi a que apresentou mais espécies indicadoras (Tabela 6). Os resultados do INDVAL

corroboram o que já foi relatado anteriormente e apontam *P. aff. xanthurus* como uma importante espécie para a agricultura. Os sistemas mais complexos apresentam maior número de espécies indicadoras da floresta (Gráfico 7), que diminui conforme aumenta a intensidade de uso.

Tabela 6 Valor de indicação das espécies de besouros Scarabaeinae ($p < 0.05$), coletadas em armadilha de queda iscada com fezes humanas em duas épocas: chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, AF = agrofloresta, AG = agricultura

Espécie	Sistema	Valor Indicador	
		Chuva – 2004	Chuva - 2008
<i>Ateuchus aff. murrayi</i>	FP	20,0	-
<i>Ateuchus aff. scatimoides</i>	FP	60,0	26,7
<i>Ateuchu. aff simplex.</i>	FP	-	20,0
<i>Canthidium (Canthidium) sp.1</i>	FP	20,0	-
<i>Canthidium (Eucanthidium) sp. 1</i>	FP	66,5	34,3
<i>Canthon proseni</i>	FP	64,3	79,2
<i>Coprophanæus telamon</i>	FP	22,0	-
<i>Dichotomius fortestriatus</i>	FP	79,4	86,7
<i>Dichotomius mamillatus</i>	FP	50,7	47,4
<i>Dichotomius ohausi</i>	FP	30,0	26,7
<i>Dichotomius sp. nov. aff. Prietoi</i>	FP	58,1	53,3
<i>Eurysternus wittmerorum</i>	FP	70,4	55,7
<i>Eurysternus caribæus</i>	FP	92,0	74,1
<i>Eurysternus aff. cayennensis</i>	FP	60,5	-
<i>Eurysternus hamaticollis</i>	FP	38,5	37,8
<i>Eurysternus aff. foedus</i>	FP	-	42,3
<i>Onthophagus aff. xanthomerus</i>	FP	-	20,0
<i>Onthophagus bidentatus</i>	FP	98,0	59,1
<i>Onthophagus haemathopus</i>	FP	91,6	83,0
<i>Phanaeus cambeforti</i>	FP	20,0	33,3
<i>Phanaeus chalcomelas</i>	FP	55,0	14,7
<i>Eurysternus hypocrita</i>	FP	85,2	68,2
<i>Uroxys sp.1</i>	FP	25,0	-
<i>Canthidium (Canthidium) aff. depressum</i>	FSV	-	15,2
<i>Canthon triangularis</i>	FSV	38,2	-
<i>Canthon aff. quinquemacullatus</i>	FSV	18,1	-
<i>Oxysternus silenus peruanum</i>	FSV	-	35,9

“Tabela 6, conclusão”

<i>Ontherus pubens</i>	AF	30,3	-
<i>Onthophagus aff. acuminatus</i>	AF	42,3	-
<i>Canthon mutabilis</i>	AG	31,0	29,8
<i>Pseudocanthon aff. xanthurus</i>	AG	74,9	73,9
<i>Onthophagus aff. marginicollis</i>	AG	25,6	-

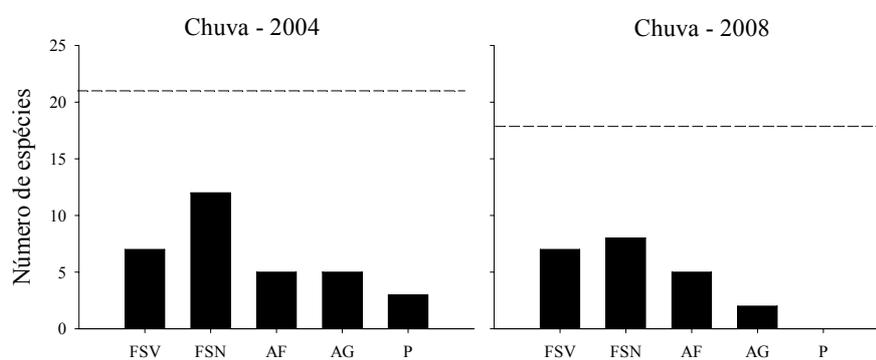


Gráfico 7 Número de espécies indicadoras da floresta primária, presentes nos outros sistemas de uso da terra, em duas coletas de época de chuva de 2004 e 2008, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada representa o número de espécies indicadoras para a floresta primária em cada coleta. FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem

4 DISCUSSÃO

4.1 Efeito do sistema do uso da terra sobre a abundância, diversidade e composição de besouros Scarabaeinae

A transformação do habitat natural em sistemas mais simples leva a uma redução na abundância geral de Scarabaeinae (SHAHABUDDIN; CHRISTIAN; TSCHARNTKE, 2005). Verificou-se que as florestas primárias e as pastagens, são os sistemas com maior e menor número de indivíduos, respectivamente, porém, os sistemas entre os extremos não seguiram um padrão. Andresen (2008) não verificou diferença na abundância total de florestas primárias e secundárias, mas a área aberta apresentou menos indivíduos, assim como Gardner et al. (2008) verificaram mais indivíduos em floresta primária, mas não encontraram diferenças entre florestas secundárias ou implantadas. Sistemas mais simplificados podem proporcionar vantagens a determinadas espécies que terão sua população elevada ultrapassando populações em sistemas naturais (DAVIS et al., 2001; ESCOBAR, 2004; ESCOBAR et al., 2008), e estas alteram a abundância total, portanto, o estudo da comunidade de besouros Scarabaeinae como um todo se torna de vital importância.

Para realçar este resultado tem-se o caso da agricultura que apresentou maior número de indivíduos do que outros sistemas menos impactados. O grande responsável por este aumento numérico foi a espécie *P. aff. xanthurus* que apresentou 88,57% dos indivíduos capturados na agricultura. Essa espécie foi responsável por 82,24% de todos os indivíduos capturados neste sistema, não sendo capturada em área de floresta primária.

P. aff. xanthurus parece ser adaptada a ambiente com maior intensidade de uso da terra, apesar de não ter sido possível confirmar a espécie exata, devido a sua distribuição geográfica ser descontínua, podendo ser um complexo de

espécies, dificultando a identificação. Costa et al. (2009), coletando em mata e área aberta, encontraram a espécie *P. xanthurus* somente em área aberta, assim como Horgan (2006) que estudando áreas de floresta e áreas desmatadas coletou somente *P. xanthurus* em área desmatada. Como a espécie coletada se aproxima de *P. xanthurus* pode ser que ela apresente favorecimento em relação a distúrbio assim como nos trabalhos citados acima.

A riqueza de espécies de besouros Scarabaeinae apresenta uma resposta significativa ao tipo de habitat (SCHULZE et al., 2004, SHAHABUDDIN; CHRISTIAN; TSCHARNTKE, 2005). Este trabalho mostrou a diminuição da diversidade conforme ocorre o aumento da intensidade de uso da terra, conforme aumenta a intensidade de uso, menor é a riqueza de espécies e mais a curva se aproxima da assíntota. Escobar e Ulloa (2000) verificaram que a maioria das espécies diminuía sua abundância em áreas de pastagem e regeneração. Áreas com distúrbios frequentes apresentam poucas espécies e, se o intervalo de distúrbio aumenta, a diversidade também aumenta devido ao maior tempo disponível para entrada de mais espécies (CONNELL, 1978).

Vinte espécies foram exclusivas da floresta primária sendo, portanto, este sistema vital para manter a maioria da diversidade regional. Vulinec (2002) sugere que algumas espécies restritas à floresta primária podem ser incapazes de tolerar mesmo pequenas modificações de habitat.

Mesmo sistemas próximos, como florestas primárias e secundárias, podem apresentar diferenças na média de espécies coletadas (BOONROTPONG; SOTTHIBANDHU; PHOLPUNTHIN, 2004), devido à sensibilidade desses besouros a mudanças físicas da estrutura do habitat (HALFFTER; FAVILA; HALFFTER, 1992). Neste trabalho encontramos valores estatisticamente iguais entre a floresta secundária nova e a agrofloresta em 2004 e entre as florestas secundárias nova e velha e a agrofloresta em 2008.

O impacto ambiental pode aumentar a variabilidade da estrutura da comunidade (WARWICK; CLARKE, 1993). A menor variância dos pontos da floresta primária pode ser explicada pela floresta primária ser um ambiente bastante estável, mas distúrbios podem também causar a diminuição dessa variabilidade (CHAPMAN; UNDERWOOD; SKILLETER, 1995), principalmente, quando ocorre simplificação da comunidade. A maior variância das florestas secundárias pode estar levando ao aumento da diversidade, suportado pela teoria do distúrbio intermediário (CONNELL, 1978); essa maior variância pode também aumentar a diversidade beta.

O padrão de distribuição em torno de gradientes espaciais é a resposta à interação de vários fatores como dispersão, extinção, especiação, variáveis ambientais e interações biológicas (ARELLANO; HALFFTER, 2003). O padrão de distribuição de abundância e dominância entre os mesmos sistemas de uso da terra nas duas coletas permaneceu a mesma, e esta estabilidade favorece o uso da comunidade de besouros Scarabaeinae como ferramenta de estudo, pois facilita o entendimento das relações entre a comunidade e o sistema de uso da terra.

A composição da comunidade foi diferenciada para a maioria dos sistemas de uso da terra, indicando que para estes sistemas ocorre uma comunidade distinta. As matrizes de abundância, biomassa e presença e ausência foram igualmente eficientes para para essa discriminação. Gardner et al. (2008) também encontraram resultados semelhantes utilizando matrizes de abundância e biomassa.

4.2 O valor de florestas secundárias e sistemas agrícolas para manter a diversidade de besouros escarabeíneos

A maioria das espécies foi coletada devido à troca de espécies (diversidade beta) entre os diferentes sistemas de uso da terra. Essa troca já foi

relatada por Halffter et al. (2007). A predição que os distúrbios humanos podem ter efeito negativo no padrão de riqueza de espécie local (diversidade α), mas positivo na diversidade na escala de paisagem (diversidade γ) (ARELLANO; HALFFTER, 2003), pode ser demonstrado devido à presença de espécies nos sistemas de uso da terra que não foram capturadas na área de floresta, exibindo a importância dos sistemas para manter a diversidade regional.

Os sistemas de uso da terra, como as agroflorestas e as florestas secundárias, podem suportar um grande número de espécies de borboletas e plantas de sub-bosque, pássaros e borboletas, respectivamente (SCHULZE et al., 2004). No entanto, a importância da conversão de florestas em sistemas como agrofloresta, para a perda da diversidade, ainda não é bem compreendida (PERFECTO et al., 1997).

Sistemas de agricultura podem suportar uma fauna totalmente diferente da floresta nativa (ESCOBAR, 2004). O sistema de cultivo em mosaico pode também colaborar para a chegada de algumas espécies transitórias que são de floresta, porém toleram manchas com condições ambientais adversas (AVENDAÑO-MENDOZA et al., 2005), visto que o isolamento é um importante fator que determina o padrão de diversidade de espécies (BARLOW et al., 2010).

Verificou-se um grande número de espécies indicadoras neste trabalho, demonstrando que a fidelidade e frequência que essas espécies apresentam quanto ao habitat (SHAHABUDDIN; CHRISTIAN; TSCHARNTKE, 2005) torna os besouros Scarabaeinae ótimos bioindicadores (HANSKI; CAMBEFORTI, 1991; NICHOLS et al., 2007; SPECTOR, 2006). O *Indicator Species*, utilizado em vários trabalhos (ANDRESEN, 2008; BLAUM et al., 2009) por ser uma forma eficiente de escolher espécies para a utilização do uso de bioindicador, que é também um dos focos deste trabalho, foi aprovado visto

que algumas espécies efetivamente apresentaram preferência por determinados habitats.

Florestas secundárias são relatadas por apresentar menos espécies que primárias (BOONROTPONG; SOTTHIBANDHU; PHOLPUNTHIN, 2004). Neste estudo elas se destacaram por abrigar um grande número de espécies indicadoras de floresta primária. No entanto, o entendimento do valor dessas florestas secundárias é pouco compreendido. A atual preocupação com o uso sustentável da terra vem se tornando evidente em muitos trabalhos (NYEKO, 2009; SHAHABUDDIN; CHRISTIAN; TSCHARNTKE, 2005) e as florestas primárias e secundárias neste mosaico podem ser importantes quando ocorre o corte com posterior queima do material vegetal, podendo funcionar como refúgio para algumas espécies. Os encontrados nestes trabalho direcionam a incontestável importância das florestas secundárias.

4.3 Efeito do sistema do uso da terra sobre as guildas de besouros Scarabaeinae

Navarrette e Halffter (2008) encontraram um maior número de espécies de rolares pequenos na pastagem do que em floresta preservada ou fragmentada. Neste trabalho encontrou-se, além do maior número de espécies de rolares pequenos na agricultura, uma grande dominância numérica desses. Os grupos funcionais responderam à modificação do habitat, no entanto, grupos individuais respondem diferentemente ao distúrbio (HAYES et al., 2009; SHAHABUDDIN et al., 2010), e isso foi observado neste trabalho, onde tivemos diminuição e, em outros casos, o aumento numérico de guildas individuais conforme o distúrbio.

Ocorreu a simplificação das guildas de Scarabaeinae na pastagem de 2008 e diminuição principalmente no número de indivíduos das guildas de

besouros grandes para os sistemas mais impactados. Halffter et al. (2007), também em um gradiente de uso, verificaram a simplificação das guildas na pastagem. Já é relatado que o aumento do distúrbio, resultado de atividades humanas, pode levar a perda de espécies grandes (GARDNER et al., 2008). Esta interação do tipo do habitat com o tamanho do corpo dos besouros, pode estar relacionada à presença de mamíferos de grande porte (HANSKI; CAMBEFORT, 1991), já que estes requerem ambientes mais preservados.

Funções ecológicas, como dispersão secundária de sementes, enterrio de fezes e revolvimento de solo, foram correlacionadas positivamente com a diversidade, abundância e biomassa de besouros Scarabaeinae (BRAGA, 2009) nesta mesma área. Podemos então inferir que a simplificação das guildas e/ou mudança relativa na proporção dos indivíduos dentro de cada guilda devido à intensificação do sistema de uso da terra, afeta também as funções ecológicas.

5 CONCLUSÃO

As florestas secundárias, juntamente com os sistemas de uso da terra, ajudam a manter a diversidade gama da região, sendo as florestas secundárias importantes por conservar características que suportam um grande número de espécies que são indicadoras de floresta primária.

A comunidade de besouros Scarabaeinae foi afetada pela intensidade de uso da terra sendo que, quanto maior essa intensidade menor a riqueza de espécies e maior o aumento da dominância de espécies, e conseqüentemente diminuição da equitatividade. Os grupos funcionais, assim como espécies isoladas responderam distintamente ao uso da terra.

REFERÊNCIAS

ALONSO, L. E. Ants as indicators of diversity. In: AGOSTI, D.; MAJER, J.D.; ALONSO, L. F.; SCHULTZ, T. R. **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2000, 280p.

ANDERSON, M. J. **PERMDISP**: a FORTRAN computer program for permutation analysis of multivariate dispersions (for any two-factor ANOVA design) using permutation tests. Department of Statistics, University of Auckland, New Zeland. 2004.

ANDRESEN, E. Dung beetle assemblage in primary forest and disturbed habitats in a tropical dry forest landscape in western Mexico. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v. 12, n. 6, p. 639-650, dec. 2008.

ARELLANO, L.; HALFFTER, G. Gamma diversity: derived from and a determinant of alpha diversity and beta diversity. An analysis of three tropical landscape. **Acta Zoologica Mexicana (Nueva Serie)**, México, v. 90, p. 27-76, 2003.

AVENDAÑO-MENDOZA, C.; MORÓN-RÍOS, A.; CANO, E. B.; LEÓN-CORTÉS, J. Dung beetle community (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) in a tropical landscape at the Lachua region, Guatemala. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 14, n. 4, p. 801-822, apr. 2005.

BARLOW, J.; LOUZADA, J.; PARRY, L.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; HAWES, J.; PERES, C. A.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; GARDNER, T. Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 47, n. 4, p. 779-788, aug. 2010.

BLAUM, N.; SEYMOUR, C.; ROSSMANITH, E.; SCHWAGER, M.; JELTSCH, F. Changes in arthropod diversity along a land use driven gradient of shrub cover in savanna rangelands: identification of suitable indicators. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 18, n. 5, p. 1187-1199, may. 2009.

BOONROTPONG, S.; SOTTHIBANDHU, S.; PHOLPUNTHIN, C. Species composition of dung beetles in the primary and secondary forests at Ton Nga Chang wildlife sanctuary. **ScienceAsia**, Bangkok, v. 30, n. 1, p. 59-65, mar. 2004.

BOS, M. M.; HÖHN, P.; SHAHABUDDIN, S.; BÜCHE, B.; BUCHORI, D.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Insect diversity responses to forest conversion and agroforestry management. In: TSCHARNTKE, T.; LEUSCHNER, C.; ZELLER, M.; GUHARDIA, E.; BIDIN, A. (eds.). **Stability of tropical rainforest margins, linking ecological, economics and social constraints of land use and conservation**, Springer, Berlin, 2007, p. 279-296.

BRAGA, R. F. **Efeitos da alteração do uso do solo na Amazônia Brasileira sobre serviços ecológicos proporcionados pelos Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae)**. 2009. 50p. Dissertação (Mestrado em Entomologia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

BUSTAMANTE-SÁNCHEZ, M. A.; GREZ, A. A.; SIMONETTI, J. A. Dung decomposition and associated beetles in a fragmented temperate forest. **Revista Chilena de Historia Natural**, Santiago de Chile, v. 77, n. 1, p. 107-120, 2004.

