



FILIPE MACHADO FRANÇA

**CORTE SELETIVO EM ÁREAS DE FLORESTA
AMAZÔNICA: RECUPERAÇÃO DA
COMUNIDADE DE BESOUROS
ESCARABÉINEOS NO PERÍODO PÓS-CORTE**

LAVRAS - MG

2012

FILIPE MACHADO FRANÇA

**CORTE SELETIVO EM ÁREAS DE FLORESTA AMAZÔNICA:
RECUPERAÇÃO DA COMUNIDADE DE BESOUROS
ESCARABEÍNEOS NO PERÍODO PÓS-CORTE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador:

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

LAVRAS-MG

2012

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

França, Filipe Machado.

Corte seletivo em áreas de floresta Amazônica: Recuperação da comunidade de besouros escarabeíneos no período pós-corte / Filipe Machado França. – Lavras : UFLA, 2012.

66 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Julio Neil Cassa Louzada.

Bibliografia.

1. Florestas tropicais. 2. Manejo. 3. Distúrbios antrópicos. 4. Besouro rola-bosta. 5. Scarabaeinae. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

FILIPPE MACHADO FRANÇA

**CORTE SELETIVO EM ÁREAS DE FLORESTA AMAZÔNICA:
RECUPERAÇÃO DA COMUNIDADE DE BESOUIROS
ESCARABEÍNEOS NO PERÍODO PÓS-CORTE**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, área de concentração em Ecologia e Conservação de Recursos em Paisagens Fragmentadas e Agrossistemas, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 29 de fevereiro de 2012.

Dra. Carla Ribas UFLA

Dra. Vanesca Korasaki UFLA

Prof. Dr. Júlio Neil Cassa Louzada

Orientador

LAVRAS-MG

2012

A Deus, que me deu a vida, meu Pai Celestial e Mestre.

*Aos meus pais terrenos, Fausto e Doxa, minhas avós Déa, Nâna, Diva,
Rita, Glória e meu irmão Faustinho, eu jamais chegaria aqui sem vocês.*

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, que através de um milagre me trouxe a vida e sempre esteve presente em meus caminhos, me livrando do mal e me cercando com seu amor e misericórdia. Agradeço pelos livramentos, pelas lutas, pelas vitórias e por colocar pessoas tão essenciais em minha vida. A Ele toda honra, toda glória e todo o louvor.

Aos meus pais, que sempre acreditaram em mim. Meu pai, Fausto, um exemplo de homem, pai e amigo, por todo o suporte espiritual e familiar e também por sempre estar ao meu lado, e mesmo quando distante em alguns momentos, esteve perto através de orações e demonstrações de amor e minha mãe, Doxa, a menina da nossa casa, mais que uma mãe, uma companheira, com sua maneira extremamente sentimental de amar, de cozinhar e de cuidar dos “marmanjos”.

Aos meus irmãos: Dudu, obrigado pelo meu nome e pela paciência com seu irmão mais novo; e Fabrício, quando se é criança é muito bom ter um novo irmão de 2 metros pra nos defender, nunca me esquecerei disso. Agradeço também a vovó Déa, por me influenciar no gosto pelos insetos, plantas, interações, ecologia e biologia e as outras “avós”: Nâna, Diva, Rita e Glória, por todo amor e orações.

Aos meus irmãos da república (UPAH/República d’Merda): Teteu, Bornelli, Walter, Fabinho e Wallace, vocês são minha segunda família. Agradeço também a minha família na fé, da primeira I.E.Q Varginha, pelo amor, confiança e orações, sou imensamente grato a vocês e a sua confiança, especialmente a Dona Sandra e Dona Jandira, “minhas segundas mães” e suas famílias.

Ao meu afilhado Lucas, por compreender minha ausência e distância, mesmo vivendo na mesma cidade. A minha prima Vânia Cordeiro, a Gabi, Rodrigo e Manelzinho, por estarem sempre presentes quando preciso resolver meus problemas lavrenses.

A minha companheira, namorada, amiga, “melhor aluna” e “melhor professora”, Laís F. Maia. Seu carinho e amor me confortaram quando precisei, seus telefonemas me deram suporte durante os meses de campo e a cada dia que

passa mais eu aprendo e mais me surpreendo. E também a sua família, que me acolheu com muito amor e confiança, principalmente minha sogra, que está sempre pronta a ajudar e a fazer o melhor quibe assado que já comi.

Ao meu orientador, professor Júlio Louzada, um amigo e muitas vezes segundo pai, por toda sua compreensão, suporte, idéias, críticas e sugestões, que levarei por toda a vida. Agradeço pela orientação nos últimos seis anos e pelos próximos que virão. Você é uma das pessoas que agradeço a Deus por ter conhecido.

Agradeço também a Jos Barlow, meu coorientador e Toby Gardner, por toda confiança, ajuda na logística e organização do campo e, que em conjunto com o Júlio Louzada, por terem realizado meu grande sonho de conhecer de perto e de coletar na Floresta Amazônica. Essa dissertação jamais seria possível sem o apoio e atenção de vocês.

Esse trabalho também não seria possível se não fosse a ajuda em campo de Sarney, Irmão, Maria, Charlie, Branco, Elisângela e principalmente Vanesca Korasaki, que além de todo apoio em campo esteve sempre presente em auxílios estatísticos e sugestões de literatura. Agradeço pela paciência de todos vocês e peço desculpas por qualquer constrangimento. Não posso esquecer do Chicão e sua família, que me acolheram como um filho lá no Pará, obrigado por tudo. Agradeço também a Amanda Arcanjo, Fernando A. Silva e Fernando Vaz-De-Mello por todo o apoio na identificação dos besouros, a amiga e colega de trabalho Ronara pela leitura deste trabalho e por ser sempre acessível e disposta a ajudar e por último, não menos importante, ao amigo Ricardo Solar (Bob), por estar sempre pronto a me ajudar com as análises no “magnífico mundo do software R”.

A professora Carla Ribas, que considero também como exemplo de professora, pessoa e amiga, que me espelho e que desde que conheço esteve sempre disposta a ajudas profissionais e pessoais, prezo muito sua amizade e também agradeço a Deus pela sua vida. Também, não menos especial, a minha família lavrense do laboratório de Ecologia de Invertebrados, os famosos “rolabosteiros”, aprendi e cresci muito através de nossa convivência. Obrigado por fazerem de minha vida profissional algo melhor!

Aos amigos e colegas do setor de Ecologia, pelo apoio, amizade e conselhos. Em especial, minha família lavrense: Stella, Silvinha, Zelinha, Evelyn, Mônica e Gabi, que me acompanham desde calouro de biologia e fazem minha vida MUITO melhor, quero levá-las por toda vida. Também a Clarissa (“parceirassa”), Miriam, Ivo, Yumi e Eleonora, pela amizade que nasceu com simples afinidades e hoje são especiais pra mim.

Jamais me esqueceria da outra parte da minha família lavrense, os associados da Rep. Pindaíba: Thalita, Java, Pedro, Viçosa, Elvis, Stenio e demais agregados(as). Vocês são a prova de que a amizade pode vencer o tempo, a dor e a distância.

Aos amigos varginhenses André, Samira, Ariana, Reginaldo, Miriam, Luizinho, Tati, Fabrício e Rubens Valim, Atílio, Aline, Pão de Queijo, Rubens Scatolino, dentre muitos outros que fizeram parte da minha caminhada.

À UFLA, por ser o berço de minha formação, pelas oportunidades, e por me ter feito viver os melhores anos de minha vida. Aos funcionários da Biologia e Ecologia, pela receptividade e atenção, por trabalharem para que eu pudesse estudar. À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pela concessão de bolsa de mestrado.

As empresas Jari Celulose e Orsa Florestal, em especial a Kátia e Fabrício, por todo apoio logístico e financeiro, permissão de coletas nas áreas e pelas análises do solo. Espero vê-los em breve.

Aos besouros e a floresta Amazônica, agradeço por me permitirem as coletas e por se sacrificarem, não apenas por mim e pela ciência, mas também para o “progresso econômico” do país. Sem vocês eu literalmente não realizaria essa pesquisa.

Finalmente, agradeço a todos que, de alguma maneira, contribuíram para a realização desta pesquisa, mas que por me faltar a memória não foram citados. Deixo a todos o meu sincero MUITO OBRIGADO!

RESUMO

Avaliamos neste estudo os efeitos do corte seletivo sobre recuperação da comunidade de besouros Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae). Além disso, verificamos os efeitos da cobertura do dossel sobre a abundância, riqueza e biomassa da comunidade desses besouros. Realizamos as coletas entre janeiro e março de 2010 em 45 áreas com diferentes intensidades de corte e pertencentes a dois platôs de floresta Amazônica, cada um com um tempo de pós-corte, uma vez que um sofreu o corte em 2005 e o outro em 2009. Para a coleta dos besouros utilizamos armadilhas do tipo *pitfall* iscadas com fezes humanas homogeneizadas a fezes suínas. Tomamos também medidas da cobertura do dossel para cada ponto amostrado. Nós capturamos 10352 indivíduos pertencentes a 49 espécies e foram capturados mais espécies e indivíduos em áreas que sofreram corte seletivo mais recentemente. A abundância de besouros grandes não se diferenciou entre os tempos de pós-corte seletivo, enquanto que áreas de manejo mais recente apresentaram maior abundância de besouros pequenos e médios. A abundância foi desigualmente distribuída através das espécies, havendo a dominância de cinco espécies em ambos os tempos de pós-corte seletivo. A estrutura, composição e biomassa da comunidade foram diferentes entre os diferentes tempos de pós-corte e não houve diferenças entre o número de guildas e as proporções de indivíduos e espécies encontradas em cada uma das guildas tróficas para ambos os tempos de pós-corte. A cobertura do dossel se correlacionou positivamente com a abundância, riqueza e biomassa de escarabeíneos, destacando sua importância na estruturação da comunidade desses besouros.

Palavras chaves: Manejo de florestas tropicais. Floresta Amazônica. Distúrbios antrópicos. Scarabaeinae. Besouros rola-bosta.

ABSTRACT

In this study we tested the effect of selective logging on dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) community responses. Furthermore, we observed the effects of time after logging and canopy cover on the dung beetle community's abundance, species richness and biomass. We carried out the sampling between January and March 2010, in 45 plots subjected to different selective logging intensities. These plots were located in two primary forest areas of Amazon forest, each one with a different length of time since logging (post-logging), as one was cut in 2005 and the other in 2009. We used pitfall traps baited with human feces mixed with pig feces in order to sample the beetles. We also accessed the canopy cover for each sample point (pitfall) using a digital photography camera. We captured 10352 individuals of 49 species and 13 genera, and more species and individuals were captured in areas with one-year post-logging. The abundance of large beetles did not differ between the post-logging times, while the areas with the latest management showed a higher abundance of small and medium-sized beetles. The abundance was unequally distributed across species, with a dominance of five species in both periods of post-logging. The community's structure, composition and biomass differed between the different times of post-logging and there was no difference between the number of guilds and the proportion of individuals and species found in each of the trophic guilds for post-logging times. The canopy cover was positively correlated with the abundance, species richness and biomass of dung beetles. We demonstrate here that the community of dung beetles is affected by the length of time since selective logging was performed. We also demonstrated the positive effect of canopy cover on abundance, species richness and biomass, showing that this is an important factor structuring dung beetle communities.

Keywords: Rainforests management. Amazon rainforest. Anthropogenic disturbance. Scarabaeinae. Dung beetles.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
2.1	A Floresta Amazônica.....	14
2.2	O Corte seletivo de espécies arbóreas.....	15
2.3	Besouros rola-bosta (Scarabaeinae:Scarabaeidae:Coleoptera).....	19
2.3.1	Estratégias de alocação de recursos.....	21
2.3.2	Funções ecológicas.....	22
2.4	Besouros rola-bosta e o corte seletivo.....	24
3	OBJETIVOS.....	26
4	HIPÓTESES.....	27
5	MATERIAL E MÉTODOS.....	28
5.1	Área de estudo.....	28
5.2	Desenho amostral e coleta de besouros.....	29
5.3	Características dos besouros e da comunidade.....	31
5.4	Cobertura do dossel.....	32
5.5	Análises estatísticas.....	33
6	RESULTADOS.....	36
7	DISCUSSÕES.....	49
8	CONCLUSÕES.....	59
	REFERÊNCIAS.....	60

1 INTRODUÇÃO

A floresta Amazônica, maior área de floresta tropical do mundo, engloba cerca de cinco milhões de km² em nove países. No Brasil cobre uma área de 3,65 milhões de km², apresentando um mosaico de vegetações, com dominância de florestas densas de terra firme (HIGUCHI, 2001). Nos últimos anos a floresta amazônica apresentou uma perda média de aproximadamente 17.500 km² por ano (INPE, 2009).

O aumento da intervenção humana em florestas tropicais, como na exploração madeireira, corte seletivo de espécies arbóreas, incêndios, agropecuária e fragmentação têm causado grandes impactos nesses ecossistemas e gerado fortes modificações na biodiversidade (DAVIS et al., 2001; BARLOW et al., 2006; LOUZADA et al., 2010).

O corte seletivo é uma importante atividade econômica em florestas tropicais (PEARCE; PUTZ; VANCLAY, 1999) e pode ser considerado como atividade menos prejudicial ao ambiente quando comparado com outros tipos de distúrbios, como fragmentação, queimadas (BARLOW et al., 2006) e conversão de áreas florestais em agricultura e pastagens (DUNN, 2004). Porém, neste processo a área explorada apresenta interrupções na continuidade do dossel em função do corte de árvores e da abertura de estradas de exploração, que somadas podem comprometer até 50% da cobertura florestal (UHL e VIEIRA, 1989), o que também pode provocar alterações na biodiversidade.

A abertura do dossel gera uma série de modificações no microclima, aumentando a exposição do solo à incidência de luz (UHL e KAUFFMAN, 1990) o que altera a complexidade vertical e as características do solo (PUTZ et al., 2001). Segundo Uhl et al. (1991) a abertura do dossel criada durante a extração seletiva de madeira cria locais propícios à regeneração de árvores devido à alta abundância de luz e nutrientes, porém com espécies geralmente

abundantes que não são as mesmas que foram extraídas pelo corte seletivo. Desta forma, é esperado que alterações na comunidade vegetal levem também a modificações nas comunidades de animais associadas a estes ambientes.

Alguns estudos verificaram que o corte seletivo provocou alterações significativas na cobertura florestal (UHL e VIEIRA, 1989), na abundância relativa de espécies de lagartos (SILVEIRA e AZEVEDO-RAMOS, 2010), mamíferos (BITETTI et al., 2008; POULSEN, CLARK, BOLKER, 2011) e alguns grupos de invertebrados do solo (DAVIS, 2000, 2001; EDWARDS et al. 2010; SLADE, MANN, LEWIS, 2011).

Outros estudos têm tratado da regeneração florestal após a exploração com o corte seletivo, como o estudo de Fredericksen e Mostacedo (2000), que encontraram um aumento significativo da densidade de plantas e mudas 14 meses após a realização do corte seletivo em florestas tropicais da Bolívia. Em uma floresta de Borneo, foi verificado que após oito meses de extração com corte seletivo houve diminuição na riqueza e densidade de espécies de plantas em comparação com os níveis anteriores ao corte, porém sem grandes modificações na composição taxonômica (CANNON et al., 1998). O oposto ocorreu na Amazônia brasileira, em que após um período entre três e nove anos de pós-corte, a riqueza de espécies aumentou ligeiramente (MAGNUSSON et al., 1999). E por último, um estudo realizado nas Filipinas, numa floresta com 50 anos de recuperação pós-corte seletivo, foi encontrado a mesma riqueza de plantas do que numa floresta não explorada, embora a composição de espécies tenha sido diferente (LUNA et al., 1999).

