

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS  
INSTITUTO DE CIÊNCIAS EXATAS E TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA PARA  
RECURSOS AMAZÔNICOS

ROBERTA SOUZA DE MOURA

**EFEITO DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL SOBRE A ASSEMBLEIA DE  
SCARABAEINAE (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) EM UMA FLORESTA DE  
TERRA FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL**

ITACOATIARA – AM  
2021

ROBERTA SOUZA DE MOURA

**EFEITO DO MANEJO FLORESTAL SUSTENTÁVEL SOBRE A ASSEMBLEIA DE  
SCARABAEINAE (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE) EM UMA FLORESTA DE  
TERRA FIRME NA AMAZÔNIA CENTRAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia para Recursos Amazônicos da Universidade Federal do Amazonas, como parte do requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos, área de concentração Desenvolvimento Científico e Tecnológico em Recursos Amazônicos.

**Linha de pesquisa:** Agrobioenergia, análise e manejo de recursos amazônicos.

**Orientador:** Louri Klemann Junior  
**Co-orientador:** Fernando Zagury Vaz-de-Mello

ITACOATIARA – AM  
2021

## Ficha Catalográfica

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

M929e Moura, Roberta Souza de  
Efeito do manejo florestal sustentável sobre a assembleia de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em uma floresta de terra firme na Amazônia central / Roberta Souza de Moura . 2021  
83 f.: il.; 31 cm.

Orientador: Louri Klemann Junior  
Coorientador: Fernando Zagury Vaz-de-Mello  
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos) - Universidade Federal do Amazonas.

1. Amazônia. 2. Grupos funcionais. 3. Bioindicadores. 4. Rolabosta. 5. Sazonalidade. I. Klemann Junior, Louri. II. Universidade Federal do Amazonas III. Título



**Roberta Souza de Moura**

**Efeito do manejo florestal sustentável sobre  
a assembleia de Scarabaeinae (Coleoptera:  
Scarabaeidae) em uma floresta de terra  
firme na Amazônia central**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos da Universidade Federal do Amazonas, como parte do requisito para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia para Recursos Amazônicos, área de concentração Desenvolvimento Científico e Tecnológico em Recursos Amazônicos.

Aprovado(a) em 12 de fevereiro de 2021.

**BANCA EXAMINADORA**

Prof. Louri Klemann Junior  
(Presidente/Orientador);

Prof. Erico Luis Hoshiba Takahashi  
Membro

Prof. Ricardo Augusto Serpa Cerboncini  
Membro

Rua Nossa Senhora do Rosário, 3863, Tiradentes. CEP: 69103-128 – Itacoatiara/AM

Telefone: (92) 99271-8661 e-mail: secretariappgctra@ufam.edu.br

Ao meu pai, Raimundo, à minha mãe,  
Ivanelda, às minhas irmãs, Raquel,  
Robéria e Rafaela, e às minhas  
sobrinhas, Emanuely, Agatah Luíza,  
Francinne Hellena e Maria Heloísa, pelo  
amor, confiança e apoio, **dedico.**

## AGRADECIMENTOS

Aos meus pais (Ivanelda e Raimundo) e minha avó Alzira (*in memoriam*) pela criação, amor e dedicação.

Às minhas irmãs e sobrinhas, por serem fonte de inspiração e por me ensinarem que as pequenas conquistas têm valor inestimável.

Ao meu orientador professor Dr. Louri Klemann Junior, pela oportunidade, apoio e incentivo.

Ao meu co-orientador, Dr. Fernando Zagury Vaz-de-Mello, pela identificação dos besouros e contribuições no trabalho.

Aos professores, Dr. Ricardo Augusto Cerpa Cerboncini e Dr. Jorge Ari Noriega, por suas preciosas correções, sugestões e pela constante colaboração.

À Universidade Federal do Paraná (UFPR), através do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação, na pessoa do professor Dr. André Andrian Padial e à Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT), através do Programa de Pós-graduação em Ecologia e Conservação da Biodiversidade, na pessoa do professor Dr. Fernando Z. Vaz-de-Mello, por terem me recebido como aluna especial.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da minha bolsa de estudo, e, pela manutenção e assistência prestada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e tecnologia para Recursos Amazônicos (PPGCTRA).

À Luana de Fátima B. Pereira pelo auxílio no campo, no laboratório e por ouvir minhas broncas, como se eu estivesse com a razão. Hahahaha...

À Fundação de Amparo à pesquisa do Estado do Amazonas (FAPEAM) pela concessão de bolsa para dois colegas que auxiliaram na coleta de campo (Amanda de M. Gonçalves e Yan Lucas M. Silva)

À Mil Madeiras Preciosas por disponibilizar a área de estudo.

Ao MMA, ICMBio e SISBIO pela autorização de coleta.

À Jussara e sua família, pela recepção calorosa em seu recanto, ajuda e por ter cedido parte (90%) da isca usada na coleta dos besouros.

À Universidade Federal do Amazonas (UFAM) e a todos os professores do PPGCTRA, em especial ao professor Dr. Peterson Demite.