CHAPMAN, M. G. UNDERWOOD, A. J.; SKILLETER, G. A. Variability at different spatial scales between a subtidal assemblage exposed to the discharge of sewage and two control locations. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, Amsterdam, v. 189, n. 1-2, p. 103-122, 1995.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. 2001. **Primer v.5**: User manual / Tutorial. Plymouth, U.K.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth: Primer-E, 2001, 172p.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples, v. 7.5. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, USA. 2005. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>>. Acesso em: 25 fev. 2009.

COLWELL, R. K. MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2717-2727, oct. 2004.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, v. 199, n. 4335, p. 1302-1210, mar. 1978.

COSTA, C. M. Q.; SILVA, F. A. B.; FARIAS, A. I.; MOURA, R. C. Diversidade de Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) coletados com armadilha de interceptação de vôo no Refúgio Ecológico Charles Darwin, Igarassu-PE, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, São Paulo, v. 53, n. 1, p. 88-94, 2009.

DAVIS, A. J.; HOLLOWAY, J. D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPRIGGS, A. H.; SUTTON, S. Dung beetles as indicators of change in the forests of norther Borneo. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 38, n. 3, p. 593-616, jun. 2001.

DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H.; HAMMOND, P. M.; EGGLETON, P. Trophic structure stability and extinction dynamics of beetles (Coleoptera) in tropical forest fragments. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 353, n. 1367, p. 437-451, nov. 1998.

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

ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; SOLÍS, A.; HALFFTER, V.; NAVARRETE, D. Temporal shifts in dung beetle community structure within a protected area of tropical wet forest: a 35-year study and its implications for long-term conservation. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 6, p. 1584-1592, dec. 2008.

ESCOBAR, F.; ULLOA, P. C. Distribución espacial y temporal en un gradiente de sucesión de la fauna de coleópteros coprófagos (Scarabaeinae, Aphodiinae) en un bosque tropical montano, Nariño – Colombia, **Revista de Biología Tropical**, San Jose, v. 48, n. 4, p. 961-975, 2000.

ESTRADA, A.; COATES-ESTRADA, R.; DADDA, A.A.; GAMMARANO, P. Dung and carrion beetles in tropical rain forest fragments and agricultural habitats at Los Tuxtlas, México. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, n. 5, p. 577-593, sep. 1998.

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

FIDALGO, E. C. C.; COELHO, M. R.; ARAÚJO, F. O.; MOREIRA, F. M. S.; SANTOS, H. G.; MENDONÇA-SANTOS, M.L.; HUISING, J. **Levantamento do uso e cobertura da terra de seis áreas amostrais relacionadas ao Projeto BiosBrasil (Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity: Phase I), município de Benjamin Constant (AM)**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa Solos: Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 2005, 54p.

GARDNER, T. A.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; BARLOW, J.; PERES, C. A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 3, p. 883-893, jun. 2008.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, London, v. 405, n. 6783, p. 220-227, may. 2000.

GIBBS, J. P.; STANTON, E. J. Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites, and flies. **Ecological Applications**, Tempe, v. 11, n. 1, p. 79-85, feb. 2001.

HALFFTER, G.; EDMONDS, W. D. **The nesting behaviour of dung beetles (Scarabaeinae): an ecological and evolutive approach**. Man and the Biosphere Program UNESCO, México, D.F. Instituto de Ecología, 1982, 177p.

HALFFTER, G.; FAVILA, M. E., HALFFTER, V. A comparative study of the structure of the scarab guild in Mexican tropical rain forest and derived ecosystems, **Folia Entomológica Mexicana**, México, n. 84, p. 131-156, 1992.

HALFFTER, G.; PINEDA, E.; ARELLANO, L.; ESCOBAR, F. Instability of copronecrophagous beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeinae) in a mountainous tropical landscape of Mexico. **Environmental Entomology**, College Park, v. 36, n. 6, p. 1397-1407, dec. 2007.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, I. **Dung beetle ecology**, Princeton Press, New Jersey, 1991, 481p.

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

HAYES, L.; MANN, D. J.; MONASTYRSKI, A. L.; LEWIS, O. Rapid assessments of tropical dung beetle and butterfly assemblages: contrasting trends along a forest disturbance gradient. **Insect Conservation and Diversity**, Oxford, v. 2, n. 3, p. 194-203, aug. 2009.

HOEKSTRA, J. M.; BOUCHER, T. M.; RICKETTS, T. H.; ROBERTS, C. Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, n. 1, p. 23-29, jan. 2005.

HORGAN, F. G. Aggregation and coexistence of dung beetles in montane rain forest and deforested sites in Central Peru. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 22, n. 4, p. 359-370, jul. 2006.

KLEIN, A. M.; STEFFAN-DEWENTERM, I.; BUCHORI, D.; TSCHAMTKE, T. Effects of land-use intensity in tropical agroforestry systems on coffee flower-visiting and trap-nesting bees and wasps. **Conservation Biology**, Boston, v. 16, n. 4, p. 1003-1014, aug. 2002.

LARSEN, T. H.; FORSYTH, A. Trap spacing and transect design for dung beetle biodiversity studies. **Biotropica**, Washington, v. 37, n. 2, p. 322-325, jun. 2005.

LAURANCE, W. F.; COCHRANE, M. A.; BERGEN, S.; FEARNSIDE, P. M.; DELAMONICA, P.; BARBER, C.; D'ANGELO, S.; FERNANDES, T. Environment – The future of the Brazilian Amazon. **Science**. v. 291, n. 5503, p. 438-439, jan. 2001.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **Multivariate Analysis of Ecological Data. Version 4.10**, MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA. 1999.

MCGEACH, M. A.; VAN RENSBURG, B. J. V.; BOTES, A. The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 39, n. 4, p. 661-672, aug. 2002.

MOREIRA, F. M. S.; NÓBREGA, R. S. A.; JESUS, E.C.; FERREIRA, D. F.; PÉREZ, D. V. Differentiation in the fertility of inceptisols as related to use in the upper Solimões river region, western Amazon. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 408, n. 2, p. 349-355, 2009.

NAVARRETE, D.; HALFFTER, G. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) diversity in continuous forest, forest fragments and cattle pastures in a landscape of Chiapas, Mexico: the effects of anthropogenic changes. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 17, n. 12, p. 2869-2898, nov. 2008.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A.L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: a quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, Essex, v. 137, n. 1, p. 1-19, jun. 2007.

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M. E. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 6, p. 1461-1474, jun. 2008.

NYEKO, P. Dung beetle assemblages and seasonality in primary forest and forest fragments on agricultural landscape in Budongo, Uganda, **Biotropica**, Washington, v. 41, n. 4, p. 476-484, 2009.

PAOLETTI, M. G. Using bioindicator based on biodiversity to assess landscape sustainability. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 74, n. 1-3, p. 1-8, 1999.

PERFECTO, I.; MAS, A.; DIETSCH, T.; VANDERMEER, J. Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: a tri-taxa comparison in southern México. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 12, n. 6, p. 1239-1252, jun. 2003.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; HANSON, P.; CARTIN, V. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 6, n. 7, p. 935-945, jul. 1997.

QUINTERO, I.; ROSLIN, T. Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in Central Amazonia. **Ecology**, Tempe, v. 86, n. 12, p. 3303-3311, dec. 2005.

R DEVELOPMENT CORE TEAM R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria., URL. <http://www.R-project.org>. 2007.

REYNA-HURTADO, R.; TANNER, G. W. Habitat preference of ungulates in hunted and nonhunted areas in the Calakmul forest, Campeche, Mexico. **Biotropica**, Washington, v. 37, n. 4, p. 676-685, dec. 2005.

ROSENBERG, D. M.; DANKS, H. V.; LEHMKUHL, D. M. Importance of insects in environmental impact assessment. **Environmental Management**, New York, v. 10, n. 6, p. 773-783, nov. 1986.

SCHEFFLER, P. Y. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) diversity and community structure across three disturbance regimes in eastern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 1, p. 9-19, jan. 2005.

SCHULZE, C. H.; WALTERT, M.; KESSLER, P. J. A.; PITOPANG, R.; SHAHABUDDIN.; VEDDELER, D.; MÜHLENBERG, M.; GRADSTEIN, S. R.; LEUSCHNER, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Biodiversity indicator group of Tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. **Ecological Applications**, Tempe, v. 14, n. 5, p. 1321-1333, out. 2004.

SHAHABUDDIN.; CHRISTIAN, H. S.; TSCHARNTKE, T. Changes of dung beetle communities from rainforest towards agroforestry systems and annual cultures in Sulawesi (Indonesia). **Biodiversity and Conservation**, London, v. 14, n. 4, p. 863-877, apr. 2005.

SHAHABUDDIN.; HIDAYAT, P.; MANUWOTO, S.; NOERDJITO, W. A.; TSCHARNTKE, T.; SCHULZE, C. H. Diversity and body size of dung beetles attracted to different dung types along a tropical land-use gradient in Sulawesi, Indonesia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 26, n. 1, p. 53-65, dec. 2010.

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

VEECH, J. A.; CRIST, T. O. PARTITION: software for hierarchical partitioning of species diversity, v. 3.0, 2009. Disponível em <
<http://www.users.muohio.edu/cristo/partition.htm>>. Acesso em fev 2009.

VEECH, J. A.; SUMMERVILLE, K. S.; CRIST, T. O.; GERING, J. C. The additive partitioning of species diversity: recent revival of an old idea. **Oikos**, Copenhagen, v. 99, n. 1, p. 3–9, oct. 2002.

VILJANEN, H.; ESCOBAR, F.; HANSKI, I. Low local but high beta diversity of tropical forest dung beetles in Madagascar. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, n.doi:10.1111/j.1466-8238.2010.00552.x, 2010.

VULINEC, K. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) monkeys, and conservation in Amazônia. **Florida Entomologist**. Gainesville, v. 83, n. 3, p. 229-241, sept. 2000.

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

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

WATERHOUSE, D. F. The biological control of dung. **Scientific American**, New York, v. 230, n. 4, p. 100-109, 1974.

CAPÍTULO 3

**Taxocenose de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em Benjamin
Constant, AM**

RESUMO

As espécies de Scarabaeinae coletadas em seis diferentes sistemas de uso da terra em Benjamin Constant, AM, são listadas com comentários gerais dos representantes de seus gêneros e espécies. As coletas foram realizadas com armadilhas pitfall iscada com fezes humana, em três períodos distintos, duas na época das chuvas e uma na da seca, para a região. Foram coletados 6792 indivíduos pertencentes a 63 espécies, 18 gêneros e seis tribos (Ateuchini, Canthonini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini). Foi encontrado um novo gênero de Scarabaeinae ainda não descrito e provavelmente outras espécies novas.

Palavras-chave: Alto Solimões. Comunidade amazônica, Rola-bosta, Insecta.

ABSTRACT

The species of Scarabaeinae beetles collected in six different land use systems in Benjamin Constant, AM, Brazil, are listed with general comments on representatives of their genus and species. Beetles were captured with pitfall traps baited with human feces during three distinct periods, two during the rainy season and one during a drought for the region. A total of 6792 individuals were collected belonging to 63 species, 18 genera and six tribes (Ateuchini, Canthonini, Oniticellini, Onthophagini and Phanaeini). A new genus of Scarabaeinae not yet described was encountered and probably other new species.

Keywords: Alto Solimões. Amazonian community. Dung beetle. Insecta.

1 INTRODUÇÃO

Os besouros da subfamília Scarabaeinae são intimamente ligados ao solo, utilizando-se dele para alocação de recurso, abrigo e nidificação (HALFFTER; MATTHEWS, 1966). A maioria destes besouros são coprófagos e com alguma especificidade para estrume de grandes herbívoros, no entanto, existem exceções quanto ao hábito alimentar especialmente no sudeste Asiático e em toda região Neotropical (HALFFTER, 1991).

Devido a esta grande diversificação há relatos destes besouros alimentando-se e/ou nidificando nas mais variadas fontes, como abdômen de rainha de formigas do gênero *Atta* (HALFFTER; MATTHEWS, 1966; HERTEL; COLLI, 1998; SILVEIRA et al., 2006), basidiomicetos (CANO, 1998; MARTINEZ; HALFFTER; PEREIRA., 1964), muco produzido por caramujos (VAZ-DE-MELLO, 2007a), detritos de bromélias (COOK, 1998), detritos acumulados por formigas da tribo Attini (VAZ-DE-MELLO; LOUZADA; SCHOEREDER, 1998), frutos em decomposição (HALFFTER; HALFFTER, 2009), entre outros; e atraídos pelo odor de flores (SAKAI; INOUE, 1999), ovos podres (LOUZADA; VAZ-DE-MELLO, 1997), além de carcaças e fezes dos mais variados vertebrados (DAVIS; SCHOLTS; CHOWN, 1999; ESTRADA et al., 1993; FINN; GILLER, 2002; HALFFTER; ARELLANO, 2002; YOUNG, 1981a). Fezes humanas são a isca mais eficiente para captura de besouros rola-bostas da região Neotropical (GARDNER et al. 2008), sendo que a utilização de isca nos trabalhos é importante para aumentar o número de indivíduos e espécies coletadas (LOPES; LOUZADA; VAZ-DE-MELLO, 2006).

A região de Benjamin Constant, AM, é de difícil acesso e por isto apresenta pouca interferência antrópica quando comparado a outras regiões amazônicas. O cultivo do alimento pela população local de diferentes etnias,

como Cocama e Ticuna, é realizado em um mosaico de culturas e florestas primárias e secundárias. Este mosaico possibilita a manutenção de diferentes comunidades de besouros escarabeíneos. Além disso a área representa um dos mais importantes “hotspot” em termos de agrobiodiversidade.

Poucas regiões Amazônicas apresentam informações sobre suas comunidades locais de escarabeíneos (VAZ-DE-MELLO, 1999), desta forma o objetivo do trabalho foi apresentar informações sobre as espécies de Scarabaeinae que ocorrem neste mosaico de vegetação em Benjamin Constant, AM.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Áreas de estudo e seleção de pontos

A área de estudo está localizada no município de Benjamin Constant, noroeste da Amazônia, na tríplice fronteira com o Brasil, Colômbia e Peru, com coordenadas geográficas 4°20' e 4°26' Sul e 69°36' e 70°20' Oeste. As áreas incluem as comunidades de Guanabara II, Nova Aliança e a cidade de Benjamin Constant, situada a aproximadamente 1.100 Km a oeste de Manaus, no Alto do Rio Solimões (ANEXO A).

As amostras foram coletadas em seis sistemas de utilização do solo, constituindo um gradiente de intensidade de uso da terra: floresta primária, floresta secundária em estado avançado de regeneração (floresta secundária velha), floresta secundária em estado inicial de regeneração (floresta secundária nova), agrofloresta, agricultura e pastagem (APÊNDICE A).

O clima da região é úmido a super úmido af (Köppen), sem uma estação seca e com uma temperatura média anual de 25,7°C e precipitação de 2,562 mm. A precipitação nos meses secos é superior a 100 mm, e os picos de chuva ocorrem de dezembro a abril.

2.2 Coleta de besouros Scarabaeinae

Besouros rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae) foram amostrados usando pitfall (19 cm de diâmetro, 11 cm de profundidade) enterrados ao nível do solo iscado com fezes humanas. Dentro de cada armadilha foram adicionados 250 ml de solução salina + detergente (APÊNDICE B). Três armadilhas foram colocadas em cada ponto amostral, dispostas formando um triângulo, com 2,0 m de distância entre elas.

As coletas foram realizadas em três épocas, coincidindo com a estação de chuva (março-abril) de 2004 e de 2008 e de seca (setembro-outubro) de 2008. As armadilhas ficaram instaladas por um período de 24 horas. O esforço amostral consistiu de 858 pitfalls. O conteúdo de cada armadilha foi acondicionado em saco plástico com os dados de procedência e levados ao laboratório de ecologia da Universidade Federal de Lavras. No laboratório cada amostra foi triada e identificada com o auxílio de microscópio estereoscópio. O material testemunha da coleta se encontra na coleção da Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT) e na coleção do setor de Ecologia da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletados 6792 indivíduos de 63 espécies (Tabela 1), pertencentes a 18 gêneros e seis tribos (Ateuchini, Canthonini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini). Dentre as 29 espécies não identificadas, foi encontrado um novo gênero ainda não descrito e possivelmente algumas espécies novas.