A maneira como os ecossistemas se recuperam com o tempo de pós-distúrbio e como esse tempo de recuperação pode afetar as comunidades associadas é uma preocupação acerca da biodiversidade que tem recebido destaque na literatura. Uma vez que perturbações em florestas tropicais geram grandes conseqüências na biodiversidade (EDWARDS et al. 2010) compreender

como os ecossistemas e as comunidades associadas a estes ambientes se recuperam é algo essencial para o monitoramento e para tomada de decisões a cerca da conservação.

Os besouros da subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) são organismos que apresenta elevado grau de associação com habitat específicos, sendo bastante sensíveis à degradação ambiental (FAVILLA e HALFFTER, 1997), podendo ser utilizados no monitoramento dos efeitos do corte seletivo em ecossistemas florestais (DAVIS, 2000; 2001). Estes insetos são fortemente influenciados pela cobertura vegetal (HALFFTER e ARELLANO, 2002) e desempenham importantes funções ecológicas no ecossistema (NICHOLS et al., 2008)

Neste contexto, o presente estudo tratará da resposta da comunidade de besouros Scarabaeinae frente a dois diferentes tempos de pós-corte seletivo em áreas de floresta Amazônica do estado do Pará. Nossas hipóteses se baseiam no fato de que quanto maior o tempo de pós-corte seletivo maior seria o tempo de recuperação florestal (LUNA et al., 1999) e de possível retorno da fauna, uma vez a vegetação e fauna de vertebrados são aspectos que influenciam fortemente na comunidade dos besouros escarabeíneos (ANDRÉN, 1994; LAURANCE, 2005).

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A Floresta Amazônica

A floresta Amazônica apresenta a maior expressão da biodiversidade tropical do planeta e a maior taxa absoluta de desmatamento tropical (HANSEN et al., 2008). Sua área florestal engloba cerca de cinco milhões de km² e está presente em nove dos doze países da América do Sul, abrangendo a bacia do maior rio do mundo e as maiores extensões de floresta tropical intocada. No Brasil a Amazônia encobre uma área de 3.65 milhões de km² (FERRI, 1980), abrangendo cerca de 40% de todo o território nacional. Se incluirmos as bacias hidrológicas vizinhas e suas florestas associadas, como por exemplo, a bacia hidrológica do Tocantins e pequenas bacias do escudo da Guiana, sua área total soma cerca de 7,6 milhões de km² florestais (GOULDING; BARTHEM; FERREIRA, 2003).

A Amazônia apresenta um dos maiores níveis de diversidade biológica conhecida, incluindo mais de 50.000 espécies de plantas terrestres vascularizadas (HUBBELL et al., 2008). Uma característica interessante deste ecossistema é que sua biodiversidade não é homogênea, mesmo quando comparadas em escalas pequenas e intermediárias, tanto para organismos florestais (TUOMISTO et al., 1995) quanto para organismos aquáticos (FERNANDES; PODOS; LUNDBERG, 2004). Essa característica aumenta ainda mais a sua importância em termos ecológicos e torna ainda mais preocupante a ocorrência de distúrbios neste ambiente.

No contexto histórico, os danos nas florestas da Amazônia têm aumentado desde a década de 1970. No estado do Pará onde cerca de 93% da área era originalmente de floresta, a mudança foi particularmente forte: em 1988, 18% das paisagens florestadas foram afetadas pelo desmatamento, fragmentação ou efeitos de borda (com um crescimento de 40% em 10 anos)

(SKOLE e TUCKER, 1993). Na década seguinte (1988-1998), os danos florestais continuaram, embora a taxa de desmatamento tenha diminuído (FEARNSIDE, 1999). Até 2001 14% da cobertura da Amazônia brasileira havia sido cortada e era esperado que de 2 a 7% seria removido nos próximos 25-35 anos (PERES, 2001).

Nos últimos anos a floresta amazônica apresentou uma perda média de aproximadamente 17.500 km² por ano (INPE, 2009). Uma das principais causas de sua degradação foi a expansão de estradas e rodovias (LAURANCE, 2005), o que facilitou o aumento do desmatamento e também o crescimento de atividades como a pecuária e cultivo de soja. Devido a sua importância em termos de área e a sua magnitude em termos de biodiversidade e processos ecológicos associados, o estudo de distúrbios antrópicos neste ambiente torna-se essencial, de forma que se possa estabelecer medidas conservacionistas para a preservação de sua diversidade e processos ecológicos associados.

2.2 O Corte seletivo de espécies arbóreas

A extração madeireira é um dos principais fatores que têm levado a altas taxas de desmatamento da Amazônia, onde cerca de 80% deste desmatamento pode estar relacionado a extrações ilegais (LAURANCE, 1998). Acredita-se que entre os anos de 1981 e 90 cerca de 154 milhões de hectares das florestas tropicais foram perdidas, representando uma taxa anual de perda de 0.81% de toda a cobertura florestal em 1980 (FAO, 1995). Considerando os efeitos que a extração madeireira tem sobre as florestas tropicais, torna-se necessário a implementação de estratégias de exploração que sejam menos prejudiciais a esses ecossistemas. Frente a essa demanda de manejos menos prejudiciais, o corte seletivo se destaca como uma alternativa frente ao corte madeireiro desorganizado e sem planejamento e tem se tornado uma atividade realizada nas florestas tropicais que apresenta grande importância econômica.

Na América do Sul, a floresta Amazônica também está sujeita a operações de corte seletivo (SCHEFFLER, 2005). Segundo Laurance (1998) grande parte das operações de corte seletivo da Amazônia ocorriam principalmente nas áreas sazonalmente inundadas, conhecidas como florestas de várzea, devido a facilidade de transporte da madeira através dos rios. Porém, segundo esse autor, após a abertura de diversas rodovias na região norte do Brasil, que facilitaram o transporte da madeira, o corte ampliou sua extensão para as áreas de terra firme, especialmente no sul e leste da bacia amazônica e posteriormente no centro da Amazônia (LAURANCE, 1998).

O corte seletivo, embora menos prejudicial que o corte total da floresta, pode também causar sérios danos, afetando a estrutura florestal e aumentando a quantidade de luz que chega ao nível do solo, uma vez que o mesmo gera mudanças na cobertura do dossel (HAMER et al, 2003). Desta forma essa prática pode afetar o solo e seus nutrientes, a qualidade da água, a estrutura da floresta e bem como a biodiversidade associada a esses ecossistemas (JOHNS, 1992; CANNON et al., 1994; WHITE, 1994; NUSSBAUM et al., 1995; PINARD et al., 1996; VAN GARDINGEN et al., 1998). De maneira geral, nos trabalhos que estudaram os efeitos do corte seletivo sobre a biodiversidade, pouco consenso se tem em relação às respostas da biodiversidade (HILL e HAMER, 2004), onde em alguns casos a biodiversidade diminuiu (FREDERIKSEN et al., 1999; OCHA, 2000; THIOLLAY, 1992), em outros se manteve estável (FREDERIKSEN et al., 1999; LAURANCE e LAURANCE, 1996) ou houve aumento da biodiversidade (WILLOT et al., 2000).

Um dos principais fatores que influencia nos danos causados pelo corte seletivo é a intensidade das operações de corte, onde altas intensidades são conhecidas por terem efeitos negativos em besouros e outros grupos de insetos (DAVIS et al., 2001; HILL, 1999). De maneira geral, durante o processo de extração seletiva há a formação de diversas interrupções na continuidade do

dossel em função da retirada das árvores de valor econômico e também da abertura de estradas para transporte das árvores e de áreas para estocagem de madeira (RITTTL, 1998), que somadas podem comprometer até 50% da cobertura florestal (UHL e VIEIRA, 1989). Porém, quando realizado de maneira cautelosa, o corte seletivo pode ser considerado uma atividade menos prejudicial, quando comparado com outros distúrbios (BARLOW, et al., 2006).

Há diversas formas de manejo para se minimizar e controlar os efeitos do corte seletivo, sendo que a forma de manejo pode ser também um importantíssimo fator que influencia nos danos causados pelo corte seletivo. Davis (2000) considera dois principais métodos de corte, descritas a seguir:

- a. **Método de corte convencional:** Envolve a construção de pátios para estocagem da madeira cortada e resíduos do corte e também a construção de trilhas de arraste, por onde as árvores são puxadas. Ambos podem necessitar de grandes áreas florestais, envolvendo a formação de clareiras e causando diversos danos ao solo.
- b. **Método de corte de impacto reduzido (IR):** Adota um conjunto de regras que direciona um cuidadoso planejamento do corte, recomendando, por exemplo, o corte de lianas anterior ao corte seletivo e o direcionamento da queda da árvore cortada, evitando assim a derrubada de árvores vizinhas. Envolve também o planejamento das trilhas de arraste e a reutilização de estradas já existentes para o armazenamento das árvores cortadas, isso diminui o número de trilhas apenas para locais essenciais ao corte e também reduz a necessidade de grandes pátios de estocagem. É recomendado a implementação de operações de fechamento do local explorado após a conclusão do corte seletivo nessas áreas (PINARD e PUTZ, 1996)

Em termos de custos, o IR leva a um planejamento adicional, mapeamento e monitoramento de todas as atividades, bem como um maior tempo despendido devido à marcação das árvores e preparo pré-corte. Esses fatores podem aumentar o custo da extração, porém também podem levar a redução em gastos com manutenção de escadeiras, que apresentaram menores rotas de arraste (PINARD, 1995).

O fechamento do local explorado após a realização do manejo se torna um fator importante em termos de conservação, pois permite uma melhor recuperação das áreas pós-corte. Segundo a literatura o corte seletivo é frequentemente associado ao aumento da pressão de caça, chegada de colonos, fogo (NEPSTAD et al., 2001; NEPSTAD et al., 1999; STRUHSAKER, 1997) e uma variedade de outros fatores que podem aumentar o impacto direto do corte seletivo, aumentando muito mais os seus efeitos sobre a diversidade. Desta forma, o aumento da dificuldade de acesso nas áreas após o manejo pode diminuir os impactos associados à incêndios, chegada de colonos e conseqüentemente a caça.

Embora existam técnicas de impacto reduzido que causam menos danos, há países que continuam utilizando os métodos convencionais de corte para a extração madeireira, onde nenhuma das precauções citadas acima são tomadas, aumentando ainda mais os danos as florestas, como, por exemplo, o risco de quedas de árvores (DAVIS, 2000).

2.3 Besouros Rola-bosta (Scarabaeinae: Scarabaeidae: Coleoptera)

A subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) apresenta cerca de 6.000 espécies de besouros distribuídas principalmente nas regiões tropicais do planeta (VAZ-DE-MELLO, 2000) com mais de 1250 espécies registradas para a América do Sul. Para o Brasil, até o ano de 2000 estavam registradas 618

espécies, pertencem a seis tribos (Ateuchini, Canthonini, Coprini, Eurysternini, Onthophagini e Phanaeini) (VAZ-DE-MELLO, 2000).

Os besouros dessa subfamília apresentam comportamento alimentar bastante variado, onde grande parte das espécies apresenta hábito coprófago, que são aquelas que utilizam fezes ou outros detritos orgânicos como recurso alimentar (HALFFTER e MATTHEWS, 1966). Alguns grupos de escarabeíneos apresentam o comportamento de rolar bolos fecais e devido a esse hábito eles são comumente chamados de besouros “rola-bosta”. Apesar da grande maioria deles ser coprófaga, existem exceções, onde muitas espécies se alimentam de carcaças (necrófagas), de fungos (micetófagas), de frutos em decomposição (carpófagas), de restos vegetais em decomposição (saprófagas), além de algumas espécies serem predadoras de diplópodes, foréticas de caramujos ou generalistas (HALFFTER e MATTHEWS, 1966).

Estes besouros apresentam grande importância ecológica em diversos processos naturais, se destacando na execução de diversas funções ecológicas (NICHOLS et al., 2008). Além disso, apresentam alto grau de associação com habitats específicos (FAVILLA e HALFFTER, 1997) e são fortemente influenciados pela cobertura vegetal (HALFFTER e ARELLANO, 2002). Diversos trabalhos demonstram respostas da comunidade de besouros rola-bosta frente a diferentes distúrbios, como a fragmentação florestal (FILGUEIRAS; IANNUZZI; LEAL, 2011), corte seletivo de espécies arbóreas (DAVIS, 2000; DAVIS et al., 2001; EDWARDS et al. 2010; AGULAR-AMUCHASTEGUI e HENEGBRY, 2007; SLADE, MANN, LEWIS, 2011), conversão de florestas em pastagens (SCHEFFLER, 2005) e introdução de florestas plantadas (*Eucalyptus*) (GARDNER et al., 2008), o que demonstra a importância desses organismos como indicadores da biodiversidade (DAVIS et al., 2001; HALFFTER e ARELLANO, 2002; SCHEFFLER, 2005).

2.3.1 Estratégias de alocação de recursos

As espécies de Scarabaeinae podem ser agrupadas em guildas funcionais relacionados com o horário de suas atividades (FEER; PINCEBOURDE, 2005), estratégia de alocação de recursos alimentares (HANSKI e CAMBEFORT, 1991) e tamanho corporal (HALFFTER et al., 2007). São observadas as seguintes estratégias de alocação de recursos nestes besouros: paracoprídeos (ou escavadores), endocoprídeos (ou residentes) e telecoprídeos (ou rolares).

A) Telecoprídeos (roladores): apresentam o hábito de confeccionar bolas de recursos que são roladas de poucos centímetros até alguns metros da fonte de recurso original, onde são enterradas ou deixadas sobre o solo. Para a confecção das bolas são utilizadas as pernas dianteiras e médias e para a rolagem as traseiras. (HALFFTER e EDMONDS, 1982).

B) Paracoprídeos (escavadores): possuem o hábito de escavar túneis imediatamente abaixo ou nas proximidades do depósito de recurso alimentar. Os túneis variam em diâmetro e profundidade, em função do tamanho do inseto e do objetivo de sua confecção. Os recursos alimentares que serão utilizados para reprodução e/ou alimentação são levados para o interior desses túneis. A velocidade com que o indivíduo escava os túneis é de fundamental importância para garantir uma parte dos recursos alimentares (HANSKI e CAMBEFORT, 1991).

C) Endocoprídeos (residentes): são aqueles besouros que apresentam o hábito de viver dentro ou imediatamente abaixo dos recursos, sem alocá-los para lugares longe da fonte de recursos (HALFFTER e EDMONDS, 1982). Os adultos se alimentam diretamente dos depósitos de recurso, e pode ocorrer a confecção de bolas e aglomerações de recursos, dentro do próprio recurso, durante a reprodução (LOUZADA, 2008).

2.3.2 Funções Ecológicas

Os besouros da subfamília Scarabaeinae são mediadores de diversas funções ecológicas, e muitos destas estão associados aos seus hábitos alimentares e estratégias de alocação de alimento (NICHOLS et al., 2008).