À Escola Municipal Maria do Carmo Alves Pinheiro, Escola Estadual Cel. Alfredo Marques da Silveira, Escola Estadual Carauari, Universidade do Estado do Amazonas (UEA) e a todos professores e colegas que fizeram parte desta caminhada.

Aos meus vizinhos e conterrâneos de Carauari – AM, pela “*infância querida*” e, aos membros da Igreja Batista Maranata pelas orações e energias positivas.

Por fim, mas não menos importante, aos meus amigos que torcem pelo meu sucesso.

Obrigada! ♥

*"Não há transição que não implique um ponto de partida, um processo e um ponto de chegada. Todo amanhã se cria num ontem, através de um hoje. De modo que o nosso futuro baseia-se no passado e se corporifica no presente. Temos de saber o que fomos e o que somos, para sabermos o que seremos."*

*Paulo Freire*

## SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	9
APRESENTAÇÃO.....	11
REFERÊNCIAS.....	12
1 CAPÍTULO I: IMPORTÂNCIA DO TEMPO TRANSCORRIDO PARA RECUPERAÇÃO DE ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE SCARABAEINAE EM ÁREAS SELETIVAMENTE EXPLORADAS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.....	17
INTRODUÇÃO.....	20
1.1 MATERIAL E MÉTODOS.....	22
1.1.1 Área de estudo.....	22
1.1.2 Coleta de dados.....	24
1.1.3 Análise de dados.....	25
1.2 RESULTADOS.....	27
1.3 DISCUSSÃO.....	32
1.4 CONCLUSÃO.....	35
REFERÊNCIAS.....	36
2 CAPÍTULO II: 15 ANOS DE REPOUSO: IMPACTOS DA EXPLORAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE “ROLA-BOSTA” .....	48
INTRODUÇÃO.....	51
2.1 MATERIAL E MÉTODOS.....	54
2.1.1 Área de estudo.....	54
2.1.2 Coleta de dados.....	55
2.1.3 Características funcionais dos “rola-bosta” .....	56
2.1.4 Análise dos dados.....	57
2.2 RESULTADOS.....	58
2.3 DISCUSSÃO.....	69
2.4 CONCLUSÃO.....	73
REFERÊNCIAS.....	74





## RESUMO GERAL

As florestas estão passando por uma série de transformações (e.g., queimadas, exploração dos recursos madeireiros, agricultura de larga escala). Assim, o uso de técnicas aprimoradas que auxiliem na manutenção da biodiversidade e da capacidade produtiva do ecossistema florestal são imprescindíveis para a conservação de nossas florestas. A exploração seletiva como parte integrante do Manejo Florestal Sustentável (MFS) busca minimizar os impactos sobre a vegetação remanescente através do planejamento de estradas de arraste, uso de técnicas adequadas de corte e direcionamento de queda das árvores. Contudo, mesmo com o objetivo de redução dos impactos à biodiversidade, a exploração seletiva de madeira pode causar o declínio de alguns grupos animais. Assim, a identificação de grupos animais sensíveis as alterações ambientais é uma ferramenta importante no monitoramento de áreas alteradas. Dentre os grupos animais, os Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) apresentam respostas rápidas às mudanças geradas pela exploração madeireira, sendo considerado excelente bioindicadores. Assim, com o objetivo de avaliar os efeitos do manejo florestal sustentável sobre a assembleia de Scarabaeinae em um afloramento de terra firme na Amazônia Central, nós i) comparamos o número de espécies, número de indivíduos e a estrutura da assembleia de Scarabaeinae entre áreas exploradas e área não explorada; ii) identificamos espécies indicadoras das áreas exploradas e da área não explorada; e iii) avaliamos a influência do tempo transcorrido após a exploração e da estação do ano sobre a riqueza de espécies, abundância de indivíduos e estrutura da assembleia de Scarabaeinae. Ainda, como objetivos do nosso estudo, nós também buscamos responder as seguintes perguntas: i) a exploração seletiva de madeira altera a diversidade funcional de Scarabaeinae?; ii) qual o tempo necessário para a recuperação da diversidade funcional?; e iii) a diversidade funcional se altera com a estação do ano? Para isso nós utilizamos 240 armadilhas de interceptação de voo distribuídas em 11 áreas com diferentes anos de exploração (tempo transcorrido após a exploração entre 1 e 15 anos) e em uma área controle não explorada, totalizando 20 armadilhas por área amostrada. Para responder nossas perguntas, nós calculamos a riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e a dispersão funcional (FDis) usando dados de abundância de cada espécie em cada armadilha para as duas estações (seca e chuvosa) e para cada área amostrada. Nós coletamos 28.508 indivíduos de Scarabaeinae pertencentes a 85 espécies. 24.349 indivíduos (85,41%) foram coletados na estação seca e 4.159 indivíduos (14,59%) na estação chuvosa. Das 85 espécies registradas, 25 apresentaram valores de indicação significativos, sendo quatro espécies indicadoras da área não explorada e 21 das áreas exploradas. O tempo transcorrido após a exploração e a estação do ano afetaram a riqueza, abundância e estrutura da assembleia de Scarabaeinae. Os resultados das análises funcionais mostraram que a riqueza, uniformidade e dispersão funcional formam influenciadas pela interação entre tempo transcorrido após a exploração e estação do ano entre as áreas de estudo. Diante destes resultados, foi possível concluir que a exploração seletiva de madeira causou modificações na assembleia de Scarabaeinae e na diversidade funcional deste grupo. Apesar destes resultados, o conjunto de áreas exploradas conseguiu reter de 77,27 – 95,45% da riqueza encontrada na área não explorada e 100% dos grupos funcionais. Estas observações indicam que as técnicas de manejo florestal empregadas permitem a manutenção da diversidade taxonômica e funcional de Scarabaeinae na área de estudo.