Tabela 1 Número de indivíduos por espécie capturada em diferentes sistemas de uso da terra em três períodos distintos, Benjamin Constant, AM, Brasil. Floresta primária (FP), floresta secundária velha (FSV), floresta secundária nova (FSN), agrofloresta (AF), agricultura (AG) e pastagem (P)

Tribo/Espécie	FP	FSV	FSN	AF	AG	P
ATEUCHINI						
<i>Ateuchus connexus</i> (Harold, 1868)	2	-	-	-	-	-
<i>Ateuchus murrayi</i> (Harold, 1868)	17	-	-	-	-	-
<i>Ateuchus</i> aff. <i>scatimoides</i> (Balthasar, 1939)	46	-	-	-	-	-
<i>Ateuchus</i> sp. aff. <i>simplex</i> (Serville, 1828)	13	-	-	-	-	-
<i>Ateuchus</i> sp. 1	-	2	3	-	-	-
<i>Uroxys</i> sp. 1	17	1	1	-	-	-
<i>Uroxys</i> sp. 2	4	-	1	-	-	-
<i>Uroxys</i> sp. 3	4	4	1	-	-	-
<i>Uroxys</i> sp. 4	-	-	-	-	-	1
Gênero novo	-	-	2	2	1	-
CANTHONINI						
<i>Anisocanthon</i> sp. nov. 1	-	-	2	-	2	-
<i>Canthon</i> aff. <i>angustatus</i> Harold, 1867	12	2	-	-	-	-
<i>Canthon quadriguttatus</i> (Olivier, 1789)	-	1	3	1	2	-
<i>Canthon subhyalinus</i> Harold, 1867	1	-	2	1	-	-
<i>Canthon</i> aff. <i>quinguemaculatus</i> Castelnau, 1840	-	4	4	9	1	-
<i>Canthon mutabilis</i> Lucas, 1857	-	-	4	-	45	8
<i>Canthon proseni</i> (Martínez, 1949)	341	22	18	-	-	-
<i>Canthon triangularis</i> (Drury, 1770)	6	20	2	-	-	4
<i>Canthonella</i> sp. 1	-	1	-	1	-	-
<i>Deltochilum amazonicum</i> Bates, 1887	4	3	6	1	-	-
<i>Deltochilum carinatum</i> (Westwood, 1837)	4	1	-	-	-	-

<i>Deltochilum</i> sp. 1	12	11	4	-	-	-
<i>Deltochilum</i> sp. 2	7	4	4	-	-	-
<i>Pseudocanthon</i> aff. <i>xanthurus</i> (Blanchard, 1845)	-	-	105	4	1031	11
<i>Scybalocanthon</i> sp. 1	-	-	-	-	1	-
COPRINI						
<i>Canthidium</i> (<i>Canthidium</i>) aff. <i>depressum</i> (Boucomont, 1928)	27	7	5	3	2	-
<i>Canthidium</i> (<i>Canthidium</i>) sp. 1	4	-	-	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Canthidium</i>) sp. 2	4	-	6	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) sp. 1	91	15	5	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) sp. 2	7	1	-	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) sp. 3	4	1	-	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) <i>onitoides</i> (Perty, 1830)	1	-	-	-	-	-
<i>Canthidium</i> (<i>Eucanthidium</i>) aff. <i>funebre</i> Balthasar, 1939	1	-	-	-	-	-
<i>Dichotomius</i> <i>fortestriatus</i> (Luederwaldt, 1923)	247	2	1	-	-	-
<i>Dichotomius</i> aff. <i>conicollis</i> (Blanchard, 1845)	1	-	2	-	-	-
<i>Dichotomius</i> <i>mamillatus</i> (Felsche, 1901)	58	4	10	1	-	-
<i>Dichotomius</i> <i>ohausi</i> (Luederwaldt, 1923)	18	-	-	-	-	-
<i>Dichotomius</i> <i>robustus</i> (Luederwaldt, 1935)	4	-	-	-	-	-
<i>Dichotomius</i> aff. <i>podalirius</i> Felsche, 1901	73	2	2	-	-	-
<i>Ontherus</i> <i>pubens</i> Génier, 1996	1	25	59	93	32	4
ONITICELLINI						
<i>Eurysternus</i> <i>strigilatus</i> Génier, 2009	60	21	17	7	-	1
<i>Eurysternus</i> <i>wittmerorum</i> Martinez, 1988	129	10	7	1	-	-
<i>Eurysternus</i> <i>caribaeus</i> (Herbst, 1789)	863	87	97	11	7	-
<i>Eurysternus</i> <i>hamaticollis</i> Balthasar, 1939	39	6	5	1	-	-
<i>Eurysternus</i> <i>howdeni</i> Génier, 2009	15	8	7	1	4	-
<i>Eurysternus</i> <i>foedus</i> Guérin-Ménéville, 1844	68	8	18	4	2	-
<i>Eurysternus</i> <i>hypocrita</i> Balthasar, 1939	465	65	66	9	6	-
ONTHOPHAGINI						
<i>Onthophagus</i> aff. <i>acuminatus</i> Harold, 1880	7	49	150	229	72	-
<i>Onthophagus</i> aff. <i>digitifer</i> Boucomont, 1932	2	-	-	-	-	-
<i>Onthophagus</i> aff. <i>marginicollis</i> Harold, 1880	-	4	6	36	36	11
<i>Onthophagus</i> aff. <i>xanthomerus</i> Bates, 1887	8	-	-	-	-	-
<i>Onthophagus</i> aff. <i>bidentatus</i> (Drapiez, 1819)	397	6	5	9	2	-
<i>Onthophagus</i> aff. <i>haematopus</i> Harold, 1875	435	4	12	3	3	-
PHANAEINI						
<i>Coprophanæus</i> <i>telamon</i> (Erichson, 1847)	24	12	16	7	5	2

“Tabela 1, conclusão”

<i>Coprophanaeus callegarii</i> Arnaud, 2002	2	-	-	-	-	-
<i>Gromphas aeruginosa</i> (Perty, 1830)	-	-	-	-	-	1
<i>Gromphas amazônica</i> Bates, 1870	-	-	-	-	1	-
<i>Oxysternon conspicillatum</i> (Weber, 1801)	10	-	-	-	-	-
<i>Oxysternon lautum</i> (MacLeay, 1819)	-	-	-	1	-	-
<i>Oxysternon silenus peruanum</i> Pereira, 1943	36	104	175	33	34	-
<i>Phanaeus bispinus</i> Bates, 1868	-	-	1	1	4	-
<i>Phanaeus cambeforti</i> Arnaud, 1982	16	-	-	-	-	-
<i>Phanaeus chalcomelas</i> (Perty, 1830)	26	3	-	-	-	-
TOTAL indivíduos	3633	520	834	469	1293	43
TOTAL espécies	48	35	38	25	21	9

3.1 Espécies capturadas

Tribo Ateuchini

Ateuchus Weber 1801 é um gênero com quase 100 espécies descritas. A maioria das espécies parece ser copro-necrófaga, ocorrendo em florestas da Região Neotropical (VAZ-DE-MELLO, 1999). Inclui também espécies de áreas abertas como pradarias (MORELLI; GONZALEZ-VAINER; BAZ, 2002) e pastagens introduzidas (KOLLER et al. 1999), além de sistemas agroflorestais e monocultura (HARVEY; GONZALEZ; SOMARRIBA, 2006). Algumas espécies são mirmecófilas, vivendo associadas a ninhos de formigas (VAZ-DE-MELLO; LOUZADA; SCHOEREDER, 1998). No presente estudo foram coletadas cinco espécies desse gênero, apenas duas das quais puderam ser identificadas, devido à enorme necessidade atual de revisão taxonômica apresentada por esse gênero (VAZ-DE-MELLO, 1999; VAZ-DE-MELLO, 2000; VAZ-DE-MELLO, 2007b). *Ateuchus connexus* (Harold, 1868) que já é relatado para a Amazônia Oriental (SCHEFFLER, 2005) e Ocidental (QUINTERO; HALFFTER, 2009) e *Ateuchus murrayi* (Harold, 1868) coletado na Amazônia Ocidental (QUINTERO; HALFFTER, 2009), na Guiana Francesa

(FEER; PINCEBOURDE, 2005) e na Amazônia Equatoriana (CARPIO et al., 2009). Com exceção de uma espécie deste gênero, todas as outras foram exclusivas da floresta primária.

Uroxys Westwood, 1842 é um gênero exclusivamente Neotropical, polifilético, apresentando mais de 50 espécies descritas (CAMBEFORT, 1991; VAZ-DE-MELLO, 2008). Algumas espécies são especializadas em fezes de bicho-preguiça, vivendo em folesia com esses animais (YOUNG, 1981b; RATCLIFFE, 1980). As quatro espécies coletadas não puderam ser identificadas. As espécies deste gênero foram coletadas mais nas florestas primária e secundária.

Tribo Canthonini

Anisocanthon Martínez & Pereira (1956) apresenta quatro espécies conhecidas (HALFFTER; MARTÍNEZ, 1977; MEDINA et al., 2001). A espécie coletada não foi identificada, sendo conhecida apenas do oeste da Amazônia brasileira. Ela foi capturada em floresta secundária nova e na agricultura.

Canthon Hoffmannsegg (1817) apresenta quase 200 espécies descritas, distribuídas da Argentina até o Canadá. Espécies deste gênero apresentam variados hábitos alimentares e associações de habitat. Foram coletadas sete espécies, das quais cinco puderam ser identificadas. *Canthon quadriguttatus* (Olivier, 1789) e *Canthon subhyalinus* Harold, 1867, pertencentes ao subgênero *Glaphyrocantion*, estão associados a excrementos de primatas (inclusive o homem) em florestas equatoriais, sendo frequentemente mais abundantes no dossel, onde forrageiam mais diretamente junto a bandos de macacos (JACOBS et al., 2008) do que no chão. Estas duas espécies apresentaram baixa captura no nosso experimento.

Canthon mutabilis Lucas, 1857 é uma espécie de ampla distribuição em toda a América do Sul, que está associada a áreas abertas, como clareiras e

praias de rio, no caso da região amazônica, e savanas, pampas e pastagens em outras regiões, o que é corroborado neste estudo que capturou o maior número de indivíduos na agricultura, local aberto, com grande intensidade luminosa. *Canthon proseni* (Martínez, 1949) e *Canthon triangularis* (Drury, 1770) são espécies associadas à floresta amazônica, sendo capturados neste estudo nas florestas primárias e secundárias.

Canthonella Chapin (1930) ocorre na América do Sul, tendo oito espécies descritas (RATCLIFFE; SMITH, 1999). Existem relatos de espécie deste gênero que pode se alimentar de fezes de pássaros, cobras e mamíferos (MATTHEWS, 1965). O gênero necessita urgentemente de revisão, já que tem-se conhecimento de pelo menos uma dezena de espécies ainda não descritas. Neste estudo foi uma espécie doubleton.

Deltochilum Eschscholtz (1822) inclui mais de 80 espécies descritas, que apresentam hábitos alimentares variáveis. Das quatro espécies coletadas, duas, pertencentes ao subgênero *Deltohyboma*, não puderam ser identificadas. A espécie *Deltochilum amazonicum* Bates, 1887 está distribuída em toda a Amazônia ocidental enquanto *Deltochilum carinatum* (Westwood, 1837) ocorre em toda a Região Amazônica. Em nosso estudo foram coletados mais em florestas primárias e secundárias.

Scybalocanthon Martinez, 1948 é um gênero exclusivo das América do Sul e Central (VAZ-DE-MELLO, 1999), com urgente necessidade de revisão taxonômica, em geral está associado a florestas tropicais e equatoriais (CARPIO et al., 2009; CELI et al., 2004). Neste trabalho foi coletado apenas um indivíduo na agricultura.

Pseudocanthon Bates, 1887 apresenta três espécies continentais nas Américas (as demais são antilhanas). *Pseudocanthon* aff. *xanthurus* (Blanchard, 1845) foi coletada em áreas de savana intra-amazônica (MATAVELLI; LOUZADA, 2008) e ambientes abertos como pastagens (SCHIFFLER; VAZ-

DE-MELLI; AZEVEDO, 2003), e é relatada em 15 estados brasileiros (LOUZADA; LOPES; VAZ-DE-MELLO, 2007). Muito provavelmente essa espécie se trate na verdade de um complexo de espécies difíceis de diferenciar, já que sua distribuição é descontínua. Em torno de 89% dos 1151 indivíduos capturados foram coletados na agricultura, indicando uma forte preferência por locais abertos, visto a grande quantidade de indivíduos e nenhuma captura em floresta primária.

Tribo Coprini

Canthidium Erichson (1847) é um dos mais ricos e menos estudados gêneros de Scarabaeinae (MARTINEZ; HALFFTER, 1986a, 1986b). Apresenta mais de 170 espécies descritas. Algumas espécies alimentam-se de basidiomicetos (MARTINEZ; HALFFTER; PEREIRA, 1964), outras de fezes, frutos, carne e de outros fungos em decomposição (FALQUETO; VAZ-DE-MELLO; SCHOEREDER, 2005). Das oito espécies coletadas apenas uma pode ser identificada com alguma segurança, *Canthidium (Eucanthidium) onitoides* (Perty, 1830), que apresenta distribuição conhecida apenas no oeste da Amazônia. Neste trabalho foi uma espécie singleton da floresta primária juntamente com *Canthidium (Eucanthidium) aff. funebre*. *Canthidium (Canthidium) aff. depressum* (Boucomont, 1928) apresentou indivíduos em quase todos os sistemas, enquanto as outras espécies foram restritas às florestas primárias e secundárias.

Dichotomius Hope (1838) é um gênero em processo de revisão (FZVM, pers. com.) e apresenta cerca de 165 espécies consideradas válidas. Das seis espécies coletadas, duas (*Dichotomius mamillatus* (Felsche, 1901) e *Dichotomius robustus* (Luederwaldt, 1935)) são espécies distribuídas em toda a região amazônica. *Dichotomius ohausi* (Luederwaldt, 1923), *Dichotomius fortistriatus* (Luederwaldt, 1923), *Dichotomius aff. podalirius* Felsche, 1901 e

Dichotomius aff. *conicollis* (Blanchard, 1845) apresentam-se distribuídas apenas no extremo oeste amazônico. Todas as espécies de *Dichotomius* encontradas nestes trabalho parecem ter preferência por florestas primárias e secundárias. *D. fortestriatus* apresentou em torno de 99% dos indivíduos na floresta primária.

Ontherus Erichson (1847) é um gênero recentemente revisado por Génier (1996), conta com três subgêneros e algumas dezenas de espécies nas Américas do Sul e Central. Espécies desse gênero são em geral coprófagas, e um grupo de espécies é obrigatoriamente associado a detritos acumulados em ninhos de formigas dos gêneros *Atta* e *Acromyrmex*. Este gênero já foi relatado em abóboras podres e voando em volta de lâmpadas. Algumas espécies vivem em colônias de 20 a 30 indivíduos em ninhos das formigas do gênero *Acromyrmex*, conhecidas popularmente por “quem-quem” (LUEDERWALDT, 1931). *Ontherus pubens* Génier, 1996, a única espécie do gênero coletada até agora, apresenta-se distribuída por quase toda a bacia amazônica e tem hábitos copro-necrófagos (GÉNIER, 1996; VAZ-DE-MELLO, 1999). Esta espécie apresentou indivíduos em todos os sistemas estudados; na floresta primária ela se comportou como singleton, podendo ser uma espécie turista de ambiente mais fechado, pois parece ter preferência por áreas mais abertas.

Tribo Phanaeini

Coprophanaeus d’Olsoufieff, 1924 apresenta mais de 38 espécies distribuídas em três subgêneros e foi revisada recentemente por Edmonds e Zidek (EDMONDS; ZIDEK, 2010). *Coprophanaeus telamon* (Erichson, 1847) é uma espécie comum em toda a Amazônia Ocidental, necrófaga, tendo sido relatada enterrando ovos em decomposição (PFROMMER; KRELL, 2004) e *Coprophanaeus callegarii* Arnaud, 2002 é uma espécie também da Amazônia Ocidental, de hábitos desconhecidos, pertencente a um dos grupos menos compreendidos dentro do gênero *Coprophanaeus* (EDMONDS; ZIDEK, 2010).

C. telamon foi coletado em todos os nossos sistemas, enquanto *C. callegarii* foi encontrado somente na floresta primária.

Gromphas Brullé, 1834 apresenta apenas quatro espécies descritas, sendo três com ocorrência no Brasil (BARRATINI; SÁENZ, 1964). As duas espécies coletadas, (*Gromphas aeruginosa* (Perty, 1830) e *Gromphas amazonica* Bates, 1870), são conhecidas apenas da Amazônia Ocidental, parecendo estar associadas a praias de rio e pastagens. *G. aeruginosa* apresenta atividade de vôo durante o período diurno (KIRK, 1992). As duas espécies se comportaram como singletons e apesar de *G. aeruginosa* ter essa baixa captura em nosso estudo, esta espécie é muito abundante em outras áreas de pastagem de Benjamin Constant (obs. pessoal).

Oxysternon Castelnau, 1840 foi revisado recentemente por Edmonds e Zídek (2004). As três espécies coletadas apresentam ampla distribuição na Bacia Amazônica e áreas limítrofes: *Oxysternon conspicillatum* (Weber, 1801) é a espécie mais conhecida do gênero e com a maior área de distribuição (ARNAUD, 2002a), exclusiva da floresta primária em nosso estudo. *Oxysternon lautum* (MacLeay, 1819) é a mais variada espécie do gênero pela sua cor: pronoto verde ou azul uniforme e élitro claramente diferente, sendo uma das maiores espécies do gênero (ARNAUD, 2002a) e *Oxysternon silenus peruanum* Pereira, 1943 é amplamente distribuído na maioria das florestas do norte e noroeste da América do Sul, estendendo-se até dentro da América Central (EDMONDS; ZÍDEK, 2004). *O. silenus peruanum* foi a única espécie do gênero abundante em nosso estudo, sendo coletada em todos os sistemas com exceção da pastagem.

Phanaeus MacLeay, 1819 inclui aproximadamente 50 espécies exclusivas do Novo Mundo distribuídas da Argentina aos Estados Unidos (ARNAUD, 2002b; EDMONDS, 1994; EDMONDS, 2006), a maioria das espécies são de hábito diurno e de tamanho médio (KOHLMANN; SOLÍS, 2001). As três

espécies coletadas, (*Phanaeus bispinus* Bates, 1868, *Phanaeus cambeforti* Arnaud, 1982 e *Phanaeus chalcomelas* (Perty, 1830)), apresentam-se distribuídas em toda a região amazônica. *P. cambeforti* e *P. chalcomelas* sendo exclusivas das florestas e *P. bispinus* ocorrendo em floresta, agrofloresta e agricultura.

Tribo Oniticellini

Eurysternus Dalman (1824) é um gênero estritamente Neotropical (MARTINEZ, 1988), recentemente revisado por Génier (2009). Este gênero ocupa um lugar único, tanto taxonomicamente quanto ecologicamente. Seu comportamento reprodutivo é um processo complexo (HUERTA; HALFFTER; HALFFTER, 2005), mesmo espécies morfologicamente semelhantes apresentam diferenças na forma de aproveitamento do recurso (HUERTA; HALFFTER; HALFFTER, 2003).