A remoção de matéria orgânica em decomposição (fezes, carcaças, frutos, etc.) presente na superfície do solo é uma das funções desempenhadas pelos Scarabaeinae e que apresenta grande importância em ecossistemas tropicais. A quantidade de fezes enterradas por espécie de besouro esta principalmente relacionada ao tamanho médio do corpo (SLADE; MANN; VILLANUEVA, 2007; NICHOLS et al., 2008). A incorporação de matéria orgânica no solo aumenta sua qualidade nutricional (BANG et al., 2005), o que pode ser vantajoso para a comunidade de plantas próxima as áreas de enterrio. Além de melhorar a qualidade do solo, a atividade escavatória ainda movimenta grande quantidade de terra para superfície do solo, que é resultante da construção de túneis e galerias de diferentes diâmetros e profundidades no solo adjacente ou próximo dos recursos alimentares. Esses túneis e galerias facilitam a passagem de água da chuva e de ar para o interior do solo, potencializando ainda mais sua função ecológica (LOUZADA, 2008).

A utilização de depósitos de fezes e carcaças por parte dos escarabeíneos apresenta um dos aspectos economicamente mais importantes das funções ecológicas realizadas por este grupo, principalmente nos agrossistemas. Depósitos de fezes e carcaças geralmente são locais potenciais para a reprodução de uma série de organismos que causam problemas ao homem, tais como moscas hematófagas e detritívoras, que podem ser vetores de doenças. A manipulação de depósitos de fezes e carcaças faz com que ocorra uma forte competição assimétrica entre os besouros e estágios larvais desses grupos de moscas, o que impõe considerável controle populacional a esses organismos (LOUZADA, 2008). Nos agrossistemas, essa função se potencializa, pelo fato de

que a manipulação, principalmente das fezes, proporciona o controle e diminuição da capacidade infectiva de vários parasitas intestinais de rebanhos (FINCHER, 1973), uma vez que os escarabeíneos eliminam com suas mandíbulas os ovos e cistos desses organismos parasitas (MILLER, 1961).

Outra função que os besouros realizam e que pode ser influenciada pelo tamanho corporal é a dispersão secundária de sementes (SLADE et al, 2007), que ocorre quando esses insetos realizam o enterrio de fezes de animais frugívoros contendo sementes (ESTRADA e COATES-ESTRADA, 1991; VULINEC, 2002). Com o uso das fezes de vertebrados, os escarabeíneos promovem o enterrio das sementes em diferentes profundidades (ANDRESEN, 2002), podendo levar à diminuição da predação destas sementes por vertebrados (ESTRADA e COATES-ESTRADA, 1991) e outros insetos. Além disso, o transporte e enterrio das sementes, em conjunto com as fezes, podem levar também à diminuição da competição entre plântulas, (devido à diminuição da agregação das sementes) (ANDRESEN, 1999). Apesar de profundidades muito grandes praticamente impedirem por completo a predação das sementes por roedores, elas também podem diminuir o sucesso da germinação de algumas sementes (ANDRESEN, 2002).

2.4 Besouros rola-bosta e o corte seletivo

O impacto do corte seletivo estruturando comunidades de besouros Scarabaeinae já foi reportado na literatura para florestas na Ásia (DAVIS, 2000; DAVIS et al., 2001; EDWARDS et al. 2010; SLADE, MANN, LEWIS, 2011), Costa Rica (AGULAR-AMUCHASTEGUI e HENEGBRY, 2007) e na floresta amazônica da região sudeste do estado do Pará (SCHEFFLER, 2005).

Esses trabalhos reportaram os efeitos do corte seletivo sobre a comunidade de besouros comparando áreas manejadas e áreas florestais intactas (DAVIS et al., 2001; SCHEFFLER, 2005), tipos de manejo (impacto reduzido e

corte convencional) (DAVIS, 2000) e também os efeitos do segundo ciclo de corte em comparação com áreas manejadas apenas uma vez e áreas não cortadas (EDWARDS et al. 2010) e, por último, a influência de diferentes intensidades de corte sobre a comunidade de besouros e suas funções ecológicas (SLADE, MANN, LEWIS, 2011).

Como resultados, no trabalho de Davis et al. (2001), houve maior riqueza nas áreas com corte do que em floresta primária, porém a diversidade de espécies foi maior nas áreas de floresta intacta, o mesmo ocorreu para a diversidade de besouros no trabalho de Scheffler (2005). Davis (2000) verificou que o impacto reduzido apresenta diferentes efeitos em longo prazo sobre a abundância de besouros quando comparado ao corte convencional, enquanto que Edwards et al. (2010) encontraram diferenças na composição de espécies entre áreas não manejadas e manejadas pela segunda vez, além de significativas mudanças na riqueza de besouros entre áreas não cortadas e manejadas uma ou duas vezes com corte seletivo.

Por último, um trabalho mais recente não encontrou diferenças na abundância e biomassa de besouros entre áreas manejadas entre 17 e 26 anos atrás, com duas intensidades de corte diferentes (SLADE, MANN, LEWIS, 2011). Estes mesmo autores verificaram que houve menor remoção de fezes por parte dos besouros nas áreas com maior intensidade de corte, demonstrando que altas intensidades podem interferir nas funções ecológicas prestadas por esses organismos.

Embora estes trabalhos tenham avaliado repostas da comunidade frente a diferentes aspectos do corte seletivo, nenhum deles investigou os efeitos de diferentes tempos de pós-corte estruturando as comunidades, algo que iremos tratar neste trabalho.

3 OBJETIVOS

3.1 Objetivo geral:

O presente estudo visa investigar as respostas da comunidade de besouros Scarabaeinae em relação ao tempo de perturbação ambiental causado pelo corte seletivo da vegetação em duas áreas de Floresta Amazônica.

3.2 Objetivos específicos:

1. Verificar como a riqueza, abundância, biomassa, guildas funcionais da comunidade de besouros escarabeíneos variam entre dois tempos de pós corte seletivo.
2. Comparar a similaridade em termos de estrutura, composição e biomassa das comunidades com diferentes tempos de pós-corte seletivo .
3. Avaliar a distribuição da abundância e biomassa entre as espécies de cada comunidade.
4. Verificar como diferentes tempos de pós-corte seletivo influenciam na abundância de besouros de tamanho pequeno, médio e grande.
5. Examinar como a cobertura do dossel influencia na riqueza, abundância e biomassa de besouros rola-bosta.

4 HIPÓTESES

1. Áreas com maior tempo de pós-corte seletivo apresentarão maior riqueza, abundância, biomassa e número de guildas funcionais de besouros escarabeíneos.
2. Áreas com diferentes tempos de recuperação pós-corte não serão similares em termos de estrutura, composição e biomassa da comunidade.
3. Áreas com maior tempo de pós-corte seletivo apresentaram comunidades com distribuição da abundância e biomassa mais equitativa entre as espécies do que áreas com menor tempo de pós-corte.
4. Quanto maior o tempo de pós-corte seletivo menor será a abundância de besouros grandes e maior será a abundância de besouros médios e pequenos.
5. Áreas com maior cobertura de dossel apresentam maior riqueza, abundância e biomassa de besouros escarabeíneos.

5 MATERIAL E MÉTODOS

5.1 Área de Estudo

Este estudo foi conduzido entre Janeiro e Março de 2010, próximo ao município de Almerim e do seu distrito Monte Dourado, localizados no interior do estado do Pará, na bacia do Rio Jari (00°53'S, 52°36'W) que faz divisa entre os estados do Amapá e Pará, na região nordeste da Amazônia brasileira (Figura 1). O clima da região é do tipo Amw, caracterizado como quente úmido (Köppen), com temperatura média anual de aproximadamente 26°C e precipitação pluviométrica anual entre 2.000 e 2.500mm (OLIVEIRA et al., 2004), com período chuvoso compreendido entre os meses de janeiro a junho e estação seca entre setembro e novembro (PARRY; BARLOW; PERES, 2007). Os solos da região consistem, em grande maioria, de Latossolos Amarelos de caráter álico e dos Podzólicos Vermelho-Amarelos (FEARNSIDE e LEAL-FILHO, 2001), além de outros tipos que ocorrem em menor quantidade, como os Plintossolos, “a terra preta do índio” e os Cambissolos (PIRES, 1974; FEARNSIDE e LEAL-FILHO, 2001). A vegetação da região é variada, sendo predominantemente coberta por floresta equatorial subperenifólia, além de outras formações florestais e não florestais definidas por Rizzini (1997).

A área apresenta 1,7 milhões de hectares e está sobre a administração das empresas Jari Celulose e Orsa Florestal. Está área foi comprada originalmente em 1967, na época cerca 10% (145.000 ha) das florestas primárias já haviam sido convertidas em grandes plantações de árvores exóticas (*Eucalyptus urograndis*, *Gmelina arborea* e *Pinus caribaea*) (HAWES et al., 2009) e diversas foram as alterações que ocorreram com o passar dos anos. Atualmente a região é formada por um mosaico de plantações de árvores exóticas (53.000 ha), florestas secundárias em regeneração (50.000 ha) e o restante (mais de 1.000.000 ha) de floresta primária de terra firme, sujeita a

níveis mínimos de distúrbios (caça de subsistência e extração de produtos florestais não madeireiros) (PARRY; BARLOW; PERES, 2007).

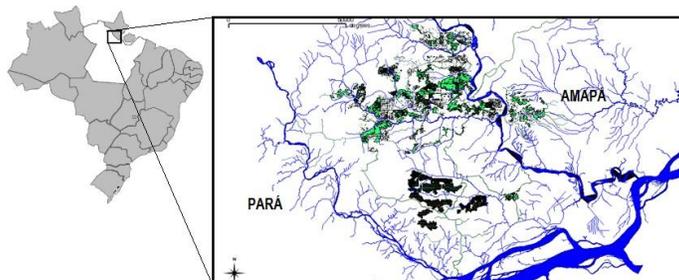


Figura 1. Área de estudo, bacia do Rio Jari, Pará, Brasil.

5.2 Desenho amostral e coleta dos besouros

Realizamos as coletas em dois platôs de aproximadamente 17860 ha e com diferentes idades de pós-corte seletivo (um e cinco anos). Estes platôs foram divididos em áreas de 250 x 400 metros e sujeitos a um plano de manejo que objetivou o corte de árvores com alto valor comercial e adotando medidas que minimizam os danos causados por essa prática. Selecionamos 23 áreas no platô que sofreu manejo um ano antes de nossa coleta e 22 áreas no platô com cinco anos de manejo.

Para a coleta dos besouros, traçamos dois transectos de 300 m ao longo de cada área, distantes 100 m entre si e pelo menos 75 m das bordas das áreas (Figura 2). Ao longo de cada transecto nós instalamos três pontos amostrais com uma distância de 100 m entre si. Cada ponto amostral apresentou uma armadilha de queda do tipo *pitfall*, iscada com aproximadamente 40 g de fezes humanas homogêneas a fezes suínas, na proporção de 1:4. Os *pitfalls* foram constituídos de recipientes plásticos de 19 cm de diâmetro e 11 cm de profundidade, enterrados no chão com a abertura no nível do solo e contendo aproximadamente 250 ml de solução

salina com detergente, protegidos por uma cobertura plástica contra chuva. De acordo com a literatura, armadilhas iscadas do tipo *pitfall* são um dos métodos mais eficientes na amostragem de besouros Scarabaeinae (HALFFTER e FAVILA, 1993), o que justifica o seu uso para as coletas. Após 24h de exposição em campo, recolhemos as armadilhas, triamos, montamos e identificamos todos os escarabeíneos presentes até o menor nível taxonômico possível. Estes se encontram depositados na coleção de Scarabaeinae do Laboratório de Ecologia e Conservação de Invertebrados (LECI) da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

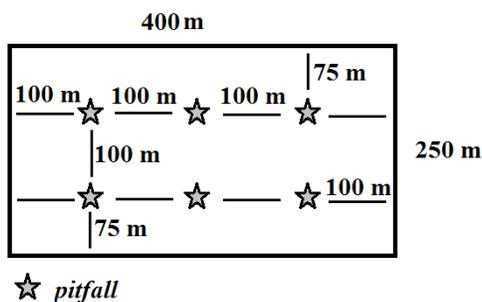


Figura 2. Disposição dos *pitfalls* nas áreas

5.3 Características dos besouros e da comunidade

5.3.1 Biomassa

Para o cálculo das categorias de tamanho (baseado na biomassa corporal de cada espécie), plotamos um gráfico com a biomassa média de cada espécie, escalonada da espécie de maior biomassa para a espécie de menor biomassa. A partir desse gráfico, por observação, dividimos as espécies em três categorias: espécies grandes (com peso variando entre 0.3951 e 2.3108 g), médias (com peso variando entre 0.0661 e 0.2523 g) e pequenas (com peso variando entre 0.0005 e 0.0374 g).

5.3.2 Guildas funcionais

Os besouros foram separados em guildas funcionais distintas, baseadas no método de manipulação das fezes e tamanho corporal (DOUBE 1990; VULINEC, 2002).

A divisão das guildas funcionais (escavadores, roladores, e residentes) foi baseada na literatura (HANSKI e CAMBEFORT, 1991) e para as diferenças de tamanho, calculamos a biomassa de cada espécie, através da pesagem em balança de precisão de 15 indivíduos (quando possível) de cada espécie. Antes de pesar os indivíduos, estes ficaram em estufa a uma temperatura de 60°C por uma semana, a fim de atingirem peso constante (GARDNER et al., 2008). A média obtida a partir do peso destes indivíduos foi multiplicada pela abundância total da espécie.

5.3.3 Estrutura da comunidade

A estrutura da comunidade faz referência ao número de espécies e a distribuição das abundâncias dos indivíduos entre as espécies de uma comunidade. Desta forma, esse parâmetro não leva em conta a “identidade” de cada espécie dentro da comunidade. Por exemplo, podemos apresentar comunidades que têm estruturas semelhantes, com o mesmo número de espécies e distribuição de abundâncias parecidas, porém com espécies diferentes.

5.3.4 Composição da comunidade

A composição da comunidade está relacionada à quais espécies estão presentes na comunidade, levando em conta a “identidade” de cada espécie dentro da comunidade. Desta forma comunidades que apresentam

espécies diferentes poderão apresentar diferenças em termos de composição.

5.4 Cobertura do dossel

Utilizamos uma câmera digital Nikon, modelo D40, acoplada a uma lente hemisférica “olho de peixe” 0.20x para tirar hemifotografias do dossel. Com essas hemifotografias foi possível calcular, de forma indireta, a cobertura do dossel (ENGELBRECHT e HERZ, 2001). As imagens foram feitas em cada ponto amostral e a câmera foi posicionada a 1,5 m de altura do solo, de maneira que se fotografasse uma imagem circular contendo a abertura do dossel e de grande parte do sub-bosque. Utilizamos o software *Gap Light Analyzer 2.0* para a análise das imagens (FRAZER; CANHAM; LERTZMAN, 1999).

A partir da abertura de dossel de cada ponto amostral, nós criamos um índice, chamado de Índice de Cobertura de Dossel (ICD), descrito na Equação 1. Assim, ao avaliarmos o efeito da abertura de dossel na abundância, riqueza e biomassa da comunidade de besouros, incluímos o efeito da abertura do dossel do ponto de amostragem e também o efeito da abertura de dossel média da parcela. É importante ressaltar que pontos com baixa abertura do dossel, ou seja, maior cobertura de vegetação, apresentarão maiores valores do Índice de Cobertura do Dossel.

$$ICD = \frac{\textit{Abertura do ponto} + \textit{Abertura média da parcela}}{\textit{Abertura do ponto}}$$

(Equação 1)

5.5 Análises estatísticas

Utilizamos curvas de rarefação de espécies (Estimates S v.7.5, COLWELL, 2005), a partir do número observado de espécies coletadas (Mao Tau) para comparar a riqueza de espécies entre os diferentes tempos de pós-corte. Consideramos o número de indivíduos como esforço amostral, realizando 500 randomizações com reposição de amostra, para geração dos intervalos de confiança.