## INTRODUÇÃO GERAL

Diante das transformações que as florestas tropicais estão passando (LEWIS et al., 2015), a utilização de técnicas aprimoradas que auxiliem na manutenção da biodiversidade e da capacidade produtiva do ambiente são bem vistas (BICKNELL et al., 2014a) uma vez que são consideradas menos prejudicial (GULLISON, 2003; LAGAN et al., 2007;). Aqui, estamos nos referindo a exploração seletiva de madeira 'de impacto reduzido', que se baseia no conceito de Manejo Florestal Sustentável (MFS) e busca minimizar os impactos sobre a vegetação remanescente através do planejamento de estradas de arraste, de técnicas adequadas de corte e do direcionamento de queda das árvores (JONKERS; HENDRISON, 2011). Esta modalidade de exploração dos recursos florestais madeireiros, tem por objetivos a manutenção da biodiversidade e da capacidade produtiva da floresta, a conservação do solo e da água, o sequestro de carbono (FUJIMORI, 2001) e contribui para geração de renda e melhoria da qualidade de vida das populações locais (SFB, 2020).

Contundo, apesar dos objetivos de redução dos impactos à biodiversidade, a exploração seletiva de madeira pode causar o declínio de alguns grupos animais e favorecer a presença ou abundância de outros (AZEVEDO-RAMOS et al., 2006; BURIVALOVA et al., 2014), alterando a estrutura das comunidades, com ou sem diminuição da riqueza de espécies e da abundância de indivíduos (FREDERICKSEN; FREDERICKSEN, 2004; BICKNELL; PERES, 2010; MORGAN et al., 2019). Assim, a identificação de grupos animais sensíveis as alterações ambientais é uma ferramenta importante na avaliação de impactos ambientais e no monitoramento de áreas alteradas (DALE; BEYELER, 2001; MENDOZA; PRABHU, 2003; MOFFATT; MCLACHLAM, 2004).

Dentre os grupos de animais que são sensíveis as alterações do ambiente, os Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) apresentam respostas rápidas às mudanças geradas pela exploração madeireira (BICKNELL et al., 2014b; FRANÇA et al., 2017). Este grupo é considerado um excelente bioindicador a décadas (HALFFTER; FAVILA, 1993; DAVIS et al., 2001; CARVALHO et al., 2020) pela facilidade de amostragem, taxonomia relativamente bem resolvida, responderem as mudanças no ambiente, e pela importância ecológica e econômica (ANDRESEN,

2002; VULINEC, 2002; NICHOLS et al., 2008). Estes besouros desempenham papéis importante na regulação dos ecossistemas florestais, auxiliando nos processos de aeração do solo, reciclagem de nutrientes, dispersão de sementes e supressão de parasitas (ANDRESEN, 2002; VULINEC, 2002; NICHOLS *et al.*, 2008).

Para este grupo, já foram observadas alterações em sua riqueza e abundância em área onde as técnicas do MFS foram aplicadas (FRANÇA et al., 2017), sendo a riqueza afetada pela intensidade de exploração (SLADE et al., 2011; BURIVALOVA et al., 2014). Além dos efeitos das alterações ambientais sobre a diversidade taxonômica, estudos recentes vêm demonstrando que avaliações sobre a diversidade funcional podem revelar informações importantes que auxiliam a compreender da resposta dos Scarabaeinae as mudanças no uso da terra (BARRAGÁN et al., 2011; AUDINO et al., 2014; BEIROZ et al., 2018; CERULLO et al., 2019; CORREA et al., 2021). Diante disto, uma corrente recente vem defendendo o uso da diversidade taxonômica e funcional juntas, a fim de chegar a uma resposta mais clara sobre as alterações ambientais (AUDINO et al., 2014; BEIROZ et al., 2018).