Eurysternus caribaeus (Herbst, 1789) distribui-se do Sul do México ao Norte da Argentina e é encontrado em todos os tipos de vegetação ombrófila (GÉNIER, 2009), com alta abundância nas florestas do nosso estudo. *Eurysternus hamaticollis* Balthasar, 1939, *Eurysternus foedus* Guérin-Ménéville, 1844, *Eurysternus hypocrita* Balthasar, 1939, *E. wittmerorum* Martínez, 1988, e *E. howdeni* Génier, 2009 encontram-se em toda a Bacia Amazônica, enquanto *E. strigilatus* Génier, 2009 parece restrito ao extremo oeste da Bacia Amazônica, sendo coletado no Brasil e no Peru. Em geral as espécies deste gênero foram capturadas em quase todos os sistemas, mas estes apresentaram uma maior captura nas florestas.

Tribo Onthophagini

Onthophagus Latreille (1802) é um gênero cosmopolita e possui mais de 2000 espécies descritas, algumas espécies apresentam associação com ninhos de

roedores (ANDUAGA; HALFFTER, 1991; HALFFTER; EDMONDS, 1982; ZUNINO; HALFFTER, 2007), com cavernas (HOWDEN; CARTWRIGHT; HALFFTER, 1956; ZUNINO; HALFFTER, 2007) e outras são atraídas pelo odor de defesa exalado por diplópodes (BRÜHL; KRELL, 2003). As seis espécies coletadas, (*Onthophagus* aff. *acuminatus* Harold, 1880, *Onthophagus* aff. *digitifer* Boucomont, 1932, *Onthophagus* aff. *marginicollis* Harold, 1880, *Onthophagus* aff. *xanthomerus* Bates, 1887, *Onthophagus* aff. *bidentatus* (Drapiez, 1819) e *Onthophagus* aff. *haematopus* Harold, 1875), puderam ser apenas aproximadas de espécies já descritas, uma vez que uma identificação confiável dependeria de uma revisão das espécies amazônicas do gênero, o que ainda parece estar longe de se tornar realidade. *O.* aff. *digitifer* apresentou apenas dois indivíduos na floresta primária, enquanto *O.* aff. *acuminatus* foi abundante e com preferência para a agrofloresta e a floresta secundária nova. As espécies *O.* aff. *bidentatus* e *O.* aff. *acuminatus* apresentaram preferência pela floresta primária.

4 CONCLUSÕES

Howden e Nealis (1975), realizando coleta em Letícia, Amazonas, Colômbia, região próxima a Benjamin Constant, Amazonas, Brasil, coletaram 14 gêneros, incluindo *Bdelyrus*, *Trichillum* e *Cryptocanthon* que não foram contemplados nas coletas de Benjamin Constant, enquanto neste trabalho foram relatados 18 gêneros. O gênero *Bdelyrus* foi coletado em fezes de macaco, o que não foi utilizado no nosso trabalho.

A utilização de pitfall com outros tipos de isca, além de armadilhas de luz e interceptação de vôo, que focam besouros que não possuem preferencialmente o hábito coprófago, farão com que esta lista de espécies aumente.

REFERÊNCIAS

ANDUAGA, S.; HALFFTER, G. Escarabajos asociados a madrigueras de roedores (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). **Folia Entomológica Mexicana**, México, n. 81, p. 185-197, 1991.

ARNAUD, P. Description de nouvelles espèces de Phanaeides. (Col. Scarabaeidae). **Besoiro**, n. 7, p. 2-12, 2002a.

ARNAUD, P. **Phanaeini: *Dendropaemon*, *Tetramereia*, *Homalotarsus*, *Megatharsis*, *Diabroctis*, *Copraphanaeus*, *Oxysternon*, *Phanaeus*, *Sulcophanaeus***, Hillside Books, Canterbury, 2002b, 151p.

BARRATINI, L.P.; SÁENZ, A.C. Contribution a l'étude des espèces du genre *Gromphas* (Brullé). **Revue Française d'Entomologie**, Paris, v. 31, p. 173-181, 1964.

BRÜHL, C.; KRELL, F.T. Finding a rare resource: Bornean Scarabaeoidea (Coleoptera) attracted by defensive secretions of diplopoda. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 57, n. 1, p. 51-55, mar. 2003.

CAMBEFORT, Y. Biogeography and Evolution. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (eds.). **Dung beetle ecology**, p. 51-67, New Jersey, Princeton University Press, 1991, 481p.

CANO, E.B. *Deltochilum valgum acropyge* Bates (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): habitats and distribution. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 52, n. 2, p. 174-178, jun. 1998.

CARPIO, C.; DONOSO, D.A.; RAMÓN, G.; DANGLES, O. Short term response of dung communities to disturbance by road construction in the Ecuadorian Amazon. **Annales de la Société Entomologique de France**, Paris, (n.s), v. 45, n. 4, p. 455-469, 2009.

CELI, J.; TERNEUS, E.; TORRES, J.; ORTEGA, M. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) diversity in an altitudinal gradient in the Cutucú range, Morona Santiago, Ecuadorian Amazon. **Lyonia**, Honolulu, v. 7, n. 2, p. 37-52, 2004.

COOK, J. A revision of the Neotropical genus *Bdelyrus* Harold (Coleoptera: Scarabaeidae). **The Canadian Entomologist**, Ottawa, v. 130, p. 631-689, sep. 1998.

DAVIS, A.L.V.; SCHOLTS, C.H.; CHOWN, S.L. Species turnover, community boundaries and biogeographical composition of dung beetle assemblages across an altitudinal gradient in South Africa. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 26, n. 5, p. 1039-1055, 1999.

EDMONDS, W.D. A new species of *Phanaeus* Macleay (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Phanaeini) from Oaxaca, Mexico. **Zootaxa**, n. 1171, p. 31-37, 2006.

EDMONDS, W.D. Revision of *Phanaeus* Macleay, a New World genus of Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). **Contributions in Science**, Los Angeles, v. 443, n. 443, p. 1-115, 1994.

EDMONDS, W.D.; ZÍDEK, J. A taxonomic review of the neotropical genus *Coprophanaeus* Olsoufieff, 1924 (Coleoptera: Scarabaeidae, Scarabaeinae). **Insecta Mundi**, Gainesville, v. 2010, n. 129, p. 1-111, 2010.

EDMONDS, W.D.; ZÍDEK, J. Revision of the Neotropical dung beetle genus *Oxysternon* (Scarabaeidae: Scarabaeinae: Phanaeini) **Folia Heyrovskyana Supplementum**, v. 11, p. 1-58, 2004.

ESTRADA, A.; HALFFTER, G.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT JR, D.A. Dung beetles attracted to mammalian herbivore (*Alouatta palliate*) and omnivore (*Nasua narica*) gund in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 9, n. 1, p. 45-54, jul. 1993.

FALQUETO, S.A.; VAZ-DE-MELLO, F.; SCHOEREDER, J.H. Are fungivorous Scarabaeidae less specialist?. **Ecología Austral**, v. 15, n. 1, p. 17-22, 2005.

FEER, F.; PINCEBOURDE, S. Diel flight activity and ecological segregation within an assemblage of tropical forest dung and carrion beetles. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 1, p. 21-30, jan. 2005.

FINN, J.A.; GILLER, P.S. Experimental investigations of colonisation by north temperate dung beetles of different types of domestic herbivore dung. **Applied Soil Ecology**, Amsterdam, v. 20, n. 1, p. 1-13, 2002.

GARDNER, T.A.; HERNÁNDEZ, M.I.M.; BARLOW, J.; PERES, C.A. Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 45, n. 3, p. 883-893, jun. 2008.

GÉNIER, F. A revision of the Neotropical genus *Ontherus* Erichson, **Memoirs of the Entomological Society of Canada**, Ottawa, v. 170, p. 1-169, 1996.

GÉNIER, F. **Le genre *Eusrysternus* Dalman, 1824 (Scarabaeidae: Scarabaeinae: Oniticellini), revision taxonomique et clés de détermination illustrées**, Sofia : Pensoft, Bulgaría, 2009, 430p.

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

HALFFTER, G.; EDMONDS, W.D. **The nesting behavior of dung beetles (Scarabaeinae) an ecological and evolutive approach**, Instituto de Ecología, Publicación 10, México, 1982, 176p.

HALFFTER, G.; HALFFTER, V. Why and where coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) eat seeds, fruits or vegetable detritus. **Boletín Sociedad Entomológica Aragonesa**, Zaragoza, n. 45, p. 1-22, 2009.

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

HALFFTER, G.; MARTÍNEZ, A. Revision monográfica de los *Canthonina* Americanos, IV Parte. Clave para generos y subgeneros. **Folia Entomologica Mexicana**, México, v. 38, p. 29-107, 1977.

HALFFTER, G.; MATTHEWS, E.G. The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). **Folia Entomológica Mexicana**, México, v. 12-14, 312p, 1966.

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

HERTEL, F.; COLLI, G.R. The use of leaf-cutter ants, *Atta laevigata* (Smith) (Hymenoptera: Formicidae), as a substrate for oviposition by the dung beetle *Canthon virens* Mannerheim (Coleoptera: Scarabaeidae) in Central Brazil. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 52, n. 2, p. 105-108, jun. 1998.

HOWDEN, H.F.; CARTWRIGHT, O.L.; HALFFTER, G. Description de una nueva especie mexicana de *Onthophagus* con anotaciones ecologicas sobre especies asociadas a nidos de animales y a cuevas. **Acta Zoologica Mexicana**, México, v. 1, n. 9, p. 1-16, 1956.

HOWDEN, H.F.; NEALIS, V.G. Effects of clearing in a tropical rain forest on the composition of the coprophagous scarab beetle fauna (Coleoptera). **Biotropica**, Washington, v. 7, n. 2, p. 77-83, jul. 1975.

HUERTA, C.; HALFFTER, G.; HALFFTER, V.; LÓPEZ, R. Comparative analysis of reproductive and nesting behavior in several species of *Eurysternus Dalman* (Coleoptera: Scarabaeinae: Eurysternini). **Acta Zoologica Mexicana**, México, (n.s.), v. 88, p. 1-41, 2003.

HUERTA, C.; HALFFTER, G.; HALFFTER, V. Nidification in *Eurysternus foedus* Guérin-Méneville: its relationship to other dung beetle nesting patterns (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Folia Entomologica Mexicana**, México, v. 44, n. 1, p. 75-84, 2005.

JACOBS, J.; NOLE, I.; PALMINTERI, S.; RATCLIFFE, B. First come, first serve: "sit and wait" behaviour in dung beetles at the source of primate dung. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 37, n. 6, p. 641-645, nov./dec. 2008.

KIRK, A.A. Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) active in patchy forest and pasture habitats in Santa Cruz Province, Bolivia, during spring. **Folia Entomológica Mexicana**, México, n. 84, p. 45-54, 1992.

KOHLMANN, B.; SOLIS, A. A new species of *Phaneus* from Costa Rica, **Besoiro**, v. 6, p. 9-11, 2001.

KOLLER, W.W.; GOMES, A.; RODRIGUES, S.R.; ALVES, R.G.O.A. Besouros coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae) coletados em Campo Grande, MS, Brasil. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 403-412, set. 1999.

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

LOUZADA, J.N.C.; LOPES, F.S.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. Structure and composition of a dung beetle community (Coleoptera, Scarabaeidae) in a small forest patch from Brazilian Pantanal. **Revista Brasileira de Zociência**, v. 9, n. 2, p. 199-203, 2007.

LOUZADA, J.N.C.; VAZ-DE-MELLO. Scarabaeidae (Coleoptera, Scarabaeoidea) atraídos por ovos em decomposição em Viçosa, Minas Gerais, Brasil. **Caldasia**, Bogotá, v. 19, n. 3, p. 521-522, 1997.

LUEDERWALDT, H. O genero *Ontherus* (Coleop.) (Lamellic-Coprid.-Pinot) com uma chave, para a determinação dos Pinotides americanos. **Revista do Museu Paulista**, São Paulo, v. 17, p. 363-423. 1931.

MARTINEZ, A.; HALFFTER, G. Dos nuevas especies de *Canthidium* (Coleoptera, Scarabaeidae). **Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas**, México, v. 30, p. 19-25, 1986a.

MARTINEZ, A.; HALFFTER, G. Situacion del genero *Canthidium* Erichson (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **Acta Zoologica Mexicana**, México, (n.s), v. 17, p. 19-40, 1986b.

MARTINEZ, A.; HALFFTER, G.; PEREIRA, F.S. Notes on the genus *Canthidium* Erichson and allied genera. Part 1. (Col. Scarabaeidae). **Studia Entomologica**, Petrópolis, v. 7, p. 78-161, 1964.

MARTINEZ, A. Notas sobre *Eurysternus* Dalman (Coleoptera, Scarabaeidae). **Entomologica Basiliensia**, v. 12, p. 279-304, 1988.

MATAVELLI, R.A.; LOUZADA, J.N.C. Invasão de áreas de savana intra-amazônica por *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) (Insecta: Coleoptera: Scarabaeidae). **Acta Amazônica**, Manaus, v. 38, n. 1, p. 153-158, 2008.

MATTHEWS, E. The taxonomy, geographical distribution, and feeding habitats of the canthonines of Puerto Rico (Coleoptera: Scarabaeidae). **Transactions of the American Entomological Society**, v. 91, n. 4, p. 431-465, 1965.

MEDINA, C.A.; LOPERA-TORO, A.; VITOLO, A.; GILL, B. Escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de Colombia. **Biota Colombiana**, v. 2, n. 2, p. 131-144, 2001.

MORELLI, E.; GONZALEZ-VAINER, P.; BAZ, A. Coprophagous beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) in Uruguayan prairies: abundance, diversity and seasonal occurrence. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, Lisse, v. 37, n. 1, p. 53-57, apr. 2002.

PFROMMER, A.; KRELL, F.T. Who steals the eggs? *Coprophanaeus telamon* (Erichson) buries decomposing eggs in western Amazonian rain forest (Coleoptera: Scarabaeidae). **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 58, n. 1, p. 21-27, mar. 2004.

QUINTERO, I.; HALFFTER, G. Temporal changes in a community of dung beetles (Insecta: Coleoptera: Scarabaeinae) resulting from the modification and fragmentation of Tropical rain Forest. **Acta Zoológica Mexicana** (n.s), México, v. 25, n. 3, p. 625-649, 2009.

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

RATCLIFFE, B.C.; SMITH, B.T. New species of *Canthonella* Chapin (Scarabaeidae: Scarabaeinae) from Amazonian Brazil. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 53, n. 1, p. 1-7, mar. 1999.

SAKAI, S.; INOUE, T. A new pollination system: dung-beete pollination discovered in *Orchidantha inouei* (Lowiaceae, Zingiberales) in Sarawak, Malaysia. **American Journal of Botany**, Columbus, v. 86, n. 1, p. 56-61, 1999.

SCHEFFLER, P.Y. Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) diversity and community structure across three disturbance regimes in eastern Amazonia. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 21, n. 1, p. 9-19, jan. 2005.

SCHIFFLER, G.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; AZEVEDO, C.O. Scarabaeidae s. str. (Coleoptera) do Delta do Rio Doce e Vale do Suruaca no município de Linhares, estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 5, n. 2, p. 189-204, 2003.

SILVEIRA, F.A.O.; SANTOS, J.C.; VIANA, L.R.; FALQUETO, S.A.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; FERNANDES, G.W. Predation on *Atta laevigata* (Smith 1858) (Formicidae Attini) by *Canthon virens* (Mannerheim 1829) (Coleoptera Scarabaeidae). **Tropical Zoology**, Firenze, v. 19, n. 1, p. 1-7, 2006.

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

VAZ-DE-MELLO, F.Z.; LOUZADA, J.N.C.; SCHOEREDER, J.H. New data and comments on Scarabaeidae (Coleoptera: Scarabaeoidea) associated with Attini (Hymenoptera: Formicidae). **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 52, n. 3, p. 209-216, sep. 1998.

VAZ-DE-MELLO, F.Z. Revision and phylogeny of the dung beetle genus *Zonocopriss* Arrow 1932 (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae), a phoretic of snails. **Annales de la Societe Entomologique de France** (n.s), Paris, v. 43, n. 2, p. 231-239, jun. 2007a.

VAZ-DE-MELLO, F.Z. **Revisión taxonómica y análisis filogenético de la tribu Ateuchini (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae)**. Tesis de grado, Instituto de Ecología A.C. Xalapa, Veracruz, México, 2007b, 238p.

VAZ-DE-MELLO, F.Z. Scarabaeidae s. str. (Coleoptera: Scarabaeoidea) de um fragmento de floresta Amazônica no Estado do Acre, Brasil. 1. Taxocenose. **Anais da Sociedade Entomológica do Brasil**, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 447-453, set. 1999.

VAZ-DE-MELLO, F.Z. Synopsis of the new subtribe Scatimina (Coleoptera: Scarabaeidae: Ateuchini), with descriptions of twelve new genera and review of *Genieridium*, new genus. **Zootaxa**, n. 1055, p. 1-75, 2008.

YOUNG, O.P. The attraction of Neotropical Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) to reptile and amphibian fecal material. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 35, n. 3, p. 345-348, sep. 1981a.

YOUNG, O.P. The utilization of sloth dung in a Neotropical forest. **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 35, n. 4, p. 427-430, dec. 1981b.

ZUNINO, M.; HALFFTER, G. The association of *Onthophagus* Latreille, 1802 beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) with vertebrate burrows and caves. **Elytron**, Barcelona, v. 21, p. 17-55, 2007.