Com o objetivo de avaliar os efeitos do tempo de pós-corte seletivo sobre a riqueza total, abundância total, biomassa total e abundância de besouros grandes, médios e pequenos, nós utilizamos modelos lineares mistos (GLMM's), utilizando como efeito aleatório as parcelas amostradas e distribuição de erros adequada a cada variável utilizada.

Para verificar como a estrutura das guildas variou entre os dois tempos de pós-corte, plotamos gráficos onde foi relacionada a proporção das guildas em cada tempo de pós-corte. Utilizamos o teste de qui-quadrado para verificar se as frequências em cada guilda se diferenciavam ou não entre os tempos de pós-corte seletivo. O cálculo do qui-quadrado foi realizado utilizando o programa BioEstat 5.0 (AYRES et al., 2007).

Para examinar a similaridade em termos de composição, estrutura e biomassa entre os diferentes tempos de pós-corte seletivo, nós utilizamos uma análise de coordenadas principais (PCO) baseada numa matriz de similaridade baseada no índice de Bray-Curtis, com dados estandarizados pelo total e transformados por raiz quadrada.

Para verificar a existência de diferenças entre os tempos de pós-corte, utilizamos uma análise de variância multivariada (PERMANOVA,

ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008). Esta análise utiliza de métodos de permutação para avaliar a significância e testar a resposta simultânea de um ou mais fatores (quando há mais de um) numa análise de variância (ANOVA). Além disso, a PERMANOVA não assume o pressuposto de normalidade, o que comumente não ocorre em dados ecológicos. Os dados foram transformados por raiz quadrada para diminuir a influência de altas abundâncias e/ou biomassas na matriz de dados. Realizamos também um teste de dispersão permutacional multivariado (PERMDISP; ANDERSON, 2006), para investigar a variabilidade (dispersão) dos dados em relação ao centroide da comunidade para cada tempo de pós-corte. Estas análises foram realizadas utilizando o pacote *PERMANOVA+* no software *PRIMER 6* (ANDERSON; GORLEY; CLARKE, 2008).

Para verificar a distribuição da abundância das espécies, a fim de observarmos a estrutura da comunidade em relação ao padrão de dominância das espécies entre os diferentes tempos de pós-corte, construímos curvas de ranking de abundância das espécies. Estas curvas caracterizam a dominância existente em cada tempo de pós-corte seletivo, onde o ranking de abundância das espécies é organizado da espécie mais abundante para a menos abundante, utilizando os dados na escala de log (Abundância+1). Também construímos curvas de ordenação das espécies com base na biomassa das mesmas, onde o rank da biomassa é originalmente das espécies de maior biomassa total para as de menor biomassa, utilizando os dados na escala de log (Biomassa+1).

Construímos também modelos lineares generalizados (GLM's) para relacionar o efeito da abertura do dossel sobre a abundância, riqueza

e biomassa de espécies coletadas (CRAWLEY, 2002). Realizamos estas correlações utilizando os dados do Índice de Cobertura do Dossel (ICD) para cada ponto amostrado e o tempo de pós-corte como variáveis explicativas e a riqueza, abundância e biomassa dos besouros de cada armadilha como variáveis resposta. Utilizamos o tipo de distribuição de erros quasipoisson, por essa distribuição se tratar da mais apropriada para dados de contagem com sobredispersão (ZUUR et al., 2010).

6 RESULTADOS

6.1 Riqueza e abundância da comunidade

Capturamos um total de 10352 indivíduos pertencentes a 49 espécies de 13 gêneros e seis tribos neotropicais de besouros Scarabaeinae (Ateuchini, Canthonini, Coprini, Oniticellini, Onthophagini e Phanaeini) (Tabela 1).

Tabela 1. Besouros Scarabaeinae coletados em áreas de floresta Amazônica após um e cinco anos de manejo com corte seletivo.

TRIBO/Espécies	1 ano	5 anos
ATEUCHINI		
<i>Ateuchus</i> aff. <i>murrayi</i> (Harold, 1868)	1155	292
<i>Ateuchus connexus</i> (Harold, 1868)	135	122
<i>Ateuchus irinus</i> (Balthasar, 1939)	1	-
<i>Ateuchus pauki</i> (Balthasar, 1939)	16	23
<i>Ateuchus</i> sp. C	-	2
<i>Uroxys</i> sp. C	100	170
<i>Sinapisoma</i> sp. 1	2	-
CANTHONINI		
<i>Canthon (Glaphyrocantthon) quadriguttatus</i> (Olivier, 1789)	5	-
<i>Canthon (Trichocantthon) triangularis</i> (Drury, 1770)	120	129
<i>Canthonella</i> sp.	18	4
<i>Deltochilum (Deltohyboma) submetallicum</i> (Castelnau, 1840)	131	95
<i>Deltochilum (Calhyboma) carinatum</i> (Westwood, 1848)	9	6
<i>Deltochilum (Hybomidium) icarus</i> (Olivier, 1789)	15	28
<i>Deltochilum (Telhyboma) orbiculare</i> Lansberge, 1874	84	20
COPRINI		
<i>Canthidium (Canthidium) sp. A</i>	2	12
<i>Canthidium (Canthidium) sp. B</i>	21	4
<i>Canthidium (Canthidium) sp. D</i>	5	1
<i>Canthidium (Eucanthidium) sp. F</i>	-	1
<i>Canthidium (Eucanthidium) sp. G</i>	15	2
<i>Canthidium (Eucanthidium) sp. H</i>	10	-
<i>Canthidium (Eucanthidium) sp. K</i>	23	12
<i>Canthidium (Eucanthidium) sp. M</i>	19	12
<i>Dichotomius (Luederwaldtinia) apicalis</i> (Luederwaldt, 1931)	385	536
<i>Dichotomius (Dichotomius) boreus</i> (Olivier, 1789)	143	185

“Tabela 1 continua”

TRIBO/Espécies	1 ano	5 anos
COPRINI		
<i>Dichotomius (Luederwaldtinia) aff. lucasi</i> (Harold, 1869)	43	20
<i>Dichotomius (Dichotomius) subaeneus</i> (Castelnau, 1840)	220	84
ONTICELLINI		
<i>Eurysternus atrosericus</i> Génier, 2009	367	144
<i>Eurysternus balachowskyi</i> Halffter & Halffter, 1976	10	11
<i>Eurysternus caribaeus</i> (Herbst, 1789)	634	662
<i>Eurysternus foedus</i> Guérin-Méneville, 1844	224	92
<i>Eurysternus hamaticollis</i> Balthasar, 1939	11	1
<i>Eurysternus howdeni</i> Génier, 2009	1	1
<i>Eurysternus hypocrita</i> Balthasar, 1939	11	18
<i>Eurysternus jessopi</i> Martínez, 1988	2	3
<i>Eurysternus strigilatus</i> Génier, 2009	56	63
<i>Eurysternus vastiorum</i> Martínez, 1988	3	0
<i>Eurysternus ventricosus</i> Gill, 1990	111	18
ONTHOPHAGINI		
<i>Onthophagus (Onthophagus) aff. bidentatus</i> Drapiez, 1819	1369	691
<i>Onthophagus (Onthophagus) aff. haemathopus</i> Harold, 1875	729	230
<i>Onthophagus (Onthophagus) hirculus</i> Mannerheim, 1829	1	0
<i>Onthophagus (Onthophagus) onthochromus</i> Arrow, 1913	3	3
PHANAEINI		
<i>Oxysternon (Oxysternon) durantoni</i> Arnaud, 1984	109	57
<i>Oxysternon (Oxysternon) festivum</i> (Linnaeus, 1767)	58	72
<i>Oxysternon (Oxysternon) silenus</i> Castelnau, 1840	8	11
<i>Coprophanaeus (Coprophanaeus) dardanus</i> (MacLeay, 1819)	0	2
<i>Coprophanaeus (Coprophanaeus) jasius</i> (Olivier, 1789)	2	1
<i>Coprophanaeus (Megaphanaeus) lancifer</i> (Linnaeus, 1767)	42	36
<i>Sulcophanaeus faunus</i> (Fabricius, 1775)	4	8
Total geral	6451	3901

A curva de acumulação de espécies chegou à assíntota somente para cinco anos de pós-corte, enquanto que para as áreas de um ano de pós-corte existe uma tendência à assíntota e provavelmente com o aumento dos indivíduos capturados, novas espécies poderiam ser coletadas (Figura 4). As áreas com um ano de pós-corte seletivo apresentaram maior riqueza ($\chi^2=21.92$, $p=2.83e-06$) (Figura 5) e abundância média ($\chi^2=623.09$ e $p=2.2e-16$) (Figura 6) de besouros (46 espécies e 6451 indivíduos) do que as

áreas com cinco anos de pós-corte (43 espécies e 3901 indivíduos). Não houve diferenças na biomassa entre os dois tempos de pós-corte seletivo ($\chi^2=2.93$, $p=0.08686$).

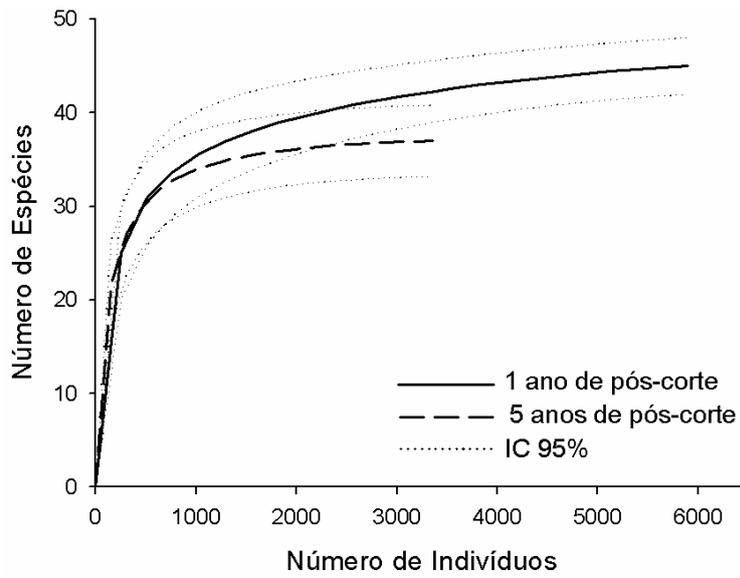


Figura 4. Curva de acumulação de espécies, baseada no número de indivíduos coletados em dois platôs de floresta Amazônica manejados com corte seletivo, entre janeiro e março de 2011, Pará, Brasil.

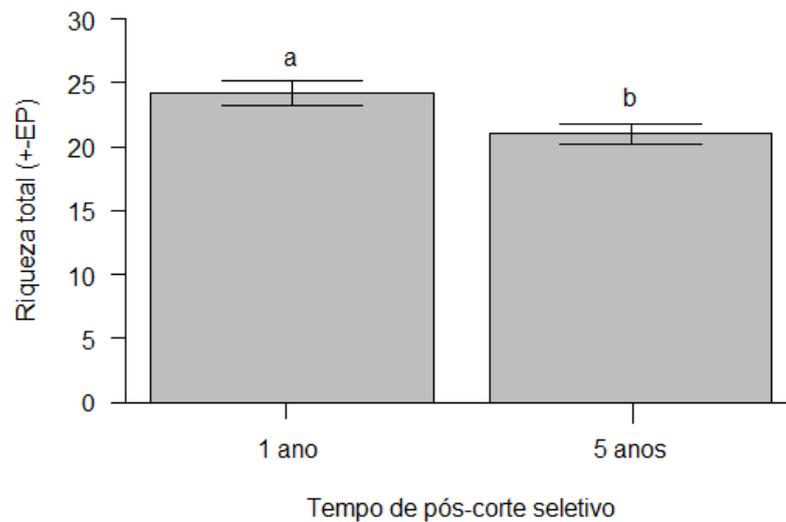


Figura 5. Riqueza média ($p=2.83e-06$) e de besouros Scarabaeinae (média \pm Erro Padrão), coletados em dois platôs de floresta Amazônica manejados com corte seletivo, entre janeiro e março de 2011, Pará, Brasil.

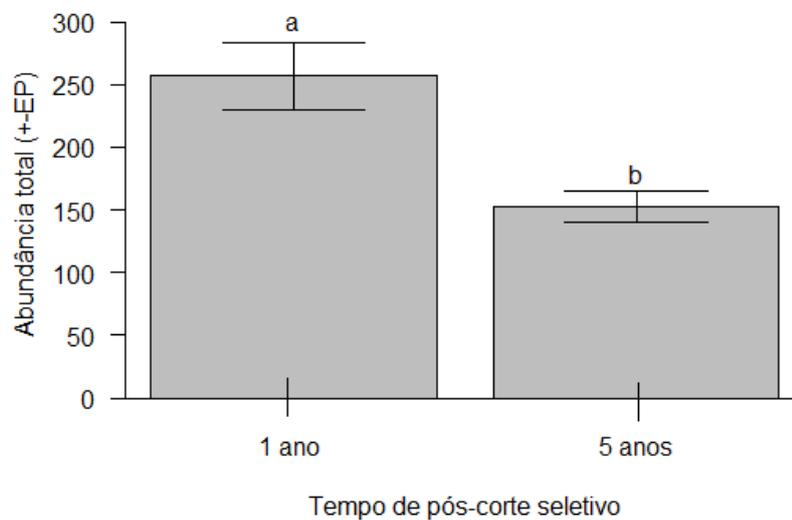


Figura 6. Abundância média ($p=2.2e-16$) de besouros Scarabaeinae (média \pm EP), coletados em dois platôs de floresta Amazônica manejados com corte seletivo, entre janeiro e março de 2011, Pará, Brasil.

Coletamos sete espécies de besouros grandes, que representaram 6.74% da abundância total e 5.39% e 8.97% da abundância de besouros coletada, respectivamente, nas áreas com um e cinco anos de corte. As 13 espécies de besouros médios representaram 32.30% da abundância total e 27.31% e 40.55% da comunidade de besouros coletada respectivamente, nas áreas com um e cinco anos de corte. Encontramos maior número de espécies pequenas, que foram as mais abundantes, representando 60.95% da abundância total de besouros e 67.29% e 50.47% da abundância total de besouros coletada, respectivamente, nas áreas com um e cinco anos de corte. A abundância de besouros grandes não diferiu entre os tempos de pós-corte seletivo ($\chi^2= 0.7046$ e $p=0.4012$), enquanto que encontramos maior abundância de besouros médios ($\chi^2= 6.4414$ e $p=0.01115$) e pequenos ($\chi^2=17.703$ e $p=2.582e-05$) nas áreas com um ano de pós-corte (Figura 7).