Com o objetivo de avaliar os efeitos do manejo florestal sustentável sobre a assembleia de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em uma floresta de terra firme na Amazônia Central, nós i) comparamos o número de espécies, número de indivíduos e a estrutura da assembleia de Scarabaeinae entre áreas exploradas e área não explorada; ii) identificamos espécies indicadoras das áreas exploradas e da área não explorada; e iii) avaliamos a influência do tempo transcorrido após a exploração e da estação do ano sobre a riqueza de espécies, abundância de indivíduos e estrutura da assembleia de Scarabaeinae. Ainda, como objetivos do nosso estudo, nós também buscamos responder as seguintes perguntas: i) a exploração seletiva de madeira altera a diversidade funcional de Scarabaeinae?; ii) qual o tempo necessário para a recuperação da diversidade funcional?; e iii) a diversidade funcional se altera com a estação do ano?

## **APRESENTAÇÃO**

Esta dissertação dispõe de dois capítulos apresentados em forma de artigo científico. Ambos os capítulos são de co-autoria de Louri Klemann Júnior e Fernando Zagury Vaz-de-Mello.

## REFERÊNCIAS

- ANDRESEN, E. (2002) Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. *Ecological Entomology*, 27: 257-270. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2002.00408.x>
- AUDINO, L.D.; LOUZADA, J.; COMITA, L. (2014) Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: is it possible to recover species and functional diversity? *Biological Conservation*, 169: 248-257. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.023>
- AZEVEDO-RAMOS, C.; CARVALHO-Jr, O.; AMARAL, B.D. (2006) Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management*, 232: 26-35. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.025>
- BARRAGÁN, F.; MORENO, C.E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; NAVARRETE, D. (2011) Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *PloS ONE*, 3: e17976. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017976>
- BEIROZ, W.; SAYER, E.; SLADE, E.M.; AUDINO, L.; BRAGA, R.F.; LOUZADA, J.; BARLOW, J. (2018) Spatial and temporal shifts in functional and taxonomic diversity of dung beetles in a human-modified tropical forest landscape. *Ecological Indicators*, 95: 518-526. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.062>
- BICKNELL, J.; PERES, C.A. (2010) Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management*, 259: 2267-2275. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.027>
- BURIVALOVA, Z.; ŞEKERCIOĞLU, Ç.H.; KOH, L.P. (2014) Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Current Biology*, 24: 1893-1898. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.065>
- (a) BICKNELL, J.E.; STRUEBIG, M.J.; EDWARDS, D.P.; DAVIES, Z.G. (2014) Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. *Current Biology*, 24: R1119-R1120
- (b) BICKNELL, J.E.; PHELPS, S.P.; DAVIES, R.G.; MANN, D.J.; STRUEBIG, M.J.; DAVIES, Z.G. (2014) Dung beetles as indicators for rapid impact assessments: Evaluating best practice forestry in the neotropics. *Ecological Indicators*, 43: 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.030>
- CARVALHO, R.L.; ANDERSEN, A.N.; ANJOS, D.V.; PACHECO, R.; CHAGAS, L.; VASCONCELOS, H.L. (2020) Understanding what bioindicators are actually indicating: linking disturbance responses to ecological traits of dung beetles and ants. *Ecological Indicators*, 108: 105764. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105764>
- CERULLO, G.R.; EDWARDS, F.A.; MILLS, S.C.; EDWARDS, D.P. (2019) Tropical forest subjected to intensive post-logging silviculture maintains functionally diverse

dung beetle communities. *Forest Ecology and Management*, 444: 318-326.  
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.025>

CORREA, C.M.A.; LARA, M.A.; PUKER, A.; NORIEGA, J.A.; KORASAKI, V. (2021) Quantifying responses of dung beetle assemblages to cattle grazing removal over a short-term in introduced Brazilian pastures. *Acta Oecologica*, 110: 1-9.  
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103681>

DALE, V.H.; BEYELER, S.C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3-10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)

DAVIS, A., HOLLOWAY, J.D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPROGGS, A.H.; SUTTON, S.L. (2001) Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology*, 38: 593-616.  
<https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00619.x>

FRANÇA, F.M.; FRAZÃO, F.S.; KORASAKI, V.; LOUZADA, J.; BARLOW, J. (2017) Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the sustainable management of Amazonian tropical forests. *Biological Conservation*, 216: 115-122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.014>

FREDERICKSEN, N.; FREDERICKSEN, T.S. (2004) Impacts of selective logging on amphibians in a Bolivian tropical humid forest. *Forest Ecology and Management*, 191: 275-282. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.012>

FUJIMORI, T. (2001). *Ecological and silvicultural strategies for sustainable forest management*. Elsevier, Amsterdam, NL.

GULLISON, R.E. Does forest certification conserve biodiversity? (2003) *Oryx*, 37: 153-165. <https://doi.org/10.1017/S0030605303000346>

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

JONKERS, W.B.J.; HENDRISON, J. (2011) The CELOS Management System: concept, treatments and costs. In: WEEGER, M.J.A. (ed.). *Sustainable Management of Tropical Rainforests: the CELOS Management System*. Paramaribo: Tropenbos International. 257-282.