CAPÍTULO 4

**Efeito da intensidade de uso da terra sobre a comunidade de formigas, na
Amazônia Brasileira**

RESUMO

As formigas são organismos dominantes em número e biomassa na maioria dos ecossistemas terrestres, apresentando alta riqueza local e regional, são taxonomicamente e ecologicamente bem conhecidos e são sensíveis a mudanças ambientais. O objetivo deste trabalho foi verificar a resposta da comunidade de formigas a intensidade de uso da terra em uma região da Amazônia Ocidental. Foram realizadas coletas em seis diferentes sistemas de uso da terra (floresta primária, floresta secundária velha, floresta secundária nova, agrofloresta, agricultura e pastagem), representando um gradiente de intensidade de uso, em Benjamin Constant-AM. As coletas foram realizadas com o uso do protocolo de winkler e armadilhas do tipo “pitfall” iscadas com fezes humanas. Foram coletadas 394 espécies, pertencentes a 63 gêneros e nove subfamílias de formigas: Amblyoponinae (três espécies), Dolichoderinae (29 espécies), Ecitoninae (oito espécies); Ectatomminae (23 espécies), Formicinae (35 espécies), Myrmicinae (239 espécies), Ponerinae (44 espécies), Proceratinae (duas espécies) e Pseudomyrmecinae (11 espécies). A metodologia de pitfall apresentou 163 espécies exclusivas e a de winkler 110 espécies exclusivas e 121 espécies foram coletadas em ambas metodologias. A composição da comunidade apresentou diferença em relação aos sistemas de uso da terra para as formigas coletadas com winkler (ANOSIM, $R = 0,42$; $p < 0,001$) e pitfall (ANOSIM, $R = 0,37$; $p < 0,001$). As duas metodologias apresentaram resultados diferenciados quanto ao número de espécies em cada sistema e as espécies compartilhadas com a floresta primária, resultando em valores diferenciados do impacto e do valor de conservação de cada sistema de uso da terra.

Palavras-chave: Floresta tropical. Insecta. Riqueza de espécies. Pitfall. Winkler.

ABSTRACT

Ants are dominant organisms in terms of number and biomass in most terrestrial ecosystems, present high local and regional richness, are taxonomically and ecologically well know and are sensitive to environmental changes. The aim of this study was to assess the response of ant communities to land use in the western region of the Amazon, comparing two methods: winkler and pitfall. Ants were captured in six different land use systems (primary forest, secondary old forest, secondary young forest, agroforestry, agriculture and pasture), representing an intensity of land use gradient, in Benjamin Constant, AM, Brazil. Samples were collected using the winkler protocol and pitfall traps baited with human feces. A total of 394 species were captured belonging to 63 genera and nine subfamilies of ants: Amblyoponinae (three species), Dolichoderinae (29 species), Ecitoninae (eight species), Ectatomminae (23 species), Formicinae (35 species), Myrmicinae (239 species), Ponerinae (44 species), Proceratinae (two species) and Pseudomyrmecinae (11 species). The pitfall methodology presented 163 exclusive species and winkler presented 110 exclusive species, and 121 species were sampled in both methods. The species composition differ in relation to systems of land use for the ants collected using winkler (ANOSIM, $R = 0.42$, $p < 0.001$) and pitfall (ANOSIM, $R = 0.37$, $p < 0.001$). Most of the observed parameters differ between the methods. To the two methods showed different results regarding the number of species in each system and species shared with the primary forest, resulting in different values of impact and conservation value of each system of land use.

Keywords: Tropical forest. Insecta. Species richness. Pitfall. Winkler.

1 INTRODUÇÃO

Grande parte das áreas desmatadas da Amazônia são caracterizadas por mosaicos formados por diferentes tipos de vegetação e sistemas de uso, apresentando áreas com diferentes intensidades de uso da terra e tempo de abandono diferenciado (VASCONCELOS, 1999). A maioria das espécies de formigas vive em colônias estacionárias e não se movem prontamente entre habitats (ALONSO; AGOSTI, 2000), sendo ideais para o estudo da mudança de uso da terra nestes mosaicos.

As formigas são consideradas boas bioindicadoras por apresentar características como alta riqueza local e regional, ampla distribuição geográfica (ALONSO; AGOSTI, 2000), apresentar a biologia (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990) e taxonomia bem estudadas (BOLTON, 1995; FERNÁNDEZ, 2003) e são sensíveis às mais diversas fontes e níveis de impacto ambiental (e.g. CARVALHO; VASCONCELOS, 1999; MAJER, 1983; WATT; STORK; BOLTON, 2002).

Alguns sistemas são mais prejudiciais à fauna de formigas do que outros (SCHMIDT; DIEHL, 2008). Sistemas agroflorestais sombreados podem abrigar grande quantidade de formigas de floresta (BOS; STEFFAN-DEWENTER; TSCHARNTKE, 2007; PERFECTO; VANDERMEER, 1996; PERFECTO et al., 1997), enquanto que a abertura de clareiras em florestas tropicais pode acarretar na redução de mais da metade das espécies de formigas (VASCONCELOS, 1999), comparando com floresta.

Muitos autores utilizam combinações de metodologias para aumentar a eficiência de captura dos formicídeos (LONGINO; COLWELL, 1997; VASCONCELOS, 1999) e as respostas são diferenciadas dependendo do habitat. A maior frequência e abundância de formigas é encontrada em pitfall quando comparado com extração de winkler e berlese em floresta semidecídua

úmida (SABU; SHIJU, 2010). Delabie et al. (2000), estudando 17 métodos de coleta para formigas em cacão sombreado, verificaram que o método mais eficiente para coleta de formigas de serapilheira é a de winkler, recomendando também o uso de pitfall. Parr e Chown (2001) testaram a captura de formigas utilizando pitfall e winkler e obtiveram maior eficiência amostral utilizando pitfall, no entanto, o estudo foi realizado em savana.

O objetivo do trabalho foi estudar a estrutura da comunidade de formicídeos, em seis sistemas de uso da terra, utilizando duas metodologias: winkler e pitfall. A hipótese testada é que a comunidade das formigas apresenta diminuição da riqueza conforme ocorre intensificação do uso da terra, independente da metodologia estudada.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização e seleção de áreas

A área de estudo está localizada no município de Benjamin Constant, noroeste da Amazônia, na tríplice fronteira com o Brasil, Colômbia e Peru (4°21' e 4°26' Sul e 69°36' e 70°01' Oeste). As áreas incluem as comunidades de Guanabara II, Nova Aliança e a cidade de Benjamin Constant, situada a aproximadamente 1.100 Km a oeste de Manaus, no Alto do Rio Solimões (ANEXO A). Essa região é de difícil acesso e, devido a isso, apresenta relativamente pouca intervenção humana, quando comparada com outras regiões amazônicas. As comunidades indígenas das etnias Ticunas e Cocamas estão localizadas nestas áreas há 22 anos e estão organizadas em associações que praticam a agricultura de pequena escala “shifting cultivation”, sistema agroflorestal e extração vegetal. Esses sistemas se apresentam em um mosaico de cultivos agrícolas, florestas primárias e secundárias, sem uso de fertilizantes, corretivos ou produtos fitossanitários (FIDALGO et al., 2005). A área representa um dos mais importantes “hotspots” em termos de agrobiodiversidade.

Grids quadrados (16 ha) foram definidos em cada uma dessas três áreas. Cada grid foi dividido em quatro transectos, com quatro pontos de amostragem cada; a distância comum entre cada ponto foi de 100 m, totalizando 16 pontos por grid, sendo alguns pontos localizados no meio de dois pontos já marcados para complementação dos pontos de coleta.

As coletas foram realizadas na estação de chuva de março a abril de 2004. As amostras foram coletadas em seis sistemas de uso do solo, constituindo um gradiente de intensidade de uso da terra: floresta primária, floresta secundária em estado avançado de regeneração (floresta secundária velha), floresta secundária em estado inicial de regeneração (floresta secundária nova),

agrofloresta, agricultura e pastagem (APÊNDICE A) (Tabela 1). Mais informações sobre a classificação de cada sistema pode ser adquirida em Fidalgo et al. (2005) e Moreira et al. (2009).

O clima da região é úmido a super úmido af (Köppen), sem uma estação seca e com uma temperatura média anual de 25,7°C e precipitação de 2,562 mm. A precipitação nos meses secos é superior a 100 mm, e os picos de chuva ocorrem de dezembro a abril.

Tabela 1 Caracterização e número de pontos coletados em seis sistemas de uso da terra, utilizando duas metodologias, em três áreas do município de Benjamin Constant, Amazonas, Brasil

Sistema de uso da terra	Caracterização	Pontos amostrados	
		Pitfall	Winkler
Floresta primária	Vegetação primária de floresta Amazônica de terra firme, sem ocorrência de desflorestamento ou retirada de material lenhoso.	20	20
Floresta secundária velha	Vegetação secundária resultante de floresta Amazônica de terra firme após cinco anos de regeneração.	7	10
Floresta secundária nova	Vegetação secundária resultante de floresta Amazônica de terra firme com até cinco anos de regeneração.	29	30
Agrofloresta	Sistema agroflorestal combinando árvores frutíferas, como o cupuaçu e a pupunha e arbustos com a presença de árvores da floresta original.	7	10
Agricultura	Sistema de cultivo misto, com culturas anuais ou semiperenes, onde a mandioca, milho e banana são predominantes.	15	14
Pastagem	Área destinada a produção animal, coberta por gramíneas, com predominância de capim imperial.	13	13

2.2 Coleta pela metodologia de pitfall

As formigas foram amostradas usando pitfalls (19 cm de diâmetro, 11 cm de profundidade) enterrados ao nível do solo, iscados com fezes humanas (APÊNDICE B). A isca de fezes foi utilizada devido ao experimento fazer parte de outro trabalho que focou besouros detritívoros. Dentro de cada armadilha foi adicionado 250 ml de solução salina mais detergente. Três armadilhas foram colocadas em cada ponto amostral, com 2,0 m de distância entre elas.

As armadilhas ficaram instaladas por um período de 24 horas e, após esse tempo, o conteúdo de cada armadilha foi acondicionado em saco plástico com os dados de procedência e álcool 70%. As amostras foram levadas ao laboratório de Entomologia da Universidade Federal de Lavras. No laboratório cada amostra foi triada, as formigas foram montadas e as espécies foram identificadas pelo taxonomista Dr. Jacques Delabie (CEPLAC).

2.3 Coleta pela metodologia de winkler

As formigas foram coletadas utilizando a metodologia de extração de winkler, descrita por Bestelmeyer et al. (2000). Em cada ponto amostral foram retiradas três amostras de 1m² de serapilheira, separadas por 10,0 m de distância. As amostras foram peneiradas e colocadas no extrator por 72 horas para extração das formigas (APÊNDICE C).

Após a extração, as amostras foram acondicionadas em saco plástico com os dados de procedência e levadas ao Laboratório de Entomologia Florestal da Universidade Federal de Lavras. No laboratório cada amostra foi triada, as formigas foram montadas e as espécies foram identificadas pelo taxonomista Dr. Jacques Delabie (CEPLAC).

2.4 Análise dos dados

Foram utilizados modelos lineares generalizados (GLM), com distribuição de erros tipo poisson, para avaliar as diferenças no número de espécies entre cada tipo de sistema de uso da terra, tendo o número de espécies total do ponto amostral como variável resposta e os diferentes sistemas como variável determinante, para cada tipo de metodologia. Para avaliar as possíveis diferenças no número de espécies efetuou-se uma análise de contraste. Foram utilizados também modelos lineares generalizados (GLM), com distribuição de erros tipo poisson, para avaliar as diferenças na riqueza de espécies entre as metodologias, tendo a riqueza total das espécies como variável resposta e as diferentes metodologias como variável determinante. Para avaliar as possíveis diferenças no número de espécies efetuou-se uma análise de contraste. Todas as análises foram efetuadas utilizando-se o software R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2007).

Para verificar diferenças entre o número de espécies para cada sistema de uso foi construída a curva de acumulação de espécies utilizando o Sobs (Mao Tau) baseado no número de indivíduos coletados, com o intervalo de confiança de $\pm 95\%$ (COLWELL; MAO; CHANG, 2004). Esta análise foi realizada através do programa EstimateS 7.5 (COLWELL, 2005), utilizando 500 randomizações.

Para verificar a ocorrência de grupos distintos entre os diferentes sistemas de uso da terra para cada método utilizado e entre as metodologias utilizadas em cada sistema de uso da terra, foi realizada a análise “nonmetric multidimensional scaling” (NMDS). Os dados foram transformados em raiz quadrada e a ordenação foi realizada utilizando-se dados de presença e ausência estandardizados e empregou-se o índice de Bray-Curtis, como medida de similaridade entre os pontos buscando obter um gradiente que representasse a variação dos sistemas de uso da terra na composição das espécies em cada

método utilizado. Para verificar diferenças significativas na composição da comunidade entre os diferentes sistemas de uso do solo foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM) (CLARKE; WARWICK, 2001). Essas análises foram feitas utilizando-se o programa Primer v.5 (CLARKE; GORLEY, 2001).

3 RESULTADOS

3.1 Padrões de diversidade

Foram coletadas 394 espécies, pertencentes a 63 gêneros e nove subfamílias de formigas: Amblyoponinae (três espécies), Dolichoderinae (29 espécies), Ecitoninae (oito espécies); Ectatomminae (23 espécies), Formicinae (35 espécies), Myrmicinae (239 espécies), Ponerinae (44 espécies), Proceratinae (duas espécies), Pseudomyrmecinae (11 espécies) (APÊNDICE D).

A metodologia de pitfall apresentou 163 espécies exclusivas e a de winkler 110 espécies exclusivas e 121 espécies foram contempladas em ambas metodologias. Pela metodologia de winkler o maior número médio de espécies por ponto amostral foi encontrado na floresta primária (Gráfico 1). As florestas secundárias, a agrofloresta e a agricultura não apresentaram diferença entre si no número de espécies capturadas, mas apresentaram maior número de espécies do que a pastagem ($\chi^2 = 64,13$; $p < 0,05$). A metodologia de pitfall não apresentou diferença significativa no número médio de espécies entre a floresta primária, a floresta secundária nova e a agrofloresta. Esses sistemas apresentaram valor superior que a agricultura. O menor número de espécies foi encontrado na floresta secundária velha e na pastagem ($\chi^2 = 41,30$; $p < 0,05$) (Gráfico 1).

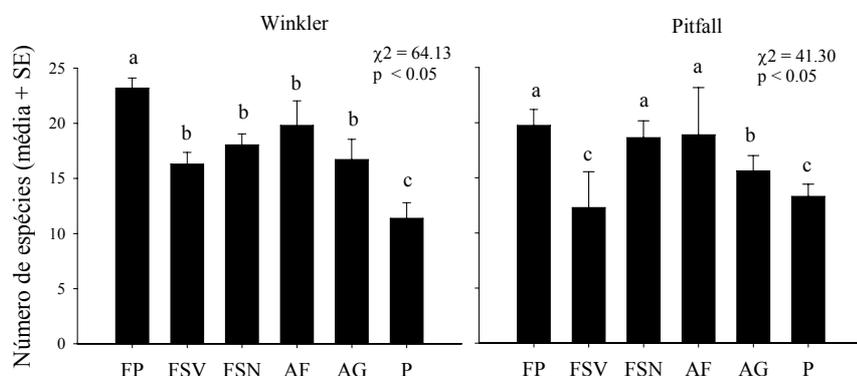


Gráfico 1 Número de espécies de formicídeos (média + SE) entre diferentes sistemas de uso da terra, mediante a análise de contraste, utilizando duas metodologias de coleta, Benjamin Constant, AM. FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem. Letras iguais em cada Gráfico não apresentam diferença significativa ($p < 0,05$)

3.2 Padrões da composição da comunidade

Ocorreu a formação de grupos para alguns dos sistemas de uso da terra. A floresta primária apresenta os pontos de um lado do gráfico e a pastagem no lado oposto a esta (Gráfico 2). As diferenças visuais foram confirmadas pelo ANOSIM que apresentou a composição da comunidade diferenciada em relação aos sistemas de uso da terra para as formigas coletadas com winkler (ANOSIM, $R = 0,42$; $p < 0,001$) e pitfall (ANOSIM, $R = 0,37$; $p < 0,001$) (Tabela 2). A floresta secundária nova não se diferenciou da agrofloresta e da agricultura. Todos os outros sistemas apresentaram diferença na composição da comunidade nas duas metodologias (Tabela 2).