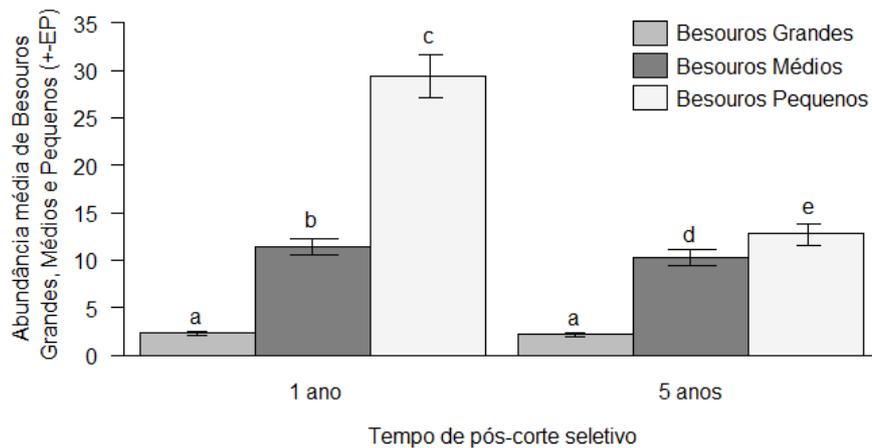


Figura 7. Abundância média de besouros Scarabaeinae de tamanho grande, médio e pequeno (média \pm EP), coletados em dois platôs de floresta Amazônica manejados com corte seletivo, entre janeiro e março de 2011, Pará, Brasil. As letras representam diferenças significativas nas comparações entre as abundâncias médias de besouros grandes, médios e pequenos entre os dois tempos de pós-corte seletivo.

A abundância de besouros foi altamente variável e desigualmente distribuída entre as espécies em ambos os tempos de pós-corte, variando entre um e 1369 indivíduos por espécie nas áreas com um ano de pós corte e entre um e 691 indivíduos nas áreas com cinco anos de pós corte. As cinco espécies mais abundantes da comunidade nos dois tempos de pós-corte foram *Onthophagus* aff. *bidentatus*, *Ateuchus* aff. *murrayi*, *Eurysternus caribaeus*, *Onthophagus* aff. *haemathopus* e *Dichotomius apicalis*, porém não seguindo a mesma ordem de abundância (Figura 8A). A espécie *O.* aff. *bidentatus* foi dominante representando 19.9% do total da abundância das espécies amostradas.

A biomassa dos escarabeíneos também foi desigualmente distribuída em ambos os tempos de pós-corte, variando entre 0.001 e 97.05 gramas nas áreas com um ano de pós corte e entre 0.0038 e 93.81 gramas nas áreas com cinco anos de pós corte. As cinco espécies mais representativas em termos de biomassa na comunidade foram *Coprophaneus lancifer*, *D. apicalis*, *Dichotomius boreus*, *E. caribaeus* e *O. aff. bidentatus*. Estas espécies foram também as com maior biomassa nas áreas com um ano de pós-corte seletivo. Nas áreas com cinco anos de pós-corte seletivo elas também estiveram presentes entre as mais representativas em termos de biomassa, porém não na mesma ordem e com uma exceção, onde *Oxysternon festivum* estava entre as mais representativas em biomassa e *Onthophagus aff. bidentatus* não (Figura 8B).

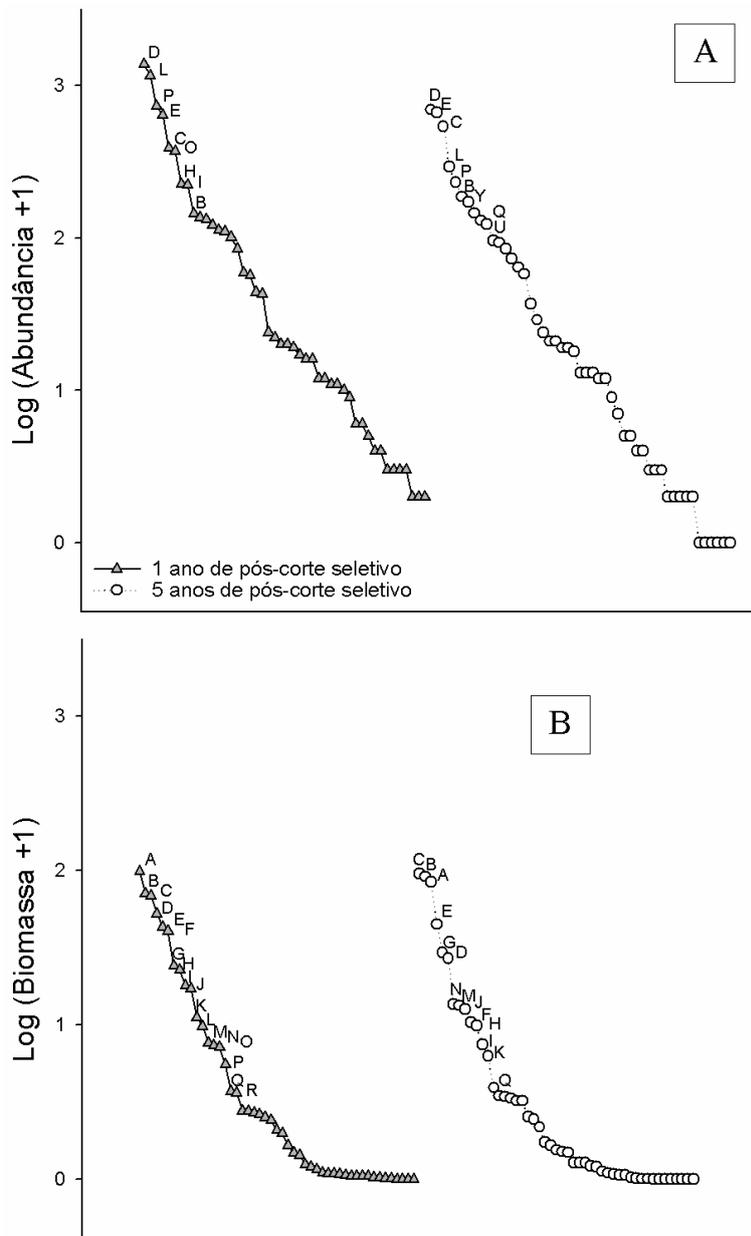


Figura 8. (A) Ranking da abundância e (B) Ranking da biomassa para comunidades de besouros coletados em dois platôs de floresta Amazônica manejados com corte seletivo, entre janeiro e março de 2011, Pará, Brasil, onde A= *Coprophanaeus lancifer*; B= *Dichotomius boreus*; C= *D. apicalis*; D= *Onthophagus bidentatus*; E= *Eurysternus caribaeus*; F= *Deltochilum orbiculare*; G= *Oxysternon festivum*; H= *Eurysternus foedus*; I= *Dichotomius subaeneus*; J= *Deltochilum* aff. *submetallicum*; K= *Oxysternon durantoni*; L= *Ateuchus* aff. *murrayi*; M= *Deltochilum icarus*; N= *Sulcophanaeus faunus*; O= *Eurysternus atrosericus*; P= *Onthophagus haematopus*; Q= *Canthon triangulares*; R= *Dichotomius latilobatus*; Y= *Uroxy* sp. C.

6.2 Estrutura e composição da comunidade

Através da ordenação bidimensional do PCO observamos a formação de dois agrupamentos. Encontramos através da análise PERMANOVA que a estrutura (Pseudo-F=5.9424; $p_{\text{perm}}=0.001$) (Figura 9A), biomassa ($t=2.5908$; $p_{(\text{perm})}=0.001$) (Figura 9B) e composição (Pseudo-F=5.6244; $p_{\text{perm}}=0.001$) (Figura 9C) da comunidade de besouros Scarabaeinae foram diferentes entre os dois tempos de pós-corte seletivo. Os dois eixos juntos explicaram 32.9% da estrutura, 45% da biomassa e 39.4% da composição.

O teste de dispersão permutacional multivariado (PERMIDISP) mostrou que em termos de dispersão em relação ao centróide de cada agrupamento, os grupos não se diferenciaram em termos de estrutura ($F=4.2041e-2$ e $p_{\text{perm}}=0.952$), composição ($F=4.1284e-2$ e $p_{\text{perm}}=0.861$) e biomassa ($F=8.904e-4$ e $p_{\text{perm}}=0.981$).

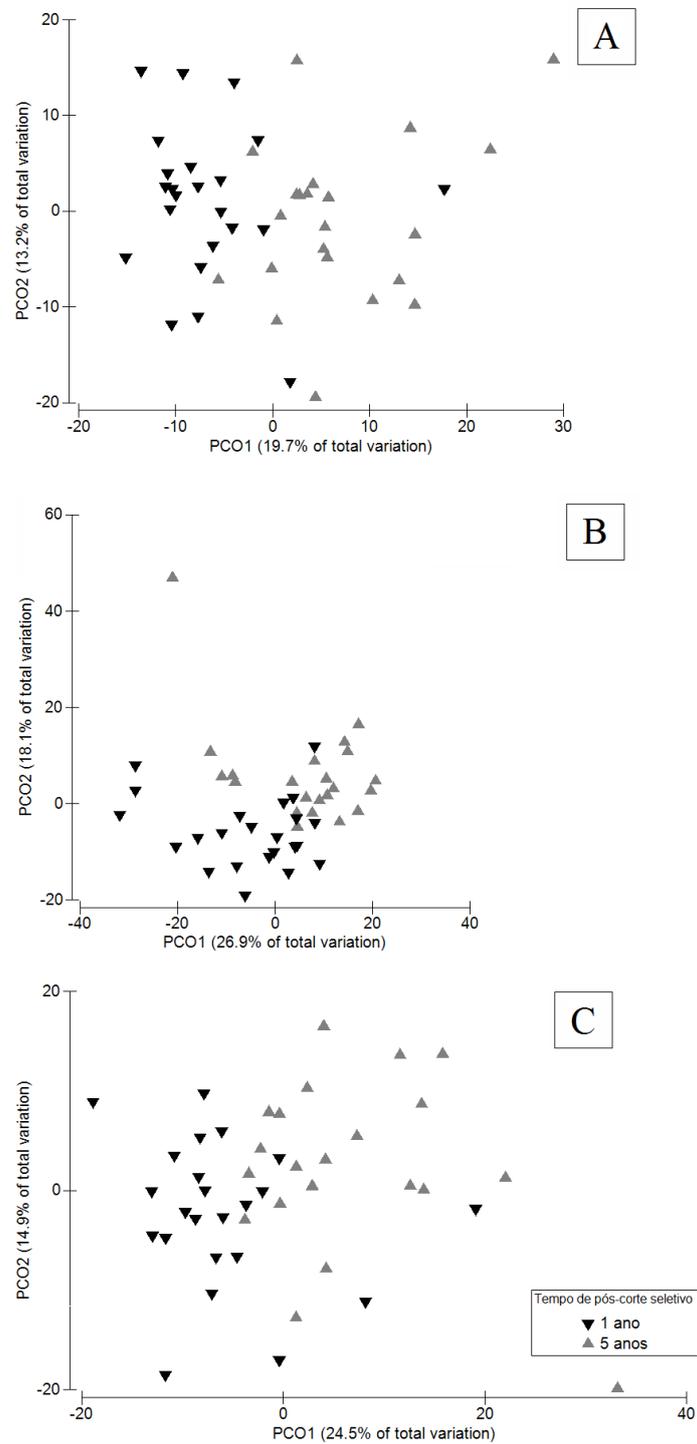


Figura 9. Ordenação bidimensional do PCO para: (A) estrutura da comunidade, (B) biomassa e (C) composição da comunidade para todas as parcelas amostradas. Em PCO1 vs. PCO2, cada ponto corresponde a uma área, composto por seis armadilhas do tipo pitfall, Almerim, PA.

6.3 Guildas funcionais da comunidade de besouros

Coletamos cinco espécies que não se têm informações na literatura quanto a sua guilda funcional e estas representaram 5.96% da abundância da comunidade. Além dessas espécies sem informações, classificamos todas as outras 49 quanto à guilda, sendo 21 espécies paracoprídeas (ou escavadoras), 16 espécies endocoprídeas (ou residentes) e sete espécies telecoprídeas (ou roladoras). As espécies escavadoras representaram 47.45% da abundância total da comunidade, enquanto que as residentes e roladoras representaram, respectivamente, 40.47% e 6.41% da abundância total. As cinco espécies que não foram encontradas informações representaram 5.96% da abundância total da comunidade.

Em relação ao tamanho corporal, nós encontramos sete espécies de tamanho grande que representaram 6.75% do total de indivíduos, 13 espécies de tamanho médio que representaram 32.3% do total de indivíduos e 29 espécies pequenas que representaram 60.95% da abundância. Desta forma as 49 espécies encontradas foram agrupadas em nove guildas: grande escavador, grande rolator, grande residente, médio escavador, médio rolator, médio residente, pequeno escavador, pequeno rolator e pequeno residente. Não foram coletados besouros grandes residentes (Figura 10).

Ao contrário do esperado, ambos os tempos de pós-corte apresentaram o mesmo número de guildas tróficas, distribuídas de forma similar. Não houve diferenças nas proporções de riqueza ($\chi^2=0.973$; GL=7; $p=0.9952$) e abundância ($\chi^2=8.916$; GL=7; $p=0.2588$) de cada guilda entre os dois tempos de pós-corte seletivo.

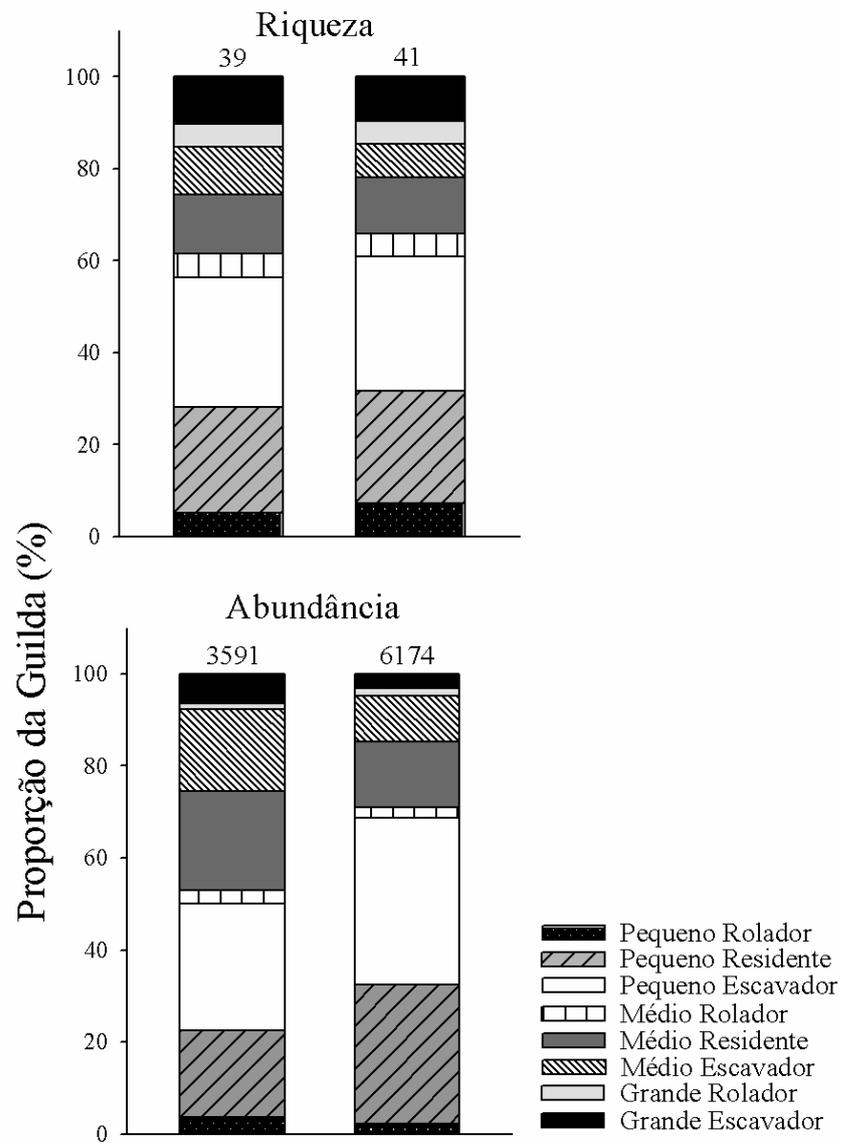


Figura 10. Porcentagem de guildas em função da riqueza ($p=0.9952$) e abundância ($p=0.2588$) de besouros coletados em dois platôs de floresta Amazônica manejados com corte seletivo, entre janeiro e março de 2011, Pará, Brasil. Valores no topo das barras representam o número de espécies, no gráfico de riqueza e o número de indivíduos, no gráfico de abundância, Almerim, PA.