LAGAN, P.; MANNAN, S.; MATSUBAYASHI, H. (2007) Sustainable use of tropical forests by reduced-impact logging in Deramakot Forest Reserve, Sabah, Malaysia. In: NAKASHIZUKA, T. (Eds). *Sustainability and Diversity of Forest Ecosystems*. Springer, Tokyo. 22: 414-421. [https://doi.org/10.1007/978-4-431-73238-9\\_6](https://doi.org/10.1007/978-4-431-73238-9_6)

LEWIS, S.L.; EDWARDS, D.P.; GALBRAITH, D. (2015) Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349: 827-832. DOI: 10.1126/science.aaa9932

MENDOZA, G. A.; PRABHU, R. (2004) Fuzzy methods for assessing criteria and indicators of sustainable forest management. *Ecological Indicators*, 3: 227-236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2003.08.001>

MOFFATT, S.F.; MCLACHLAN, S.M. (2004) Understorey indicators of disturbance for riparian forests along an urban-rural gradient in Manitoba. *Ecological Indicators*, 4: 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2003.08.002>.

MORGAN, D.; STRINDBERG, S.; WINSTON, W.; STEPHENS, C.R.; TRAUB, C.; AYINA, C.E.; EBIKA, S.T.N.; MAYOUKOU, W.; KONI, D.; IYENGUET, F.; SANZ, C.M. (2019) Impacts of selective logging and associated anthropogenic disturbance on intact forest landscapes and apes of northern Congo. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00028>

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M.E. (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141: 1461-1474. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011>

SFB (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO) (2020) O que é Concessão Florestal? Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/o-que-e-concessao-florestal>. Acesso em: 27 de novembro de 2020.

SLADE, E.M.; MANN, D.J.; LEWIS, O.T. (2011) Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under contrasting logging regimes. *Biological Conservation*, 144: 166-174. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.011>

VULINEC, K. (2000) Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), monkeys, and conservation in Amazonia. *The Florida Entomologist*, 83: 229-241.



## LISTA DE FIGURAS

### Capítulo I

**Figura 1** – Mapa de localização da área de estudo.....23

**Figura 2** - Número total de espécies de Scarabaeinae presentes em 11 áreas de exploração seletiva de madeira e em uma área não explorada, espécies exclusivas e espécies compartilhadas com a área não explorada.....28

**Figura 3** - Modificações na riqueza, abundância e estrutura da assembleia de Scarabaeinae, durante a estação chuvosa e a estação seca amazônica, em função do tempo transcorrido após a exploração seletiva de madeira em 12 áreas nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil.....31

### Capítulo II

**Figura 1**- Número de espécie de Scarabaeinae separado por tamanho e guilda, coletados durante a estação seca e chuvosa amazônica, em função do tempo transcorrido após a exploração seletiva de madeira em 12 áreas nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil. a-b) Grandes, c-d) Médios, e-f) Pequenos, g-h) Paracoprídeos, i-j) Telecoprídeos e k-l) Endocoprídeos.....66

**Figura 2** - Número de espécie de Scarabaeinae separado por dieta e período de voo, durante a estação chuvosa e seca amazônica, em função do tempo transcorrido após a exploração seletiva de madeira em 12 áreas nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil. a-b) Coprófagos, c-d) Generalistas, e-f) Necrófagos, g-h) Noturnos, i-j) Diurnos, k-l) Crepuscular.....67

**Figura 3** - Dispersão funcional (FDis), uniformidade funcional (FEve) e riqueza funcional (FRic), durante a estação chuvosa e a estação seca amazônica, em função do tempo transcorrido após a exploração seletiva de madeira em 12 áreas nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil.....69

## LISTA DE TABELAS

### Capítulo I

**Tabela 1** - Abundância, riqueza, Índice de diversidade de Shannon-Wiener e de equabilidade de Pielou da fauna de Scarabaeinae em 11 áreas de exploração seletiva de madeira e em uma área não explorada na Amazônia brasileira.....27

**Tabela 2** - Valores de IndVal da fauna de Scarabaeinae coletados em área de exploração seletiva de madeira entre outubro de 2018 e maio de 2019. As espécies com  $p < 0,05$  foram consideradas indicadoras dos diferentes grupos formados. Espécies indicadoras: \*.....29

### Capítulo II

**Tabela 1**- Grupos funcionais e número de indivíduos por espécie coletadas em área de exploração seletiva de madeira nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil. Os nomes dos grupos funcionais são a combinação das seguintes características: Pa = Paracoprídeo, Te = Telecoprídeo, En = Endocoprídeo; L = grande, M = média, S = pequena; Di = Diurno, Cr = Crepuscular, No = Noturno; Co = Coprófago, Ne = Necrófago, Ge = Generalista y Sa = Saprófago.....60

## 1 CAPÍTULO I

**IMPORTÂNCIA DO TEMPO TRANSCORRIDO PARA RECUPERAÇÃO DE  
ESTRUTURA DA ASSEMBLEIA DE SCARABAEINAE EM ÁREAS  
SELETIVAMENTE EXPLORADAS NA AMAZÔNIA BRASILEIRA**