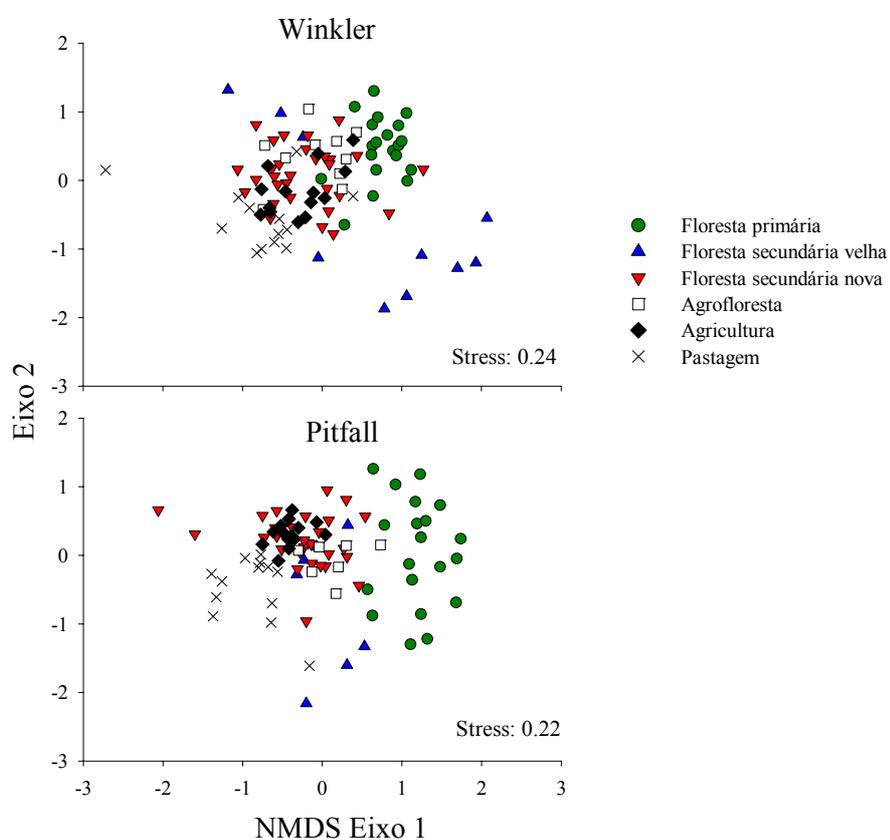


Gráfico 2 “Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) segundo a presença e ausência para a comunidade de formicídeos, coletados com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil

Tabela 2 Análise de similaridade (ANOSIM) e valores de R para a comunidade de formicídeos, coletados através de duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil (* $p < 0,05$)

Sistema de uso da terra	Winkler	Pitfall
Agricultura X Agrofloresta	0,36*	0,57*
Agricultura X Floresta secundária nova	-0,03	-0,05
Agricultura X Floresta secundária velha	0,62*	0,56*
Agricultura X Floresta primária	0,65*	0,60*

“Tabela 2, conclusão”

Agricultura X Pastagem	0,28*	0,61*
Agrofloresta X Floresta secundária nova	0,12	0,10
Agrofloresta X Floresta secundária velha	0,55*	0,20*
Agrofloresta X Floresta primária	0,34*	0,21*
Agrofloresta X Pastagem	0,47*	0,66*
Floresta secundária nova X Floresta secundária velha	0,70*	0,27*
Floresta secundária nova X Floresta primária	0,48*	0,58*
Floresta secundária nova X Pastagem	0,34*	0,42*
Floresta secundária velha X Floresta primária	0,76*	0,31*
Floresta secundária velha X Pastagem	0,62*	0,55*
Floresta primária X Pastagem	0,81*	0,79*

3.3 Comparação das metodologias

A metodologia de winkler apresentou maior número de espécies de formigas por ponto amostral que a de pitfall na floresta primária ($\chi^2 = 5,55$; $p < 0,05$) e na floresta secundária velha ($\chi^2 = 5,61$; $p < 0,05$) (Gráfico 3). Os outros sistemas não apresentaram diferença entre as metodologias utilizadas (Gráfico 3). A metodologia de pitfall capturou 284 espécies, enquanto a de winkler contemplou 231 espécies.

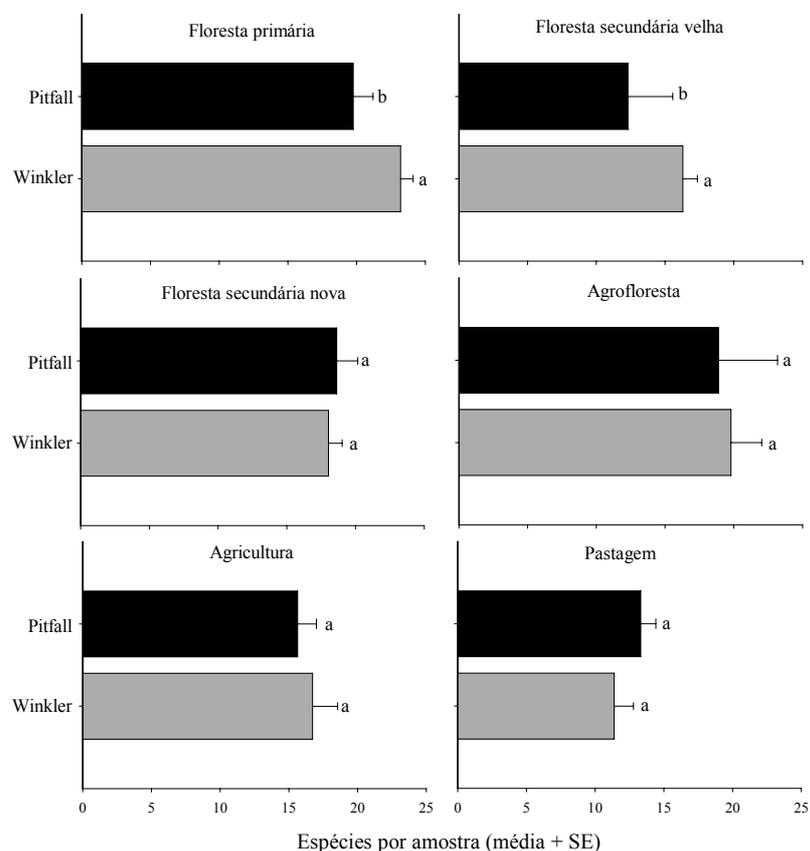


Gráfico 3 Número de espécies (média + SE) de formicídeos coletados com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Letras iguais dentro de cada sistema não apresentam diferença significativa pela análise de contraste ($p > 0.05$)

A curva de acumulação de espécies foi maior para a metodologia de winkler na floresta secundária velha (Gráfico 4). A metodologia de pitfall apresentou mais espécies na floresta secundária nova e os outros sistemas não apresentaram diferença na acumulação de espécies ao nível de confiança de 95%. Apesar do grande número de espécies, nenhuma curva alcançou a assíntota (Gráfico 4).

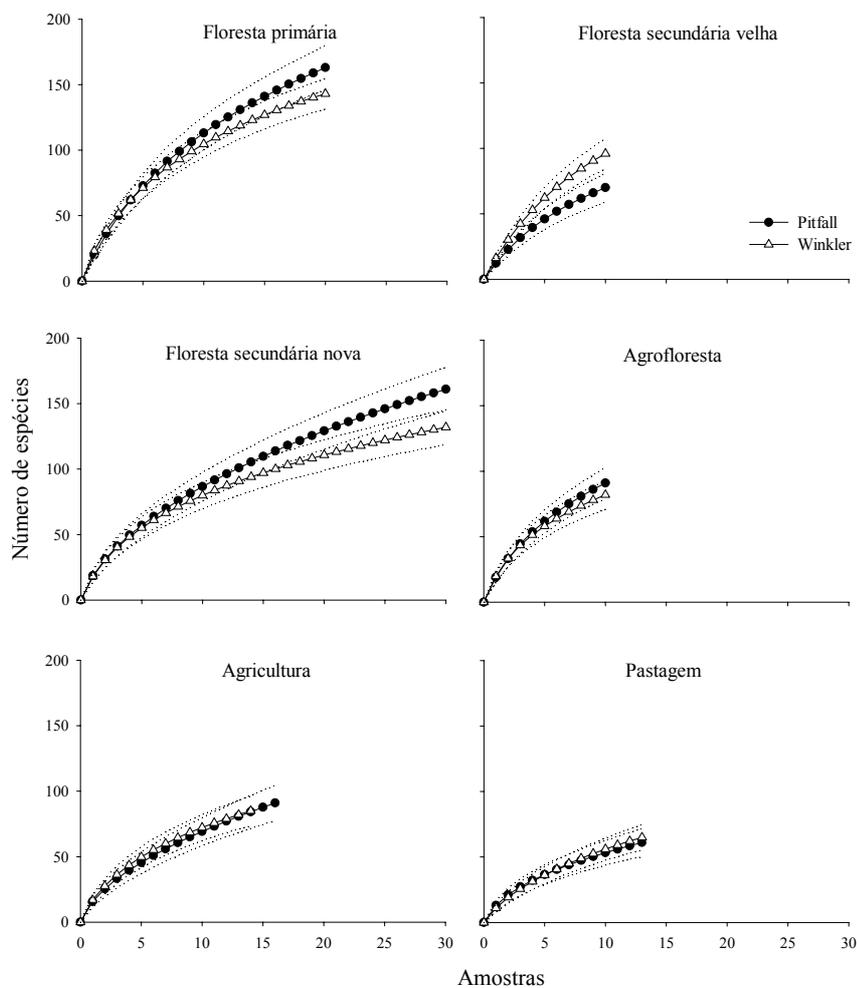


Gráfico 4 Curva de acumulação de espécies de formicídeos, coletados com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil. Linha pontilhada indica o intervalo de confiança (95%)

Ocorreu diferença na composição da comunidade dos formicídeos coletados com winkler e pitfall para todos os sistemas de uso da terra (Gráfico 5): floresta primária (ANOSIM, $R = 0,80$; $p < 0,001$), floresta secundária velha

(ANOSIM, $R = 0,48$; $p < 0,001$), floresta secundária nova (ANOSIM, $R = 0,52$; $p < 0,001$), agrofloresta (ANOSIM, $R = 0,85$; $p < 0,001$), agricultura (ANOSIM, $R = 0,73$; $p < 0,001$) e pastagem (ANOSIM, $R = 0,50$; $p < 0,001$).

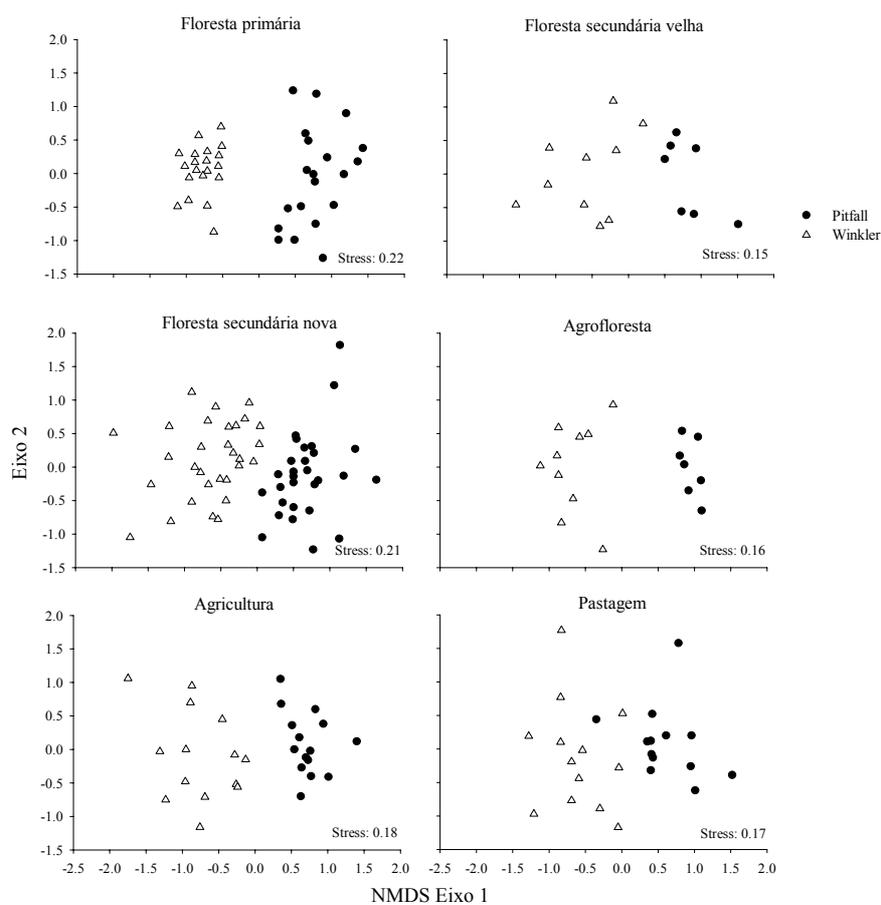


Gráfico 5 “Nonmetric multidimensional scaling” (NMDS) segundo a presença e ausência das espécies de formicídeos, coletados com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil

As duas metodologias apresentaram mais espécies compartilhadas com a floresta primária do que não compartilhadas para todos os sistemas (Gráfico 6). A metodologia de winkler apresentou maior porcentagem de espécies compartilhadas com a floresta primária do que a de pitfall para todos os sistemas de uso da terra.

Com a transformação da floresta primária em floresta secundária ou agrofloresta ocorre uma perda média de 41% das espécies de floresta, quando se considera a metodologia de pitfall e de 13% quando se usa winkler. Com a transformação em agricultura ou pastagem ocorre uma perda de 41% das espécies para pitfall e de 11% para winkler das espécies da floresta primária (Gráfico 6).

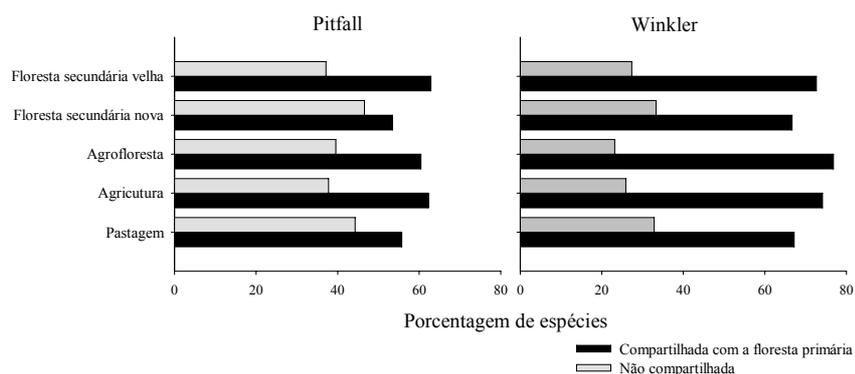


Gráfico 6 Porcentagem de espécies de formicídeos compartilhadas e não compartilhadas com a floresta primária coletadas com duas metodologias, em seis sistemas de uso da terra, Benjamin Constant, AM, Brasil

4 DISCUSSÃO

4.1 Sistemas de uso da terra e estrutura da comunidade de formigas

Poucos trabalhos, como o de Longino, Coddington e Colwell (2002), relatam números superiores de espécies ao encontrado neste estudo. Os referidos autores capturaram 437 espécies de formigas utilizando oito métodos de coleta. A pesquisa apresentada, juntamente com o levantamento de formigas de subsolo com uso de berlese e monólitos pela metodologia proposta pelo Tropical Soil Biology and Fertility (TSBF) (dados não publicados) resulta na maior base de dados de formigas para a região do Alto Solimões.

A relação do número de espécies com a intensidade de uso da terra foi mais consistente no método de winkler, com a floresta primária apresentando mais espécies por amostra, a pastagem menos espécies e os outros sistemas não se diferenciando. O número de espécies como indicador de impacto de uso da terra utilizando pitfall iscada com fezes não foi adequado. A isca utilizada neste trabalho pode ter sido responsável por este resultado, visto que não é a isca padrão para coleta de formídeos.

A abertura de clareiras na floresta Amazônica resulta em uma significativa diminuição da riqueza de formigas e mudança na composição (VASCONCELOS, 1999). O número médio de espécies encontrado na pastagem foi em torno da metade do encontrado na floresta primária.

A composição da comunidade apresentou resposta muito semelhante quanto à intensidade de uso da terra para as duas metodologias utilizadas. A composição da comunidade foi melhor para diferenciar os sistemas de uso, corroborando Neves et al. (2010) que verificaram que a composição da comunidade pode ser melhor do que a riqueza de espécies para inferir sobre a qualidade do habitat em florestas tropicais.

4.2 Comparação de metodologias

Ivanov e Keiper (2009) verificaram maior número de espécies em amostras de winkler comparando com pitfall em fragmentos florestais. Em nosso trabalho encontramos uma diferença média de espécies por amostra, entre metodologias, somente para os dois sistemas menos perturbados: floresta primária e floresta secundária velha, com valores superiores no método de winkler. A maior estruturação da vegetação nesses dois locais de coleta pode ter influenciado negativamente a captura em pitfall, quando comparado com winkler, visto que a maior estruturação da vegetação influencia negativamente a captura das formigas, diminuindo a diversidade encontrada (LASSAU; HOCHULI, 2004). No entanto, Vasconcelos et al. (2010) encontraram número similar de espécies de formigas para três metodologias: batimento na vegetação arbustiva, iscas e extrator de winkler.

Semelhante ao observado em nosso trabalho, Ivanov e Keiper (2009) encontraram valores diferenciados na curva de acumulação de espécies entre pitfall e winkler, enquanto o número de ocorrência não apresentou diferença entre as metodologias utilizadas. O grande número de espécies “singletons” e “doubletons” pode ter auxiliado a não estabilização da curva.

As formigas capturadas com as diferentes metodologias são diferentes, indicando uma complementariedade das metodologias. Com isso corroboramos com Delabie et al. (2000), que indicaram a metodologia de winkler como a melhor forma de amostragem de formigas de serapilheira e aconselharam como forma complementar o uso de pitfall.

A escolha da metodologia deve-se levar em consideração o ambiente estudado, visto que comparando pitfall e amostras de serapilheira em savanas, a primeira é mais eficiente (PARR; CHOWN, 2001), enquanto que em florestas tropicais amostras de serapilheira capturam mais gêneros e espécies (OLSON,

1991). Estes resultados podem ser devidos ao aumento da probabilidade de captura com o uso de pitfall com o aumento da abertura do habitat (MELBOURNE, 1999), visto que a maior diversidade pela metodologia de pitfall é verificada em locais com baixa complexidade (LASSAU; HOCHULI, 2004). No entanto, este padrão é observado para sistemas áridos. Neste trabalho a maior diversidade para ambas metodologias foi relatada nos sistemas mais complexos, o que condiz com outros trabalhos realizados na Amazônia (VASCONCELOS, 1999).

A escolha da metodologia, assim como o parâmetro da comunidade adotado a ser considerado, é fundamental para inferir sobre o ambiente, principalmente quando o foco é o valor de conservação.

5 CONCLUSÕES

As duas metodologias apresentam resultados diferenciados quanto ao número de espécies e espécies compartilhadas com a floresta primária, resultando em valores diferenciados do impacto do uso da terra e do valor de conservação de cada sistema de uso da terra.

Recomenda-se a análise conjunta de vários padrões da comunidade como riqueza, dominância e composição, entre outros, para melhor compreender os padrões na mudança da estrutura da comunidade.

REFERÊNCIAS

ALONSO, L. E.; AGOSTI, D. Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; ALONSO, L. E.; SCHULTZ, T.R. (eds.). **Ants standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Washington, Smithsonian Institution. 2000, p. 1-8.