6.4 Efeito da cobertura do dossel sobre a comunidade

Observamos que o índice de cobertura do dossel variou entre os tempos de pós-corte, onde áreas com cinco anos de pós-corte apresentaram maior cobertura florestal ($F=5.4388$; $p=0.02046$).

A biomassa aumentou com o aumento da cobertura do dossel ($F_{1,261}=20.221$ e $p=1.038e-05$), porém não variou entre os dois tempos de recuperação pós-corte ($F_{1,260}=0.3761$; $p=0.54024$) (Figura 11). A abundância aumentou com o aumento da cobertura do dossel ($F_{1,261}=27.439$ e $p=3.352e-07$) e variou entre os dois tempos de pós-corte seletivo ($F_{1,260}=24.307$; $p=1.456e-06$) (Figura 12). A riqueza também aumentou com o aumento da cobertura do dossel ($F_{1,261}=39.4295$ e $p=1.420e-09$) e também variou entre os dois tempos de pós-corte seletivo ($F_{1,260}=8.3085$; $p=0.004276$) (Figura 12).

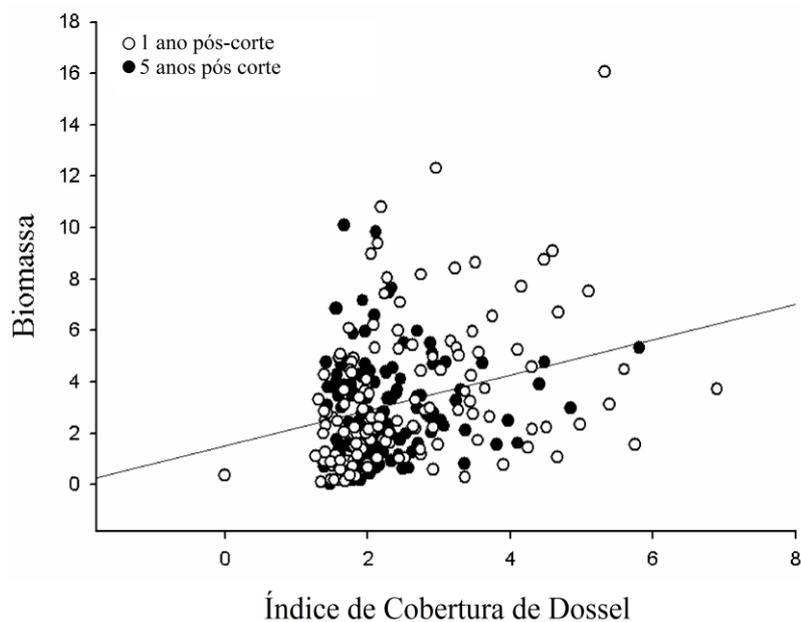


Figura 11. Influência da abertura do dossel sobre a biomassa de besouros Scarabaeinae, coletados em dois platôs de floresta Amazônica manejados com corte seletivo, entre janeiro e março de 2011, Pará, Brasil. O Índice de Cobertura do Dossel foi calculado com base na Equação 1

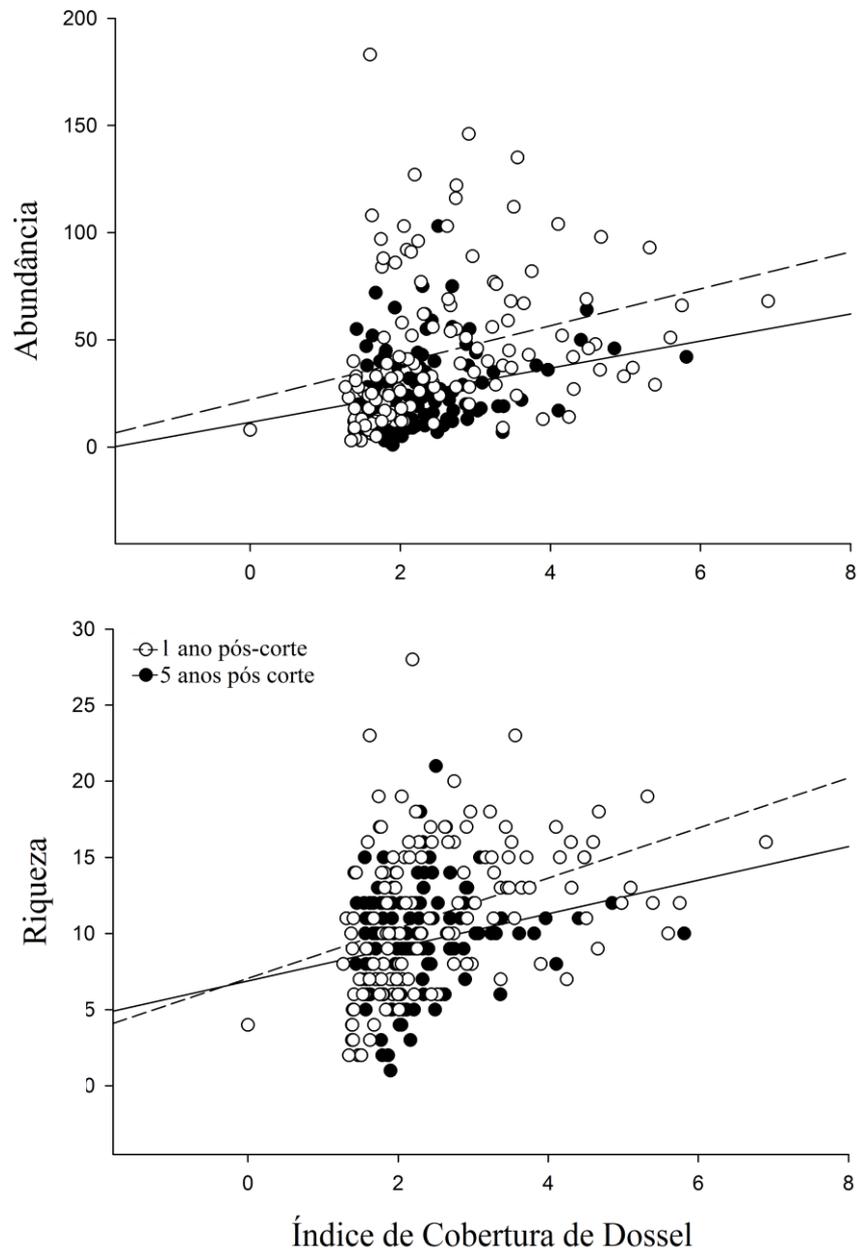


Figura 12. Influência da abertura do dossel sobre a abundância, e riqueza de besouros Scarabaeinae, coletados em dois platôs de floresta Amazônica manejados com corte seletivo, entre janeiro e março de 2011, Pará, Brasil. O Índice de Cobertura do Dossel foi calculado com base na Equação 1

7 DISCUSSÃO

Nossos resultados evidenciam padrões de resposta da comunidade de besouros relacionados a diferentes tempos de pós-corte seletivo realizados em áreas de floresta Amazônica, uma abordagem ainda não realizada em estudos anteriores que avaliaram os impactos do corte seletivo sobre a comunidade de besouros escarabeíneos (DAVIS, 2000; DAVIS et al., 2001; SCHEFFLER, 2005; AGULAR-AMUCHASTEGUI e HENEGBRY, 2007; EDWARDS et al. 2010; SLADE, MANN, LEWIS, 2011).

7.1 Riqueza e abundância da comunidade

Com exceção do trabalho de Gardner et al., (2008), que coletou 72 espécies em áreas de floresta primária intocada na mesma região deste estudo, o número de espécies coletado por nós (49 espécies) é relativamente comum quando comparado com outros estudos realizados na floresta amazônica. Nossas curvas de acumulação de espécies indicam que nosso esforço amostral foi bom, uma vez que em ambos os tempos de pós-corte as curvas de acumulação de espécies alcançaram a assíntota, demonstrando também que nosso estudo obteve uma boa representatividade da comunidade de besouros estudada.

Silva (2005) amostrou 51 espécies num estudo de comparação das comunidades de escarabeídeos em seis diferentes sistemas de uso de terra na Amazônia e foram encontradas 60 espécies em áreas de floresta primária intocada, floresta cortada seletivamente e pastagens (SCHEFFLER, 2005) da região sudeste do estado do Pará. Em estudos mais recentes foram amostradas 49 espécies associadas a florestas primárias além de outras nove associadas a florestas secundárias jovens e velhas da Amazônia Ocidental (KORASAKI, 2010). Uma vez que até o ano de 2000 o Brasil registrava 618 espécies (VAZ-DE-MELLO, 2000), estes dados de riqueza ressaltam a importância da floresta Amazônica na manutenção da diversidade de besouros Scarabaeinae.

Ao contrário do esperado, as áreas com um ano de pós-corte seletivo apresentaram maior riqueza e abundância de besouros, o que também foi

confirmado pela curva de acumulação de espécies. Esperávamos maior riqueza e abundância em áreas com maior tempo de pós-corte, pois acreditávamos que com o aumento do tempo de pós corte a floresta apresentaria maior tempo de regeneração e suas características ficariam mais próximas de uma floresta sem distúrbios, como por exemplo, uma maior cobertura do dossel, o que conseqüentemente acarretaria em maiores valores de abundância e riqueza média nas áreas com maior tempo de pós-manejo. Duas hipóteses que poderiam explicar nossos resultados de riqueza e abundância são:

a) O corte seletivo, na forma de um distúrbio, aumentou a diversidade de besouros em curto prazo e com o aumento do tempo de pós-corte a comunidade retornou gradativamente ao seu estado natural, com menor diversidade do que imediatamente após o distúrbio. Willot et al. (2000), encontraram maior abundância, riqueza e diversidade de borboletas em áreas que sofreram manejo do que em áreas de floresta primária. Estes autores sugerem que o corte seletivo permitiu que mais clareiras fossem geradas, favorecendo indivíduos que preferem habitats abertos, porém, o dossel da floresta remanescente pode ter sido suficientemente fechado para fornecer a sombra e outras condições exigidas por outras espécies. Desta forma, acreditamos que áreas com corte realizado mais recentemente permitem que espécies de besouros mais especialistas em distúrbios, bordas ou clareiras cheguem às áreas de corte e aumentem sua abundância em resposta as novas condições, porém sem eliminar completamente a fauna de besouros adaptadas a habitats de dossel mais fechado.

Outro exemplo é o de Spitzer et al. (1997) que mostraram que espécies adaptadas a clareiras florestais se saem melhor em florestas com corte seletivo do que espécies mais especialistas e associadas à habitats de dossel mais fechado, o que aumentaria o número dessas espécies e conseqüentemente da riqueza total de espécies em habitats com distúrbios. Isso poderia explicar porque as áreas recém manejadas apresentaram maior abundância e riqueza de besouros escarabeíneos, uma vez que observamos um maior número de clareiras nas áreas recentemente manejadas. Assim, podemos acreditar que o distúrbio gerado pelo corte seletivo não foi

suficientemente forte para eliminar todas as espécies especialistas de áreas fechadas, porém teve impacto suficiente para permitir a chegada e/ou estabelecimento de espécies mais generalistas, o que aumentou a abundância e riqueza de besouros. Isto poderia estar ligado a uma das hipóteses de Connell (1978) que sugere que distúrbios com intensidades e frequências intermediárias aumentam a diversidade, se as intensidades e frequências dos mesmos forem suficientes para interferir na exclusão competitiva que poderia ocorrer entre as espécies.

b) A segunda hipótese seria que a comunidade de besouros em curto prazo ainda reflete as espécies que estão sob o solo e que foram “geradas” pela comunidade anteriormente à realização do corte seletivo. Desta forma o evento reprodutivo que ocorreu na comunidade de besouros associada à floresta primária, anterior ao corte, gerou uma prole que emergiu após o corte e que ainda permaneceu no local após um ano. Se isto ocorrer, é esperado que esses organismos diminuam em abundância e riqueza a medida que o tempo de pós-corte aumente, uma vez que as espécies não sobreviverão nessas áreas devido ao efeito da perda de recursos.

Essa perda de recursos seria resultante de dois fatores principais:

O primeiro seria a perda de fezes, um dos principais recursos para alimentação e para nidificação, imediatamente após a realização do corte seletivo. A perda de fezes seria resultante da diminuição na abundância de diversos mamíferos de grande e médio porte devido aos distúrbios gerados pelo corte (BITETTI et al., 2008; CHAPMAN et al., 2000; POULSEN; CLARK; BOLKER, 2011). Uma vez que os besouros escarabeíneos dependem dos depósitos de fezes gerados por esses mamíferos, a diminuição da fauna de vertebrados afetaria negativamente a densidade populacional dos besouros (LUMARET; KIRK, 1991; ANDRÉN, 1994; ANDRESEN; BARLOW et al., 2010) a longo prazo, principalmente dos besouros de maior biomassa, que demandam maiores depósitos de recurso (PECK; HOWDEN, 1984).

O segundo fator que explicaria o efeito cumulativo da perda de recursos é que com a perda da cobertura florestal os depósitos de fezes gerados pelos mamíferos (que permanecerem após a realização do corte)

teriam maior probabilidade de serem depositados em áreas mais secas e ensolaradas, tornando-se rapidamente indisponíveis. Sendo assim, acreditamos que as áreas florestais com baixa cobertura florestal permitiriam que o recurso ressecasse mais rapidamente, mantendo a atratividade por menos tempo e conseqüentemente, atraindo uma menor riqueza e/ou abundância de organismos. Porém, esta resposta na redução da abundância e da riqueza em função da perda de recursos ocorreria em longo prazo, após mais de um ano de corte seletivo.

Esperávamos que houvesse uma menor abundância de besouros grandes em áreas recém-manejadas uma vez que estudos sugerem que o aumento de distúrbios resultantes de atividades humanas pode levar a perda de espécies de tamanho grande (ESCOBAR et al, 2008; GARDNER et al., 2008). Segundo a literatura, besouros grandes necessitam de altos valores de umidade do solo para escavar suas profundas galerias (ANDUAGA, 2004), o que faz com que essas espécies sejam prejudicadas quando expostas a condições mais secas. Além disso, besouros grandes utilizam proporcionalmente grandes quantidades de recursos (DOUBE, 1990) sendo mais afetados por reduções na disponibilidade deste do que besouros médios e pequenos.