## RESUMO

As florestas tropicais estão passando por inúmeras transformações causadas, em grande parte, pelo homem. Em meio a estas transformações a exploração seletiva de madeira representa uma alternativa ambientalmente menos danosa, embora este impacto possa alterar a composição das comunidades animais e vegetais no ecossistema florestal. Dentre os animais, a subfamília Scarabaeinae (Insecta: Coleoptera: Scarabaeidae) vem sendo utilizada como indicadora por responder de forma rápida às modificações nos ambientes. Assim, como objetivo deste trabalho nós avaliamos a influência do tempo transcorrido após a exploração e da estação do ano sobre a riqueza, abundância e estrutura da assembleia de Scarabaeinae em uma floresta ombrófila densa na Amazônia brasileira. Nós também identificamos espécies indicadoras das áreas exploradas e não explorada. Para isso nós utilizamos 240 armadilhas de interceptação de voo distribuídas em 11 áreas com diferentes anos de exploração (tempo transcorrido após a exploração entre 1 e 15 anos) e em uma área controle não explorada, totalizando 20 armadilhas por área amostrada. Nós coletamos 28.508 indivíduos de Scarabaeinae pertencentes a 85 espécies. 24.349 indivíduos (85,41%) foram coletados na estação seca e 4.159 indivíduos (14,59%) na estação chuvosa. Das 85 espécies registradas, 25 apresentaram valores de indicação significativos, sendo quatro espécies indicadoras da área não explorada e 21 das áreas exploradas. O tempo transcorrido após a exploração e a estação do ano afetaram a riqueza, abundância e estrutura da assembleia de Scarabaeinae. Nossos resultados indicam que a exploração seletiva de madeira causou modificações na assembleia de Scarabaeinae, afetando a riqueza de espécies, a abundância de indivíduos e a estrutura da assembleia. Estas modificações foram mais intensas do segundo ao quinto ano após a exploração e, apesar das modificações, das 44 espécies presentes na área não exploradas, 77,27 – 95,45% estavam presentes em cada uma das áreas exploradas. Ainda, a partir do sexto ano após a exploração seletiva de madeira, notamos uma recuperação da riqueza, abundância e estrutura da assembleia de Scarabaeinae. Apesar de gerar impactos sobre a fauna de Scarabaeinae, nossos resultados demonstram que a exploração seletiva de madeira na área de estudo não ocasionou perda de diversidade na assembleia de Scarabaeinae ao longo do tempo e no conjunto das áreas avaliadas.

**Palavras-chave:** Bioindicadores. Rola-bosta. Florestas tropicais. Manejo Florestal Sustentável. Impactos, Sazonalidade.

## ABSTRACT

Tropical forests are suffering several changes due to human activities. Among these, selective logging may represent a less damaging alternative, although it may still alter species compositions of animals and plants in forest ecosystems. Dung beetles (Insecta: Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) are used as bioindicators as they respond quickly to environmental changes. Thus, in this study we tested the effects of time after logging and seasonality on species richness, number of individuals, and assemblage structure of dung beetles in central Brazilian Amazon Forest. We also identified indicator species of logged and unlogged sites. We used the total of 240 flight interception traps (20 per area) in 11 logged sites (between one and 15 years after logging) and one unlogged site. We collected 28,508 dung beetles from 85 species. Most individuals (24,349, 85.41%) were collected during the dry period. Four species were good indicators of the unlogged site, while 21 species were indicators of logged sites. Time after logging and seasonality significantly affected species richness, the number of individuals collected and assemblage structure. These effects were greater from the second to the fifth year after logging. Logged sites represented 77% to 95% of species richness in the unlogged site. From the sixth year after logging, dung beetles assemblages were significantly recovered. Our results show that selective logging in the study sites significantly, but momentarily affected dung beetles diversity. Thus, selective logging practices may not cause irreversible impacts on dung beetles.

**Keywords:** Bioindicators. Dung-beetle. Tropical forest. Sustainable Forest Management. Environmental impacts. Seasonality.

## INTRODUÇÃO

As florestas tropicais abrigam cerca de dois terços da biodiversidade terrestre, gerando benefícios locais, regionais e globais por meio do fornecimento de bens econômicos e serviços ecossistêmicos (GARDNER et al., 2009). Dentre as florestas tropicais, a Floresta Amazônica possui a maior biodiversidade do planeta (MAGNUSSON et al., 2016). Nesta floresta é encontrada a maior riqueza de aves, mamíferos e anfíbios do mundo (JENKINS et al., 2013), além da maior diversidade de borboletas e de peixes de água doce (WWF, 2010). Assim, devido à grande riqueza de espécies, a Amazônia é considerada como área prioritária para a conservação da biodiversidade (TURNER et al., 2007). Apesar da importância conservacionista, as florestas tropicais estão passando por inúmeras transformações antrópicas, como perda de habitat, fragmentação, incêndios florestais, mineração ilegal e construção de estradas (MICHALSKI et al., 2008; PERES, 2010; MONTINHO, 2012, ARIMA et al., 2015). Estas alterações vêm sendo cada vez mais impulsionadas pelo avanço das fronteiras agrícolas (GIBBS et al., 2010; HOSONUMA et al., 2012; RUDEL, 2013), reduzindo a área ocupada pelas florestas tropicais ao longo das últimas décadas (MURALI; HEDGE, 1997; SOUZA-FILHO et al., 2016) e causando perda de biodiversidade (SCHULZE et al., 2004; PASTRO et al., 2011; BELLARD et al., 2014; KEENAN et al., 2015; BOWMAN et al., 2016). A perda de espécies vegetais e animais trazem prejuízos ao equilíbrio do ecossistema terrestre, afetando a ciclagem de nutrientes (YANG; GRATTON, 2014), a polinização (GREENWOOD, 1987; OLLERTON et al., 2011), a aeração do solo (CARVALHO et al., 2018), aumentando a erosão (REUBENS et al., 2007), e afetando a retenção de carbono e a regulação do clima (CANADELL; RAUPACH, 2008).