BESTELMEYER, B. T.; AGOSTI, D.; LEEANNE, E.; ALONSO, T.; BRANDÃO, C. R. F.; BROWN, W. L.; DELABIE, J. H. C.; BHATTACHARYA, T.; HALDER, G.; SAHA, R. K. Soil microarthropods of a rubber plantation and a natural forest. **Environmental Ecology**, v. 32, n. 2, p. 143-147, 2000.

BOLTON, B. **A new general catalogue of the ants of the world**. Harvard University Press, Cambridge, MA, 1995, 504p.

BOS, M. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. The contribution of cacao agroforests to the conservation of lower canopy ant and beetle diversity in Indonesia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 16, n. 8, p. 2429-2444, jul. 2007.

CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2-3, p. 151-157, dec. 1999.

CLARKE, K. R.; GORLEY, R. N. 2001. **Primer v.5**: User manual / Tutorial. Plymouth, U.K.

CLARKE, K. R.; WARWICK, R. M. **Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation**. Plymouth: Primer-E, 2001, 172p.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples, v. 7.5. Department of Ecology and Evolutionary Biology, University of Connecticut, USA. 2005. Disponível em: <<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates/>>. Acesso em: 25 fev. 2009.

COLWELL, R. K. MAO, C. X.; CHANG, J. Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2717-2727, oct. 2004.

DELABIE, J. H. C.; FISHER, B. L.; MAJER, J. D.; WRIGHT, I. W. Sampling effort and choice of methods. In: AGOSTI, D.; MAJER, J. D.; TENNANT, A.; SCHULTZ, T. R. (eds.). **Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity**. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA, 2000, p. 145-154.

FERNÁNDEZ, F. (ed.). **Introducción a las hormigas de la región Neotropical**. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Bogotá, Colombia. 2003. 398p.

FIDALGO, E. C. C.; COELHO, M. R.; ARAÚJO, F. O.; MOREIRA, F. M. S.; SANTOS, H. G.; MENDONÇA-SANTOS, M. L.; HUISING, J. **Levantamento do uso e cobertura da terra de seis áreas amostrais relacionadas ao Projeto BiosBrasil (Conservation and Sustainable Management of Below-Ground Biodiversity: Phase I), município de Benjamin Constant (AM)**. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento da Embrapa Solos: Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 2005, 54p.

HÖLLDOBER, B.; WILSON, E. O. **The ants**. Belknap, Massachusetts, 1990, 731p.

IVANOV, K.; KEIPER, J. Effectiveness and biases of winkler litter extraction and pitfall trapping for collecting ground-dwelling ants in northern temperate forest. **Environmental Entomology**, College Park, v. 38, n. 6, p. 1724-1736, dec. 2009.

LASSAU, S. A.; HOCHULI, D. F. Effects of habitat complexity on ant assemblage. **Ecography**, Copenhagen, v. 27, n. 2, p. 157-164, 2004.

LONGINO, J. T.; CODDINGTON, J.; COLWELL, R. K. The ant fauna of a tropical rain forest: estimating species richness three different ways. **Ecology**, Tempe, v. 83, n. 3, p. 689-702, mar. 2002.

LONGINO, J. T.; COLWELL, R. K. Biodiversity assessment using structured inventory: capturing the ant fauna of a Tropical rain forest. **Ecological Applications**, Tempe, v. 7, n. 4, p. 1263-1277, nov. 1997.

MAJER, J. D. Ant recolonization of rehabilitated bauxite mines of Poços de Caldas, Brasil. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 8, n. 1, p. 97-108, jul. 1992.

MAJER, J. D. Ants bioindicators of mines site rehabilitation land use and land conservation. **Environmental Management**, New York, v. 7, n. 4, p. 375-383, jul. 1983.

MELBOURNE, B. A. Bias in the effect of habitat structure on pitfall traps: an experimental evaluation. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 24, n. 3, p. 228-239, 1999.

MOREIRA, F. M. S.; NÓBREGA, R. S. A.; JESUS, E. C.; FERREIRA, D. F.; PÉREZ, D. V. Differentiation in the fertility of inceptisols as related to use in the upper Solimões river region, western Amazon. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 408, n. 2, p. 349-355, 2009.

NEVES, F. S. BRAGA, R. F.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; DELABIE, J. H. C.; FERNANDES, G. W.; SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A. Diversity of arboreal ants in a Brazilian tropical dry forest: effects of seasonality and successional stage. **Sociobiology**, Chico, v. 56, n. 1, p. 1-18, 2010.

OLSON, D. M. A comparison of the efficacy of litter sifting and pitfall traps for sampling leaf litter ants (Hymenoptera, Formicidae) in a tropical wet forest, Costa Rica. **Biotropica**, Washington, v. 23, n. 2, p. 166-172, jun. 1991.

PARR.; C. L.; CHOWN, S. L. Inventory and bioindicator sampling: testing pitfall and winkler methods with ants in a South African savanna. **Journal of Insect Conservation**, Dordrecht, v. 5, n. 1, p. 27-36, jun. 2001.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; HANSON, P.; CARTÍN, V. Arthropod biodiversity loss and the transformation of a tropical agro-ecosystem. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 6, n. 7, p. 935-945, jul. 1997.

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. Microclimatic changes and the indirect loss of ant diversity in a tropical agroecosystem. **Oecologia**, Berlin, v. 108, n. 3, p. 577-582, nov. 1996.

R DEVELOPMENT CORE TEAM R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria., URL. <http://www.R-project.org>. 2007.

SABU, T. K.; SHIJU, R. T. Efficacy of pitfall trapping, winkler and berlese extraction methods for measuring ground-dwelling arthropods in moist-deciduous forests in the Western Ghats, **Journal of Insect Science**, Wisconsin, v. 10, p. 1-17, jul. 2010.

SCHMIDT, F. A.; DIEHL, E. What is the effect of soil use on ant communities?. **Neotropical Entomology**, Londrina, v. 37, n. 4, p. 381-388, jul./aug. 2008.

VASCONCELOS, H. L. Effects of forest disturbance on the structure of ground-foraging ant communities in central Amazonia. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 8, n. 3, p. 4079-420, mar. 1999.

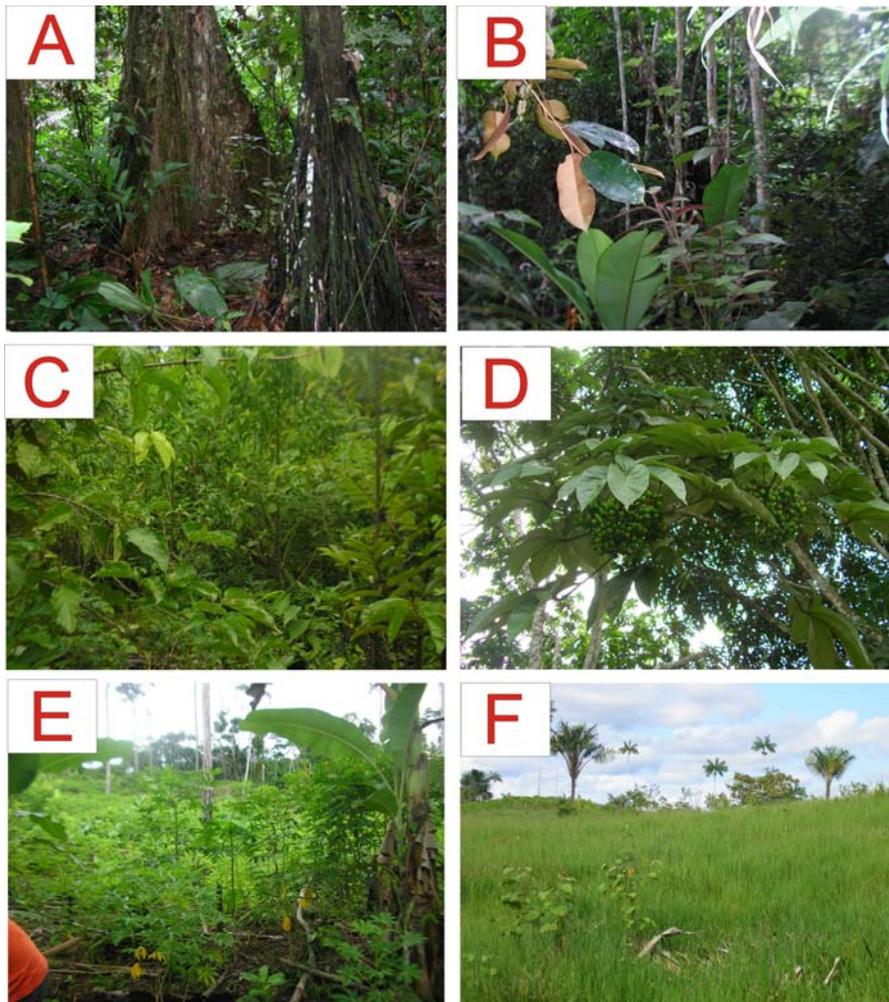
VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M. S.; FACURE, K. C.; ALBERNAZ, A. L. K. M. Patterns of ant species diversity and turnover across 2000 km of Amazonian floodplain forest. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 37, n. 3, p. 432-440, 2010.

WATT, A. D.; STORK, N. E.; BOLTON, B. The diversity and abundance of ants in relation to forest disturbance and plantation establishment in southern Cameroon. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 39, n. 1, p. 18-30, feb. 2002.

APÊNDICES

<p>APÊNDICE A Sistemas de uso da terra, amostrados em Benjamin Constant, Am, Brasil. Floresta primária (A), floresta secundária velha (B), floresta secundária nova (C), agrofloresta (D), agricultura (E) e pastagem (F)</p>	195
<p>APÊNDICE B Armadilha de pitfall, utilizada, em Benjamin Constant, Am, Brasil. Vista frontal (A), Vista de cima</p>	196
<p>APÊNDICE C Metodologia de winkler utilizada para captura de formigas, em Benjamin Constant, Am, Brasil. Metro quadrado com serapilheira (A), início da rapagem da serapilheira (B), inserção do material na peneira (C), solo rapado (D), peneiração (E), armazenamento da serapilheira peneirada em saco de transporte (F), saco de tela com o material peneirado dentro do extrator (E), extratores de winkler pendurados no varal (F)</p>	197
<p>APÊNDICE D Frequência de espécies da família Formicidae em seis sistemas de uso da terra, utilizando duas metodologias de coleta, Benjamin Constant, AM. FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem</p>	198

APÊNDICE A Sistemas de uso da terra, amostrados em Benjamin Constant, Am, Brasil. Floresta primária (A), floresta secundária velha (B), floresta secundária nova (C), agrofloresta (D), agricultura (E) e pastagem (F)



APÊNDICE B Armadilha de pitfall, utilizada, em Benjamin Constant, Am, Brasil. Vista frontal (A), Vista de cima (B)



APÊNDICE C Metodologia de winkler utilizada para captura de formigas, em Benjamin Constant, Am, Brasil. Metro quadrado com serapilheira (A), início da rapagem da serapilheira (B), inserção do material na peneira (C), solo rapado (D), peneiração (E), armazenamento da serapilheira peneirada em saco de transporte (F), saco de tela com o material peneirado dentro do extrator (E), extratores de winkler pendurados no varal (F)



APÊNDICE D Frequência de espécies da família Formicidae em seis sistemas de uso da terra, utilizando duas metodologias de coleta, Benjamin Constant, AM. FP = floresta primária, FSV = floresta secundária velha, FSN = floresta secundária nova, AF = agrofloresta, AG = agricultura, P = pastagem

	Sistemas de uso da terra											
	Metodologia de pitfall						Metodologia de winkler					
	FP	FSV	FSN	AF	AG	P	FP	FSV	FSN	AF	AG	P
Subfamília Amblyoponinae												
<i>Amblyopone orizabana</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Prionopelta</i> sp.1	1	-	-	-	1	-	2	-	2	-	-	-
<i>Prionopelta</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	4	-	-	1	2	-
Subfamília Dolichoderinae												
<i>Azteca</i> sp.1 gp. <i>chartifex</i>	1	-	2	1	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Azteca</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Azteca</i> sp.3	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Azteca</i> sp.4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Azteca</i> sp.5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Azteca</i> sp.6	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus abruptus</i>	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus attelaboides</i>	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus bidens</i>	6	1	5	2	-	1	-	-	1	-	-	-
<i>Dolichoderus cogitans</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus decollatus</i>	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus ferrugineus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus imitator</i>	3	-	-	-	-	-	3	1	-	1	-	-
<i>Dolichoderus lutosus</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus monacis bispinosus</i>	2	2	1	3	-	2	-	1	1	-	-	1
<i>Dolichoderus quadridenticulatus</i>	-	1	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus rugosus</i>	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dolichoderus septemspinosus</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Dolichoderus</i> sp.1 gp. <i>bidens</i>	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dorymyrmex</i> sp.1	-	1	2	1	7	-	-	-	-	-	-	-
<i>Forelius</i> sp.1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Linepithema humile</i>	-	-	2	-	2	-	-	-	-	1	-	-
<i>Linepithema</i> sp.1	2	2	11	5	5	6	1	-	6	5	-	3
<i>Linepithema</i> sp.2	1	3	14	5	6	1	-	-	-	-	2	-
<i>Linepithema</i> sp.3	-	-	1	2	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Linepithema</i> sp.4	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Linepithema</i> sp.5	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Linepithema</i> sp.6	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tapinoma melanocephalum</i>	1	-	-	-	-	1	3	-	3	2	1	1
Subfamilia Ecitoninae												
<i>Cheliomyrmex megalonyx</i>	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eciton hamatum</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eciton mexicanum</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-
<i>Eciton quadriglume</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Labidus coecus</i>	1	-	1	1	2	3	-	-	-	1	-	-
<i>Labidus praedator</i>	3	-	1	2	2	-	-	-	-	1	-	1
<i>Neivamyrmex Diana</i>	-	-	-	-	1	-	-	1	1	-	-	-
<i>Nomamyrmex hartigi</i>	1	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
Subfamilia Ectatomminae												
<i>Ectatomma brunneum</i>	2	3	25	6	15	10	1	2	18	3	6	2
<i>Ectatomma lugens</i>	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ectatoma morgani</i>	4	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ectatomma suzanae</i>	-	-	-	-	-	-	3	1	-	1	-	-
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	3	-	4	3	1	-	1	1	1	1	-	-
<i>Gnamptogenys aculeaticoxai</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys acuminata</i>	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys gracilis</i>	-	-	-	5	-	-	4	-	-	1	-	-

<i>Gnamptogenys haenschi</i>	1	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys horni</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Gnamptogenys minuta</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-
<i>Gnamptogenys moelleri</i>	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-
<i>Gnamptogenys simulans</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	2	-	-	-
<i>Gnamptogenys striatula</i>	3	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys sulcata</i>	-	1	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Gnamptogenys tortuolosa</i>	10	1	7	5	3	1	-	-	-	-	-	1
<i>Gnamptogenys</i> sp.1 <i>gp. minuta</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp.2 <i>prox. acuminata</i>	4	1	6	3	1	-	-	-	1	-	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp.3	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Gnamptogenys</i> sp.4 <i>prox. horni</i>	2	-	1	1	1	-	4	1	8	7	3	1
<i>Gnamptogenys</i> sp.5 <i>prox. sulcata</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Typhlomyrmex rogenhoferi</i>	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	2
<i>Typhlomyrmex</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-
Subfamilia Formicinae												
<i>Acropyga smithii</i>	5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acropyga</i> sp.1	1	-	2	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Brachymyrmex</i> sp.1	1	-	3	-	2	1	1	2	4	1	2	1
<i>Brachymyrmex</i> sp.2	4	-	-	-	2	-	1	1	1	-	-	-
<i>Brachymyrmex</i> sp.3	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-	-	-
<i>Brachymyrmex</i> sp.4	-	-	1	1	4	3	-	-	-	-	2	-
<i>Brachymyrmex</i> sp.5	-	1	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-
<i>Brachymyrmex</i> sp.6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Brachymyrmex</i> sp.7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
<i>Brachymyrmex</i> sp.8	1	-	-	-	-	-	-	-	8	-	-	-
<i>Brachymyrmex</i> sp.9	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus atriceps</i>	2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus balzani</i>	-	1	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-

<i>Camponotu bidens</i>	-	-	1	1	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Camponotus crassus</i>	-	1	17	3	10	8	1	-	8	-	3	3
<i>Camponotus femoratus</i>	4	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Camponotus lespesii</i>	4	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus melanoticus</i>	1	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus renggeri</i>	2	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus rufipes</i>	1	1	2	-	1	10	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus sanctaefidei</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Camponotus sexguttatus</i>	1	3	16	4	3	3	-	-	-	-	-	-
<i>Camponotus</i> sp.1	3	4	15	3	7	-	2	1	-	3	1	-
<i>Camponotus</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Gigantiops destructor</i>	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paratrechina fulva</i>	9	4	12	4	5	-	12	1	17	4	5	1
<i>Paratrechina</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	2	5	1	1	-	-
<i>Paratrechina</i> sp.2	-	1	1	1	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Paratrechina</i> sp.3	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-
<i>Paratrechina</i> sp.4	7	3	8	2	3	-	2	-	-	3	1	1
<i>Paratrechina</i> sp.5	-	2	3	1	1	-	1	-	-	-	-	-
<i>Paratrechina</i> sp.6	-	1	-	-	-	-	5	-	3	1	-	-
<i>Paratrechina</i> sp.7	5	3	6	3	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Paratrechina</i> sp.8	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Paratrechina</i> sp.9	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Subfamilia Myrmicinae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Acanthognathus stipulosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Acromyrmex coronatus</i>	1	1	5	1	1	-	-	-	1	-	1	-
<i>Adelomyrmex</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Adelomyrmex</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Adelomyrmex</i> sp.3	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Apterostigma avium</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-