Não ter encontrado diferenças na abundância média de besouros grandes entre os diferentes tempos de pós-corte pode ter ocorrido pelo fato do corte seletivo ter levado a perda destas espécies que são mais sensíveis a distúrbios (ESCOBAR et al, 2008; GARDNER et al., 2008) e mesmo após cinco anos da realização do corte, suas abundâncias continuaram muito baixas, como o encontrado para as espécies *Coprophaneus lancifer*, *C. jasius* e *Deltochilum orbiculare*, não havendo diferenças entre os tempos de pós-corte.

Embora Scheffler,(2005) tenha encontrado diferenças na biomassa dos besouros entre áreas de floresta primária, floresta com corte seletivo e pastagens, não encontramos em nossos resultados diferenças na biomassa entre os tempos de pós-corte seletivo. O mesmo ocorreu para diferenças na biomassa da comunidade de besouros entre áreas de corte seletivo com diferentes intensidades de corte e áreas não cortadas no trabalho de Slade;

Mann; e Lewis, (2011). Com relação aos nossos resultados, acreditamos que não houve diferenças entre os tempos de pós-corte devido ao fato de que nossos tempos de recuperação não terem sido suficientes para que todas as espécies de tamanho grande retornassem e/ou aumentassem suas abundâncias após a realização do corte. Desta forma, as espécies grandes, que são as principais em termos de biomassa da comunidade ou estavam ausentes ou em tão pequenas quantidades que não foi possível detectar diferenças, em termos de biomassa, entre os diferentes tempos de pós-corte.

Conforme esperado, encontramos maior abundância de besouros médios e pequenos nas áreas com um ano de pós-corte seletivo. Este resultado converge com outros estudos (ESCOBAR et al., 2008; NICHOLS et al., 2007) que sugerem que o aumento de distúrbios resultantes de atividades humanas leva a hiperabundância de algumas espécies de menor tamanho, o que pode ser encontrado em diversas áreas tropicais. Assim, uma vez que as áreas de menor tempo de pós-corte apresentaram modificações do habitat mais recentes e tiveram menor tempo de recuperação, era esperado que a comunidade associada a esse ambiente apresentasse maior abundância de besouros de menor tamanho.

A heterogeneidade encontrada na distribuição da abundância e da biomassa das comunidades de Scarabaeinae é um padrão relativamente usual. Segundo Halffter (1991) é comum encontrar em áreas florestais e ambientes associados muitos indivíduos distribuídos em poucas espécies, enquanto grande parte das espécies é representada por um pequeno número de indivíduos. Um exemplo disso é a espécie *Onthophagus* aff. *bidentatus* que mesmo se tratando de uma espécie de tamanho reduzido, foi a mais abundante em ambos os tempos de pós-corte e também esteve presente entre as mais representativas em termos de biomassa, provavelmente devido a características que facilitaram sua detecção ou manutenção do recurso. Esta espécie, em conjunto com *Eurysternus caribaeus* e *Canthon triangulares*, foram as três espécies mais abundantes nas florestas primárias da região no estudo realizado por Gardner et al (2008), que também apresentou grande heterogeneidade na distribuição da abundância de besouros escarabeíneos .

7.2 Estrutura e composição da comunidade

Observamos através dos resultados da PERMANOVA que houve um efeito do tempo de pós-corte seletivo sobre a estrutura, composição e biomassa da comunidade de besouros. Também verificamos que as diferenças entre os tempos de pós-corte não ocorreram devido a diferenças dentro das classes de dispersão, uma vez que a PERMIDISP não foi significativa. Um resultado significativo da PERMANOVA e um não significativo do PERMIDISP sugerem diferenças apenas entre as classes de similaridade dos tempos de pós-corte e não em termos de variabilidade e dispersão dos dados de abundância, riqueza e biomassa entre os tempos de pós-corte.

A estruturação da comunidade de escarabeíneos seguindo mudanças no habitat, como encontrado nesse trabalho, é frequentemente explicada na literatura por duas hipóteses não-exclusivas (GARDNER et al., 2008) relacionadas a mudanças na estrutura da vegetação e mudanças na disponibilidade de recursos fornecidos por mamíferos (HALFFTER e MATTHEWS, 1966; HALFFTER e ARELLANO, 2002). Uma vez que a estrutura física da floresta é conhecida por ser um importante fator que influencia a distribuição local dos escarabeíneos (DAVIS e SUTTON, 1998), acreditamos que as diferenças na similaridade em termos de estrutura, composição e biomassa da comunidade de besouros foram resultado do efeito da vegetação sobre as características da comunidade (ANDRÉN, 1994; FAVILLA e HALFFTER, 1997).

Observamos que as áreas com menor tempo de pós-corte apresentaram menor cobertura de dossel do que áreas com maior tempo de pós-corte. Desta forma o maior tempo de regeneração florestal pode ter sido um fator determinante sobre a comunidade de besouros associada a estas áreas. Além disso, tais modificações na estrutura da vegetação também podem afetar a presença de vertebrados como mamíferos e aves (ANDRÉN, 1994), que são produtores de recursos alimentares e que influenciam em última escala a comunidade de Scarabaeinae.

Embora possa ser difícil quantificar e separar a influência da vegetação e da disponibilidade de recursos na estruturação da comunidade

de besouros escarabeíneos, Gardner et al. (2008) sugerem que a disponibilidade de recursos provavelmente possa apresentar uma menor influência nas comunidades de besouros em áreas de floresta secundária e eucalipto da região do Jari, uma vez que poucos escarabeíneos tropicais são muito especialistas em termos de recursos (LARSEN, LOPERA, FORSYTH; 2006). Além disso, Gardner et al.(2008) também comenta que a biomassa de grandes roedores e ungulados e de primatas de pequeno tamanho pode permanecer relativamente alta em áreas de floresta não intacta, como floresta secundária e possivelmente, eucalipto. Isso poderia nos levar a crer que mais importante do que a disponibilidade de recursos, a cobertura florestal seria o principal fator que influencia nas respostas da comunidade de besouros associada a diferentes tempos de pós-corte seletivo.

7.3 Guildas funcionais da comunidade de besouros

Nossos resultados não corroboram com nossa hipótese de que áreas com maior tempo de pós-corte apresentariam maior número de guildas funcionais. Acreditamos que os dois tempos de pós-corte apresentaram o mesmo número de guildas e com proporções de riqueza e abundância semelhantes pelo fato desse parâmetro da comunidade (guildas funcionais) ser mais resistente a modificações não muito drásticas do habitat, como por exemplo, as resultantes do corte seletivo.

Além disso, modificações na estrutura de guildas foram verificadas para mudanças ambientais (HALFFTER; FAVILLA; HALFFTER, 1992; HALFFTER e FAVILA, 1993). Desta forma, acreditamos que as alterações geradas pelo corte seletivo não foram suficientemente drásticas para modificar as guildas funcionais de besouros, que se mantiveram com estruturas semelhantes mesmo com o aumento do tempo de pós-corte.

7.4 Efeito da cobertura do dossel sobre a comunidade

Observamos o efeito positivo da cobertura florestal sobre a abundância, riqueza e biomassa. Acreditamos que isso se deve ao fato de que estrutura física da floresta ser um importante fator que influencia na distribuição local dos besouros escarabeíneos (DAVIS e SUTTON, 1998),

onde conforme encontrado por outros trabalhos, a vegetação influencia a estrutura, composição e biomassa da comunidade de besouros (HALFFTER; FAVILLA; HALFFTER, 1992; FAVILLA e HALFFTER, 1997; HALFFTER e ARELLANO, 2002).

Segundo Martinez e Montes-de-Oca (1994), os besouros escarabeíneos são muito sensíveis a modificações microclimáticas e a radiação solar pode ser um dos fatores que mais influencia na atividade destes besouros, se correlacionando com a sua abundância, riqueza e biomassa local (Lobo et al., 1998). Os escarabeíneos podem ser afetados por modificações ambientais de forma direta devido às alterações no número e qualidade de micro-ambientes e na estrutura e densidade da vegetação, os quais podem provocar a eliminação ou impedimento de espécies sensíveis a certas condições e recursos (ANDRÉN, 1994; FAVILLA e HALFFTER, 1997; HALFFTER e ARELLANO, 2002) ou aumentar a diversidade da comunidade de maneira geral, como encontrado em nosso trabalho.

Nossos resultados demonstram a importância da cobertura florestal na estruturação de comunidades biológicas, destacando esse parâmetro ambiental como fator determinante nos padrões de distribuição da abundância, riqueza e biomassa de besouros em florestas tropicais. Além disso, uma vez que os ambientes tropicais apresentam grande ocorrência de distúrbios que afetam a comunidade vegetal destes ambientes, sugerimos a utilização da cobertura florestal como parâmetro que deve ser utilizado em estudos que avaliem os impactos de distúrbios florestais sobre a fauna associada a esses ambientes.

8 CONCLUSÕES

Através de nossos resultados podemos afirmar que a comunidade de escarabeíneos é influenciada pelo tempo de recuperação pós-corte seletivo, uma vez que áreas com um e cinco anos de pós-corte apresentaram comunidades com riqueza, abundância, composição, estrutura e biomassa diferentes entre si.

Observamos também que áreas recentemente manejadas apresentam maior riqueza e abundâncias de besouros do que áreas com maior tempo de pós-corte. Isso provavelmente é devido ao fato da comunidade presente em áreas com menor tempo de pós-corte ainda refletir o último evento reprodutivo da comunidade, anterior a realização do corte. Outro fator que pode explicar isso é o fato do corte seletivo funcionar como um distúrbio de intensidade intermediária que aumenta a diversidade, permitindo que espécies mais generalistas, geralmente associadas a ambientes abertos, se instalem e/ou aumentem sua abundância, levando ao aumento da diversidade de maneira geral. Desta forma, com o aumento do tempo de pós-corte, a comunidade de besouros, em resposta a regeneração florestal, apresentaria menos espécies generalistas, e conseqüentemente, menor riqueza e abundância geral da comunidade.

Também destacamos a importância da cobertura de dossel, e seu efeito positivo na abundância, riqueza e biomassa das comunidades de besouros escarabeíneos, onde áreas que apresentaram maior cobertura de dossel apresentaram também maior abundância, riqueza e biomassa. Desta forma, sugerimos esse parâmetro como sendo de grande importância na determinação de padrões de comunidades biológicas, devendo ser levado em conta em estudos que avaliem o impacto de distúrbios florestais sobre a fauna associada.

REFERÊNCIAS

- 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, p.56–67, 2007.
- ANDERSON, M.J. Distance based tests for homogeneity of multivariate dispersions. **Biometrics**, Arlington, v. 62, p.245–253, 2006.
- ANDERSON, M.J.; GORLEY, R.N.; CLARKE, K.R. **PERMANOVA+ for PRIMER**: Guide to software and statistical methods. Plymouth:PRIMER-E, 2008. 214 p.
- ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. **Oikos**, Copenhagen, v.71, p.355-366, 1994.
- ANDRESEN, E. Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. **Ecological Entomology**, Sheffield, v. 27, p. 257-270, 2002.
- ANDRESEN, E. Seed dispersal by monkeys and the fate of dispersed seeds in a Peruvian rain forest. **Biotropica**, Washington, v.31, p. 145–158, 1999.
- ANDRESEN, E.; LAURANCE, S. G. W. Possible indirect effects of mammal hunting on dung beetle assemblages in Panama. **Biotropica**, Washington, v. 39, p. 141-146. 2007.
- ANDUAGA, S. Impact of the activity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) inhabiting pasture land in Durango, Mexico. **Environmental Entomology**, College Park, v.33, p.1306–1312, 2004.
- AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **Bioestat 5.0.**: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas. Belém: IDSM/MCT/CNPq, 2007. 364 p.
- BANG, H.S., LEE, J., KWONM, O.S., NA, Y.E., JANG, Y.S.; KIM, W.H. Effects of paracoprid dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae) on the growth of pasture herbage and on the underlying soil. **Applied Soil Ecology**, Stillwater, v. 29, p.165-171, 2005.
- BARLOW, J.; LOUZADA, J.; PARRY, L.; HERNANDEZ, M. I. M.; HAWES, J.; PERES, C. A.; VAZ-DE-MELLO, F. Z.; 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, p. 779-788, 2010.

BARLOW, J.; PERES, C.A.; HENRIQUES, L.M.P.; STOUFFER, P.C.; WUNDERLEE, J.M. The responses of understory birds to forest fragmentation, logging and wildfires: An Amazonian synthesis; **Biological Conservation**, London, v.128, p. 182–192, 2006.

BITETTI, M.S.; PAVIOLO, A.; DE ANGELO, C.D.; BLANCO, Y.E. Local and continental correlates of the abundance of a neotropical cat, the oncelot (*Leopardus pardalis*). **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.24, p. 189-200, 2008.

CANNON, C.H.; PEART, D. R.; LEIGHTON, M.; KARTAWINATA, K. The structure of lowland rain-forest after selective logging in West Kalimantan, Indonesia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.67, p. 49-68, 1994.

CANNON, C.H.; PEART, D.R.; LEIGHTON, M. Tree species diversity in commercially logged Bornean rainforest. **Science**, Washington, v. 281, p. 1366–1368, 1998.

CHAPMAN, C.A.; BALCOMB, S.R.; GILLESPIE, T.R.; SKORUPA, J.P. STRUHSAKERS, T.T. Long-Term Effects of Logging on African Primate Communities: a 28-Year Comparison From Kibale National Park, Uganda. **Conservation Biology**, Boston, v.14, p.207-217, 2000.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.0. 2005. Disponível em: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 26 set. 2010, 19:04:28

CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, Washington, v. 199. p. 1302-1310, 1978.

CRAWLEY, M. J. **Statistical computing**: an introduction to data analysis using S-plus. London: John Wiley & Sons. 2002. 761p.

DAVIS, A.J. Does Reduced-Impact Logging Help Preserve Biodiversity in Tropical Rainforests? A Case Study from Borneo using Dung Beetles (Coleoptera: Scarabaeoidea) as Indicators. **Environmental Entomology**, College Park, v. 29, p.467-475, 2000.

DAVIS, A.J.; HOLLOWAY, J.D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPRIGGS, A.H.; SUTTON, S. L. Dung Beetles as Indicators of Change in the Forests of Northern Borneo. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 38, pp. 593-616, 2001.

DAVIS, A.J.; SUTTON, S.L. The effects of rainforest canopy loss on arboreal dung beetles in Borneo: implications for the measurement of biodiversity in derived tropical ecosystems. **Diversity and Distributions**, London, v. 4, p. 167-173, 1998.

DOUBE, B.M. A functional classification for analysis of the structure of dung beetle assemblages. **Ecological Entomology**, London, v.15, p.371–383, 1990.

DUNN, R.R. Managing the tropical landscape: a comparison of the effects of logging and forest conversion to agriculture on ants, birds, and Lepidoptera, **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 191, p. 215-224, 2004.

EDWARDS, D.P.; LARSEN, T. H.; DOCHERTY, T.D.S.; ANSELL, F. A.; HSU, W.W.; DERHÉ, M.A.; HAMER, K.C.; WILCOVE, D.S. Degraded lands worth protecting: the biological importance of Southeast Asia's repeatedly logged forests. **Proceedings of the Royal Society**, London, v. 278, p.82-90, 2010.

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

ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; SOLIS, 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, p. 1584-1592, 2008.