Diante deste cenário, a exploração seletiva de madeira surge como uma forma menos prejudicial de uso dos recursos florestais (GULLISON, 2003; LAGAN et al., 2007). A exploração seletiva de madeira através do Manejo Florestal Sustentável (MFS) busca minimizar os impactos sobre a vegetação remanescente por meio do planejamento de estradas de arraste, de técnicas adequadas de corte e do direcionamento de queda das árvores (JONKERS; HENDRISON, 2011), contribuindo para a conservação da biodiversidade. Esta forma de uso dos recursos também

contribui para o desenvolvimento socioeconômico das comunidades que vivem no entorno destes empreendimentos, aumentando a renda dos comunitários e reduzindo a pressão sobre a floresta (PWA, 2016). Assim, dentre as formas de uso da terra, a exploração seletiva de madeira mostra-se como uma alternativa de uso sustentável dos recursos florestais, que contribui para conservação das florestas tropicais (ZARIN et al., 2007; KUDAVIDANAGE et al., 2012). Apesar dos objetivos de redução dos impactos à biodiversidade, a exploração seletiva de madeira pode causar o declínio de alguns grupos animais e favorecer a presença ou abundância de outros (AZEVEDO-RAMOS et al., 2006; BURIVALOVA et al., 2014). Estas alterações podem modificar a estrutura das comunidades, com ou sem diminuição da riqueza de espécies e da abundância de indivíduos (FREDERICKSEN; FREDERICKSEN, 2004; DUMBRELL; HILL, 2005; BICKNELL; PERES, 2010; DIAS et al., 2010; MORGAN et al., 2019). Assim, os efeitos da exploração seletiva de madeira sobre a biodiversidade, dependendo dos grupos avaliados e da forma de avaliação, variam de intensos a ausentes. Este cenário, diante das transformações que as florestas tropicais estão passando, torna essencial o conhecimento dos reais impactos da exploração seletiva de madeira sobre o ecossistema florestal e sua fauna (PETERS et al., 2006; NICHOLS et al., 2008; BURIVALOVA et al., 2014; FRANÇA et al., 2017). Aliado a isso, a identificação de grupos animais sensíveis as alterações ambientais é uma ferramenta importante na avaliação de impactos ambientais e no monitoramento de áreas alteradas (DALE; BEYELER, 2001; MENDOZA; PRABHU, 2003; MOFFATT; MCLACHLAM, 2004).

Dentre os grupos animais, os insetos têm sido amplamente utilizados para avaliar os impactos da exploração seletiva de madeira, por responderem rapidamente aos distúrbios causados na floresta (VASCONCELOS et al., 2000; HAMER et al., 2002; RIBEIRO; FREITAS, 2012; BICKNELL et al., 2014). Dentre os insetos, a ordem Coleoptera se destaca pela presença em diferentes ecossistemas, bem como, pela atuação em diferentes níveis tróficos (e.g., polinização, dispersão, predação e decomposição; SANTOS; ABSY, 2010; LAWRENCE; ŚLIPÍŃSKI, 2013; ZHAO et al., 2013), refletindo de forma rápida e eficiente as alterações no ambiente. Dentre os Coleoptera, a subfamília Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) vem sendo utilizada como ferramenta em avaliações de impactos ambientais (SCHEFFLER, 2005; SLADE et al., 2007; 2011; BICKNELL et al., 2014; FRANÇA et al., 2016; 2017). Os Scarabaeinae são considerados bons indicadores devido à facilidade de

amostragem, taxonomia bem resolvida, resposta às mudanças ambientais, importância ecológica e econômica, e por estarem diretamente correlacionados com outros táxons (SPECTOR, 2006). Assim, esses besouros vêm sendo utilizados como bioindicadores dos efeitos e impactos da exploração seletiva de madeira (DAVIS et al., 2001; OTAVO et al., 2013; EDWARDS et al., 2017; FRANÇA et al., 2018), sendo esperadas modificações em sua composição de acordo com a intensidade de corte (CAJAIBA et al., 2017) e com as alterações na cobertura do dossel, na estrutura do solo (GARDNER et al., 2008) e na disponibilidade de alimento (SILVA; HERNÁNDEZ, 2016).