<i>Apterostigma mandidiense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Apterostigma urichii</i>	2	2	2	1	2	1	-	-	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	3	-	-	1	-	-
<i>Apterostigma</i> sp.2	1	-	3	-	1	-	-	1	2	-	-	1
<i>Apterostigma</i> sp.3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp.4	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Apterostigma</i> sp.5 <i>complexo pilosum</i>	1	-	-	1	1	-	1	-	1	2	1	-
<i>Atta</i> sp.1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Atta</i> sp.2	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Atta</i> sp.3	-	1	3	5	3	4	-	-	-	-	-	-
<i>Blepharidatta brasiliensis</i>	4	-	2	1	1	-	9	-	2	5	1	1
<i>Cardiocondyla minutior</i>	-	-	3	2	1	2	-	-	1	-	-	1
<i>Cardiocondyla</i> sp.1	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-
<i>Carebara urichi</i>	2	-	1	-	1	-	-	-	-	-	1	-
<i>Carebara</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Carebara</i> sp.2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes atratus</i>	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes grandinosus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes maculatus</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes minutus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-
<i>Cephalotes opacus</i>	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cephalotes placidus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-
<i>Cephalotes</i> sp.1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex hamulatus</i>	3	-	3	1	1	-	2	3	-	-	-	2
<i>Cyphomyrmex laevigatus</i>	-	-	-	-	-	-	5	-	4	2	-	-
<i>Cyphomyrmex peltatus</i>	4	-	-	-	1	-	8	-	2	-	4	-
<i>Cyphomyrmex salvini</i>	-	-	1	-	-	-	1	1	5	-	-	2
<i>Cyphomyrmex</i> sp.1 <i>gp rimosus</i>	-	-	-	-	-	-	8	-	3	4	1	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp.2 <i>gp rimosus</i>	1	3	13	2	8	9	1	2	14	2	8	7

<i>Cyphomyrmex</i> sp.3 gp <i>rimosus</i>	2	4	21	5	13	9	1	1	20	5	10	7
<i>Cyphomyrmex</i> sp.4 gp <i>rimosus</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp.5 gp <i>rimosus</i>	-	1	4	1	4	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp.6	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cyphomyrmex</i> sp.7	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> <i>abstinens</i>	3	1	2	4	3	-	-	1	-	1	1	-
<i>Crematogaster</i> <i>acuta</i>	2	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> <i>brasiliensis</i>	3	1	10	2	-	5	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> <i>carinata</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> <i>curvispinosa</i>	-	-	-	-	-	-	2	-	6	3	1	3
<i>Crematogaster</i> <i>distans</i>	2	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> <i>erecta</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	1	-
<i>Crematogaster</i> <i>limata</i>	-	-	-	-	-	1	9	1	7	6	-	2
<i>Crematogaster</i> <i>longispina</i>	-	-	-	2	1	-	2	3	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> <i>nigropilosa</i>	-	-	-	-	-	-	2	-	4	2	2	1
<i>Crematogaster</i> <i>tenuicula</i>	-	-	-	-	-	-	15	-	9	7	3	2
<i>Crematogaster</i> sp.1	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Crematogaster</i> sp.2 <i>complexo limata</i>	-	-	-	-	-	-	2	1	1	1	2	-
<i>Crematogaster</i> sp.3 <i>prox. sumichrasti</i>	-	-	-	-	-	-	1	2	1	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.4	3	2	8	-	4	2	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.5	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.6	1	2	1	1	4	2	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.7	-	-	1	2	1	1	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.8	13	-	8	1	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.9	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.10	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.11	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.12	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crematogaster</i> sp.13	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Hylomyrma balzani</i>	1	-	2	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hylomyrma blandiens</i>	-	-	-	-	-	-	5	1	4	5	4	-
<i>Hylomyrma dolichps</i>	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-
<i>Hylomyrma sagax</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Hylomyrma</i> sp.1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptothorax</i> sp.1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Megalomyrmex ayri</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Megalomyrmex balzani</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Megalomyrmex insisus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Megalomyrmex leoninus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Megalomyrmex pusillus</i>	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
<i>Megalomyrmex wallacei</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Megalomyrmex</i> sp.1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Megalomyrmex</i> sp.2 prox. <i>insisus</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-
<i>Megalomyrmex</i> sp.3 gp. <i>Leoninus</i>	9	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Megalomyrmex</i> sp.4 nov	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Mycetophylax</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-
<i>Monomorium floricola</i>	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	2
<i>Monomorium pharaonis</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Mycocepurus smithi</i>	2	-	-	1	-	1	2	-	2	-	-	-
<i>Myrmicocrypta</i> sp.1	1	-	-	-	-	-	4	2	2	1	-	-
<i>Myrmicocrypta</i> sp.2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrmicocrypta</i> sp.3	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nesomyrmex tristani</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Nesomyrmex vicinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Ochetomyrmex neopolitus</i>	6	1	-	-	1	-	4	-	-	1	-	1
<i>Ochetomyrmex subpolitus</i>	5	-	2	-	-	-	-	3	-	-	1	-
<i>Octostruma balzani</i>	-	-	1	-	-	-	19	1	9	1	6	-
<i>Octostruma</i> sp.1 nov	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-

<i>Octostruma</i> sp.2 nov	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Pheidole crifo</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Pheidole daton</i>	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole gertrudae</i>	3	3	23	6	14	1	3	3	20	7	14	2
<i>Pheidole jeannei</i>	-	-	1	-	1	-	-	2	-	-	-	1
<i>Pheidole</i> sp.1	5	1	3	1	-	-	16	1	14	5	5	2
<i>Pheidole</i> sp.2	5	-	2	-	-	-	6	-	3	3	1	-
<i>Pheidole</i> sp.3	1	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.4	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	1	-
<i>Pheidole</i> sp.5	-	-	2	-	-	-	3	-	2	2	-	-
<i>Pheidole</i> sp.6 gp. <i>fallax</i>	1	2	4	2	2	1	4	-	3	2	-	1
<i>Pheidole</i> sp.7	4	2	10	2	9	1	2	2	2	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.8	2	4	10	1	3	1	1	1	2	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.9	-	-	-	-	-	-	1	2	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.10	-	-	-	-	-	-	4	5	-	-	1	-
<i>Pheidole</i> sp.11	-	-	1	-	-	11	-	1	-	-	-	5
<i>Pheidole</i> sp.12	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.13	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.14	-	-	-	-	-	-	2	2	1	-	1	1
<i>Pheidole</i> sp.15	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	1	-
<i>Pheidole</i> sp.16	1	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.17	-	-	1	-	-	-	3	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.18	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.19	-	1	2	-	1	1	-	-	3	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.20	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Pheidole</i> sp.21	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.22	7	-	2	3	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.23	3	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.24	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Pheidole</i> sp.25	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.26	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.27	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.28	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.29	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.30	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.31	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.32	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.33	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.34	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.35	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.36	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.37	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.38	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.39	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.40	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.41	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.42	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.43	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.44	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.45	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.46	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.47	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.48	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.49	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.50	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.51	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.53	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.54	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Pheidole</i> sp.55	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.57	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.58	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.59	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.60	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.61	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.62	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.63	6	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.64	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.65	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.66	1	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.67	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.68	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.69	2	1	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.70	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.71	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.72 prox. <i>minax</i>	1	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Pheidole</i> sp.73 gp. <i>distorta</i>	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Procryptocerus</i> sp.1	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Pyramica denticulata</i>	5	1	7	4	1	-	11	-	16	6	2	1
<i>Pyramica depressiceps</i>	-	-	-	-	-	-	4	3	1	1	-	-
<i>Pyramica eggersi</i>	-	-	2	-	-	-	4	-	8	1	4	1
<i>Pyramica subdentata</i>	1	-	-	-	-	-	2	-	13	4	7	9
<i>Pyramica villiersi</i>	1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Pyramica</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-
<i>Pyramica</i> sp.2	-	-	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-
<i>Pyramica</i> sp.3	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Pyramica</i> sp.4	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-
<i>Pyramica</i> sp.5	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Pyramica</i> sp.6	-	-	-	-	-	-	2	-	1	2	-	-
<i>Pyramica</i> sp.7 nov	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2
<i>Pyramica</i> sp.8 prox. <i>deinomastax</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	-	-
<i>Rogeria scobinata</i>	-	-	-	-	-	-	3	1	2	-	-	-
<i>Rogeria subarmata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Rogeria</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	2	5	2	-	-	-
<i>Rogeria</i> sp.2 prox. <i>Besucheti</i>	4	-	2	-	-	-	13	1	9	3	2	1
<i>Sericomyrmex</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Sericomyrmex</i> sp.2	1	3	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Sericomyrmex</i> sp.3	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sericomyrmex</i> sp.4	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis alomerus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis geminata</i>	5	3	24	6	15	7	6	3	21	6	9	7
<i>Solenopsis saevissima</i>	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-	-	-
<i>Solenopsis virulens</i>	3	-	-	-	1	-	7	-	5	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.1	-	2	3	-	1	10	2	-	6	1	4	8
<i>Solenopsis</i> sp.2	16	4	23	7	12	3	4	-	7	3	5	3
<i>Solenopsis</i> sp.3	-	-	-	-	-	-	16	3	25	9	14	11
<i>Solenopsis</i> sp.4	-	-	-	-	-	-	2	5	3	-	3	-
<i>Solenopsis</i> sp.5	-	-	1	1	-	-	1	-	3	-	1	2
<i>Solenopsis</i> sp.6	-	-	-	-	-	-	-	1	3	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.7	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.8	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.9	1	-	2	1	1	-	-	-	1	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Solenopsis</i> sp.11	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.12	5	2	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.13	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.14	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Solenopsis</i> sp.15	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.16	-	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.17	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.18	4	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solenopsis</i> sp.19	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stegomyrmex manni</i>	-	1	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-
<i>Strumigenys diabolus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	-	1
<i>Strumigenys dyseides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Strumigenys infidelis</i>	-	-	-	-	-	-	1	2	4	2	3	1
<i>Strumigenys tridifera</i>	1	-	1	-	1	-	14	1	7	4	3	-
<i>Strumigenys</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Strumigenys</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	2	1	5	2	3	-
<i>Strumigenys</i> sp.3	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Talaridris mandibularis</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-
<i>Tetramorium simillimum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	1	1
<i>Trachymyrmex mandibularis</i>	4	1	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex ruthae</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.2	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.3	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.4	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.5	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachymyrmex</i> sp.6	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tranopelta gilva</i>	2	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Wasmania auropunctata</i>	4	3	6	3	3	4	9	1	7	1	6	8
<i>Wasmannia lutzii</i>	-	-	3	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Wasmania rochai</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-
<i>Wasmania scrobifera</i>	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-
<i>Wasmania sigmoidea</i>	-	-	-	-	-	-	2	2	13	2	3	1

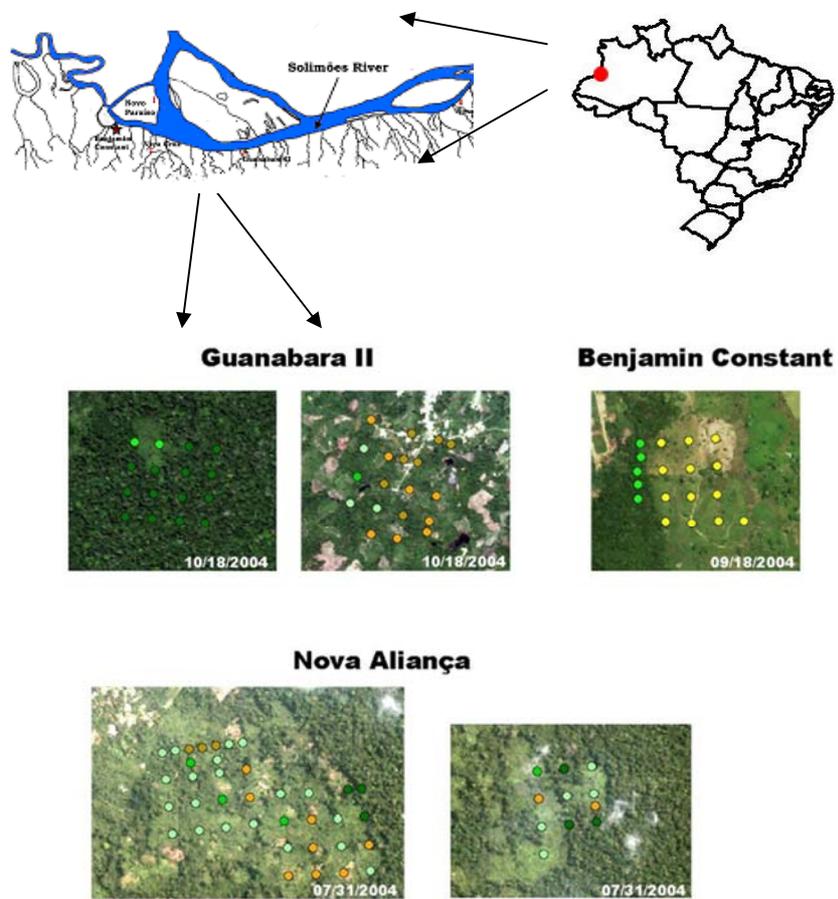
<i>Wasmania</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1
Subfamilia Ponerinae												
<i>Anochetus bispinosus</i>	1	-	-	-	-	-	3	1	-	-	1	-
<i>Anochetus diegensis</i>	-	-	-	-	-	-	5	-	-	1	-	-
<i>Hypoponera foreli</i>	-	-	-	-	-	-	2	-	1	-	-	1
<i>Hypoponera opacior</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.1	1	2	2	1	-	-	4	1	10	5	5	2
<i>Hypoponera</i> sp.2	-	-	-	-	-	-	9	1	3	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.3	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	1	-
<i>Hypoponera</i> sp.4	-	-	-	-	-	-	8	-	5	4	2	2
<i>Hypoponera</i> sp.5	1	-	-	-	-	-	5	2	3	1	2	1
<i>Hypoponera</i> sp.6	-	-	1	-	-	-	3	-	11	2	9	4
<i>Hypoponera</i> sp.7	-	-	-	1	-	-	11	3	10	4	6	1
<i>Hypoponera</i> sp.8	-	-	-	-	-	-	1	1	1	-	1	1
<i>Hypoponera</i> sp.9	-	-	-	-	-	-	1	3	1	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.10	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-
<i>Hypoponera</i> sp.11	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Hypoponera</i> sp.13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Hypoponera</i> sp.14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Hypoponera</i> sp.15	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.16	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.17	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Hypoponera</i> sp.18	-	-	-	-	-	-	2	-	5	-	4	-
<i>Hypoponera</i> sp.19	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptogenys arcuata</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptogenys crudelis</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Leptogenys</i> sp.1	1	-	-	-	-	3	1	1	1	-	-	-
<i>Leptogenys</i> sp.2	1	1	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-

<i>Odontomachus bauri</i>	4	-	-	-	-	-	3	-	1	-	1	-
<i>Odontomachus haematodus</i>	3	3	10	4	2	7	3	2	10	-	2	2
<i>Odontomachus hastatus</i>	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Odontomachus meinerti</i>	-	-	1	-	-	-	7	2	-	1	-	-
<i>Odontomachus scalptus</i>	3	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla apicalis</i>	3	2	5	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla arhuaca</i>	2	-	-	-	1	-	7	-	5	3	3	-
<i>Pachycondyla carinulata</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla constricta</i>	3	3	10	2	1	3	4	2	9	4	1	2
<i>Pachycondyla crassinoda</i>	6	3	15	5	2	4	-	3	1	-	-	-
<i>Pachycondyla gilberti</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla harpax</i>	6	1	3	-	-	-	6	2	6	1	1	-
<i>Pachycondyla procidua</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	-	1	-	-
<i>Pachycondyla stigma</i>	-	-	2	-	-	-	1	-	2	2	3	-
<i>Pachycondyla striata</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Pachycondyla</i> sp.1	-	-	1	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Thaumatomyrmex</i> sp.1	-	-	-	-	-	-	2	-	2	-	1	-
Subfamilia Proceratinae												
<i>Discothyrea denticulata</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	2	-
<i>Discothyrea seolarticulata</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	2	2	-	-
Subfamilia Pseudomyrmecinae												
<i>Pseudomyrmex filiformis</i>	-	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>	-	-	1	2	1	-	-	1	1	1	-	-
<i>Pseudomyrmex oculatus</i>	-	1	-	1	1	-	-	-	-	1	-	-
<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	1	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	-	-	10	1	8	2	-	1	1	-	1	1
<i>Pseudomyrmex</i> sp.1 gp. <i>pallidus</i>	-	-	1	1	-	-	-	1	5	1	2	-
<i>Pseudomyrmex</i> sp.2 gp. <i>pallidus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Pseudomyrmex</i> sp.3 gp. <i>pallidus</i>	-	-	3	-	2	-	2	-	3	-	-	-

<i>Pseudomyrmex</i> sp.4 gp. <i>pallidus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-
<i>Pseudomyrmex</i> sp.5 gp. <i>pallidus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomyrmex</i> sp.6 gp. <i>pallidus</i>	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TOTAL de ocorrências	395	123	559	189	250	173	464	163	541	198	234	395
TOTAL de espécies	163	70	161	91	91	61	143	96	132	82	85	65

ANEXO

ANEXO A Localização da área de coleta no Brasil, no Alto Solimões em Benjamin Constant, e as comunidades Guanabara II e Nova Aliança, com seus respectivos pontos. Fonte: Fidalgo et al. 2005 TM-Landsat 2001, UNEP-GEF TSBF-CIAT PROJECT, 2002	214
---	-----



ANEXO A Localização da área de coleta no Brasil, no Alto Solimões em Benjamin Constant, e as comunidades Guanabara II e Nova Aliança, com seus respectivos pontos. Fonte: Fidalgo et al. 2005 TM-Landsat 2001, UNEP-GEF TSBF-CIAT PROJECT, 2002