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

FAO – FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION. Forest Resources Assessment 1990: Global Synthesis. **FAO Forestry Paper**, Rome, v. 124., 1995.

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

FEARNSIDE, P. M. Biodiversity as an environmental service in Brazil's Amazonian forests: risks, value and conservation. **Environmental Conservation**, Cambridge, v.26, p. 305–321, 1999.

FEARNSIDE, P.M.; LEAL FILHO, N. Soil and development in Amazonia: Lessons from the Biological Dynamics of Forest Fragments Project. In: BIERREGAARD, R.O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (eds.). **Lessons from Amazonia: The Ecology and Conservation of a Fragmented Forest**. New Haven: Yale University Press, 2001. p. 291-312.

FEER, F.; PINCEBOURDE, S. Diel flight activity and ecological segregation within an assemblage of tropical forest dung and carrion beetles. **Journal of Tropical Ecology**, Oxford, v.21, p. 1–10, 2005.

FERNANDES, C.C.; PODOS, J.; LUNDBERG, J.G. Amazonian ecology: tributaries enhance the diversity of electric fishes. **Science**, Washington, v. 305, p. 1960–1962, 2004.

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

FILGUEIRAS, B.K.C.; IANNUZZI, L.; LEAL, I.R. Habitat fragmentation alters the structure of dung beetle communities in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, London, v.144, p., 362–369, 2011.

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

FRAZER, G. W.; CANHAM, C. D.; LERTZMAN, K. P. **Gap Light Analyzer (GLA)**: Imaging software to extract canopy structure and gap light transmission indices from truecolour fisheye photographs, users manual and program documentation. New York: Simon Fraser University, Burnaby, British Columbia, and the Institute of Ecosystem Studies, Millbrook, 1999. 36p.

FREDERICKSEN, N. J., FREDERICKSEN, T. S., FLORES, B. RUMIZ, D. Wildlife use of different-sized logging gaps in a tropical dry forest. **Tropical Ecology**, Washington, v. 40, p.167–175, 1999.

FREDERICKSEN, T.S.; MOSTACEDO, B. Regeneration of timber species following selection logging in a Bolivian tropical dry forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.131, 47–55, 2000.

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, p.883-893, 2008.

GOULDING, M.; BARTHEM, R.; FERREIRA, E. **Atlas of the Amazon**. Washington: Smithsonian Institution Press, 2003.

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

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

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, p. 1397-1407, 2007.

HALFFTER, G., FAVILA, M.E., HALFFTER, V. Comparative studies on the structure of scarab guild in tropical rain forests. **Folia Entomologica Mexicana**, México, v.82, p.195-238, 1992.

HALFFTER, G., MATTHEWS, E.G. The natural history of dung beetles of subfamily Scarabaeinae (Coleoptera:Scarabaeidae). **Folia Entomológica Mexicana**, México. v.12, p. 1-132, 1966.

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

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

HAMER, K.C., HILL, J.K., BENEDICK, S., MUSTAFFA, N., SHERRATT, T.N., MARAYATI, M., CHEY, V.K. Ecology of butterflies in natural and selectively logged forests of Northern Borneo: the importance of habitat heterogeneity. **Journal of Applied Ecology**, Cambridge , v.40, p.150–162, 2003.

HANSEN, M.C.; STEHMAN, S.V.; POTAPOV, P.V.; LOVELAND, T.R.; TOWNSHEND, J.R.G.; DEFRIES, R.S.; PITTMAN, K.W.; ARUNARWATI, B.; STOLLE, F.; STEININGER, M.K.; CARROLL, M.; DIMICELI, C. Humid tropical forest clearing from 2000 to 2005 quantified by using multitemporal and multiresolution remotely sensed data. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 105, p. 9439–9444, 2008.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. **Dung Beetle Ecology**, Princeton: Princeton University Press, Princeton, 1991.

HAWES, J.; MOTTA, C.S.; OVERAL, W. L.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; PERES, C.A. Diversity and composition of Amazonian moths in primary, secondary and plantation forests. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.25, p.281–300, 2009.

HIGUCHI, N. Selective Logging in the Brazilian Amazon. In: BIERREGAARD, R. O.; GASCON, C.; LOVEJOY, T.E.; MESQUITA, R. (Ed.). **Lessons from Amazonia: The ecology and conservation of a fragmented forest**. New Haven: Yale University Press, 2001, p. 335–345.

HILL, J. K. Butterfly spatial distribution and habitat requirements in a tropical forest: implications of selective logging. **Journal of Applied Ecology**, Cambridge, v.36, p.564–572, 1999.

HILL, J.K.; HAMER, K.C. Determining impacts of habitat modification on diversity of tropical forest fauna: the importance of spatial scale. **Journal of Applied Ecology**, Cambridge, v.41, p.744–754, 2004.

HUBBELL, S.P.; HE, F., CONDIT, R.; BORDA-DE-ÁGUA, 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**, Washington, v. 105, p. 11498–11504, 2008.

INPE – INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS (São José dos Campos, SP). Monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite [S.I.], 2009. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>. Acesso em: 26 jan. 2011, 08:04:29.

JOHNS, A.D.. Species conservation in managed tropical forests. In: WHITMORE, T. C.; SAYER J. A. [eds.] **Tropical deforestation and species extinction**. London: Chapman & Hall, 1992. p. 17-53.

KORASAKI, V. **Respostas espaciais e temporais da comunidade de escarabeíneos e formigas ao gradiente de uso da terra, no noroeste da Amazônia**. 2011. 213p. Tese (Doutorado em Entomologia) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2011.

LARSEN, T.H., LOPERA, A.; FORSYTH, A. Extreme trophic and habitat specialization by Peruvian dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae). **The Coleopterists Bulletin**, Washington, v. 60, p.315–324, 2006.

LAURANCE, W. F. When bigger is better: the need for Amazonian mega-reserves. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 12, p. 645-648, 2005.

LAURANCE, W. F.; LAURANCE, S. G. W. Responses of five arboreal marsupials to recent selective logging in tropical Australia. **Biotropica**, Washington, v.28, p. 310–322, 1996.

LAURANCE, W.F. A crisis in the making: responses of Amazonian forests to land use and climatic change. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.13, p. 411-415, 1998.

LOBO, J.M.; LUMARET, J.-P. JAY-ROBERT, P. Sampling dung beetles in French Mediterranean area: effects of abiotic factors and farm practices. **Pedobiologia**, Gena, v. 42, p. 252-266, 1998.

LOUZADA, J.N.C. Scarabaeidae (Coleoptera-Scarabaeidae) detritívoros em ecossistemas tropicais: diversidade e serviços ambientais. In: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O.; BRUSSAARD, L. [eds.] **Biodiversidade dos solos em Ecossistemas Brasileiros**. Lavras: Editora Ufla, 2008. 768p.

LOUZADA, J.N.C.; LIMA, A.P.; MATAVELLI, R.; ZAMBALDI, L.; BARLOW, J. Community structure of dung beetles in Amazonian savannas: role of fire disturbance, vegetation and landscape structure. **Landscape Ecology**, New York, v. 25, p. 631-641, 2010.

LUMARET, J. P.; KIRK, A. A. South temperate dung beetles. In: HANSKI, I.; CAMBERFORT, Y. (Ed.). **Dung beetle ecology**. Princeton: Princeton University Press, 1991. p. 97-113.

LUNA, A.C.; OSUMI, K.; GASCON, A.F.; LASCO, R.D.; PALIJON, A.M.; CASTILLIO, M.L. The community structure of a logged-over tropical rain forest in Mt. Makiling Forest Reserve, Philippines. **Journal of Tropical Forest Science**, Kuala Lumpur, v.113, p. 67-74, 1999.

MAGNUSSON, W.E.; LIMA, O.P.; REIS, F.Q.; HIGUCHI, N.; RAMOS J.F. Logging activity and tree regeneration in an Amazonian forest. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 113, p. 67-74, 1999.

MARTINEZ, I. M.; MONTES-DE-OCA, E. T. Observaciones sobre algunos factores microambientales y El ciclo biológico de dos espécies de escarabajos rodadores (Coleoptera, Scarabaeidae, Canthon). **Folia Entomologica Mexicana**, Jalapa, v.91, p.47-59. 1994.

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

NEPSTAD, D., CARVALHO, G., BARROS, A.C., ALENCAR, A., CAPOBIANCO, J.P., BISHOP, J., MOUTINHO, P., LEFEBVRE, P., SILVA, U.L., PRINS, E. Road paving, fire regime feedbacks, and the future of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 154, p.395-407, 2001.

NEPSTAD, D.C., VERISSIMO, A., ALENCAR, A., NOBRES, C., LIMA, E., LEFEBVRE, P., SCHLESINGER, P., POTTER, C., MOUTINHO, P., MENDOZA, E., COCHRANE, M., BROOKS, V. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, London, v.398, p. 505-508, 1999.

NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A.L.; ESCOBAR, F.; FAVILAD, M.; VULINEC, K. The Scarabaeinae Research Network. Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. **Biological Conservation**, London, v.137, p. 1-19, 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**, Londres, v.141, n.6, p.1461-1474, 2008.

NUSSBAUM, R.; ANDERSON, J.; SPENCER, T. Factors limiting the growth of indigenous tree seedlings planted on degraded rain-forest soils in Sabah, Malaysia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.74, p.149-159, 1995.

OCHA, G. J. Efectos de la extracción de maderas sobre la diversidad de mamíferos pequeños en bosques de tierras bajas de la Guayana Venezolana. **Biotropica**, Washington, v. 32, p.146–164, 2000.

OLIVEIRA, L.L.; FONTINHAS, R.L.; LIMA, A.M.M, LIMA, R.J.S. Mapas dos parâmetros climatológicos do estado do Pará: umidade, temperatura e insolação, médias anuais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 13., 2004, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: 2004. 7p.

PARRY, L.; BARLOW, J.; PERES, C.A. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, Oxford, v.23, p.653–662, 2007.

PEARCE, D., PUTZ, F.E., VANCLAY, J. A sustainable forest future. Working paper GEC 99-15. **Centre for Social and Economic Research on the Global Environment**, Norwich, UK. 1999.

PECK, S. B.; HOWDEN, H. F. Response of a Dung Beetle Guild to Different Sizes of Dung Bait in a Panamanian Rainforest. **Biotropica**, Washington, v. 16, p. 235-238, 1984.

PERES, C. A. Paving the way to the future of Amazonia. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v.16, p. 217–219, 2001.

PINARD, M. A. **Carbon retention by reduced-impact logging**. 1995. 93 p. Tese (Ph.D in Forestry Ecology) - University of Florida, Gainesville, 1995.

PINARD, M. A.; HOWLETT, B.; DAVIDSON, D. Site conditions limit pioneer tree recruitment after logging of dipterocarp forests in Sabah, Malaysia. **Biotropica**, Washington, v.28, p.2-12, 1996.

PINARD, M. A., PUTZ, F. E. Retaining forest biomass by reducing logging damage. **Biotropica**, Washington, v.28, p.278-295, 1996.

PIRES, J. M. Tipos de vegetação da Amazônia. **Brasil Florestal**, Brasília, v. 17, p. 48-58, 1974.

POULSEN, J. R.; CLARK, C. J.; BOLKER, B. M. Decoupling the effects of logging and hunting on an Afrotropical animal community. **Ecological Applications**, Tempe, v. 21, p. 1819–1836, 2011.†

PUTZ, F.E., BLATE, G.M., REDFORD, K.H., FIMBEL, R., ROBINSON, J., Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. **Conservation Biology**, Boston, v.15, p.7–20, 2001.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 21 set. 2011.

RITTL, C.E. **Efeitos da extração seletiva de madeira sobre a comunidade de pequenos mamíferos de uma floresta de Terra Firme na Amazônia Central**. 1998. 88p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 1998.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural,. 1997. 747 p.

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

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

SILVEIRA, J. M.; AZEVEDO-RAMOS, C. Effect of reduced-impact and conventional logging techniques on the lizard *Kentropyx calcarata* (Teiidae) in the eastern amazon. **Ecotropica**, Bonn, v.16, p.1–14, 2010.

SKOLE, D.; TUCKER, C. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. **Science**, Washington, v. 260, p.1905–1910, 1993.

SLADE, E.; MANN, D. J.; VILLANUEVA, J. F. 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, p. 1094–1104, 2007.

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

SPITZER, K.; JAROS, J.; HAVELKA, J.; LEPS, J. Effect of small-scale disturbance on butterfly communities of an Indochinese montane rainforest. **Biological Conservation**, London, v.80, p.9-15, 1997.

STRUHSAKER, T.T. **Ecology of An African Rain Forest: Logging in Kibale and the Conflict Between Conservation and Exploitation**. Gainesville: University of Florida Press, 1997.

THIOLLAY, J.M. Influence of selective logging on bird species diversity in a Guianan rain forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 6, p.47-63, 1992.

TUOMISTO, H.; RUOKOLAINEN, K.; KALLIOLA, R.; LINNA, A.; DANJOY, W.; RODRIGUEZ, Z. Dissecting Amazonian biodiversity. **Science**, Washington, v. 269, p. 63-66, 1995.

UHL, C.; KAUFFMAN, J. B. Deforestation effects on fire susceptibility and the potential response of tree species in the rainforest of the eastern Amazon. **Ecology**, New York, v.71, p.437-449, 1990.

UHL, C.; VERISSIMO, A.; MATTOS, M. M.; BRANDINO, Z.; VIEIRA, I. C. G. Social, economic, and ecological consequences of selective logging in an Amazon frontier: the case of Tailfindia. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.46, p.243-273, 1991.

UHL, C.; VIEIRA, I. C. G. Ecological Impacts of Selective Logging in the Brazilian Amazon: A Case Study from the Paragominas Region of the State of Para. **Biotropica**, Washington, v. 21, p. 98-106, 1989.

VAN GARDINGEN, P. A.; CLEARWATER, M. J.; NINLURI, T.; EFFENDI, R.; RUSMANTORO, W.; NOOR, M.; MASON, P. A.; INGLEBY, K.; MUNRO, R. C. Impacts of logging on the regeneration of lowland dipterocarp forest in Indonesia. **Commonw. For. Rev.** v.77, p.1-82, 1998.

VAZ-DE-MELLO, F.Z. **Estado Atual de conhecimentos dos Scarabaeidae s. str. (Coleoptera: Scarabaeoidea) do Brasil**. In: MARTÍN-PIERA, F.; MORRONE, J.J.; MELIC, A. Hacia un Proyecto CYTED para el Inventario y Estimación de la Diversidad Entomológica em Iberoamérica. Zaragoza: SEA, p.181-195, 2000.

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

WHITE, L.J.T. The effects of commercial mechanized selective logging on a transect in lowland rain-forest in the Lopé -Reserve, Gabon. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v.10, p.13-322, 1994.

WILLOT, S.J.; LIM, D.C.; COMPTON, S.G.; LUTTON, S.L. Effects of Selective Logging on the Butterflies of Bornean Rainforest. **Conservation Biology**, Boston, v.14, p. 1055-1065, 2000.

WILLOTT, S. J. The effects of selective logging on the distribution of moths in a Bornean rainforest. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, London, v. 354, p.1783–1790, 1999.

ZUUR, A.F.; IENO, E.N.; WALKER, N.J.; SAVELIEV, A.A.; SMITH, G.M. **Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R**. Nova York: Springer Press, 2009. 574 p.