Considerando a importância da exploração seletiva de madeira como forma de uso sustentável das florestas tropicais, é inquestionável a necessidade de informações que permitam compreender os impactos da exploração florestal sobre a fauna. Ainda, considerando a importância dos Scarabaeinae na ciclagem de nutrientes, bioturbação do solo, dispersão secundária de sementes, e melhoria do crescimento de plantas (NICHOLS et al., 2008; MANNING et al., 2016), o uso deste grupo permite uma avaliação indireta eficiente dos impactos da exploração madeireira sobre o ecossistema. Deste modo, nosso trabalho teve como objetivos avaliar os impactos da exploração seletiva de madeira e como o tempo transcorrido após a exploração afeta a assembleia de Scarabaeinae em uma floresta ombrófila densa na Amazônia brasileira. Ainda, como objetivos deste trabalho, nós i) comparamos o número de espécies, número de indivíduos e a estrutura da assembleia de Scarabaeinae entre áreas exploradas e área não explorada; ii) identificamos espécies indicadoras das áreas exploradas e da área não explorada; e iii) avaliamos a influência do tempo transcorrido após a exploração e da estação do ano sobre o número de espécies, abundância de indivíduos e estrutura da assembleia de Scarabaeinae.

## **1.1 MATERIAL E MÉTODOS**

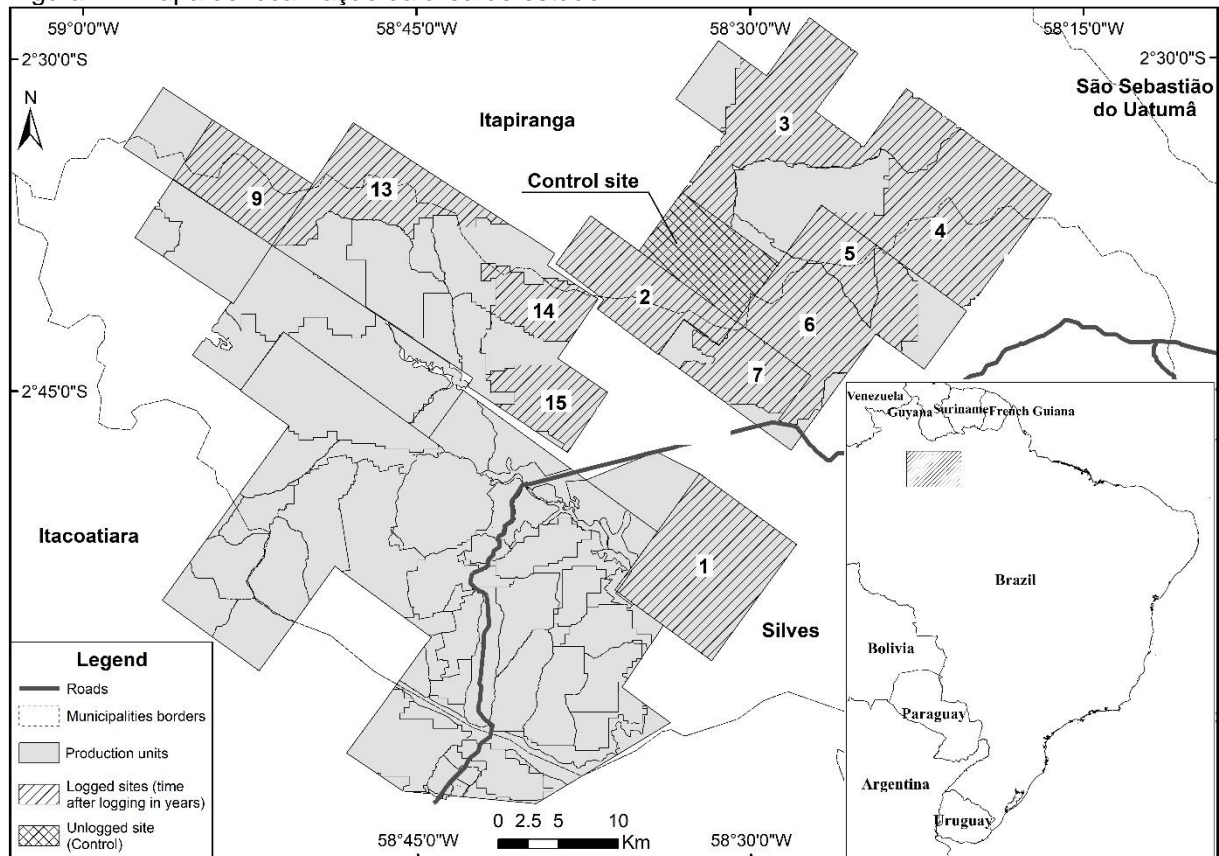
### **1.1.1 Área de estudo**

As áreas de estudo estão em um conjunto de fazendas pertencentes a empresa Mil Madeiras Preciosas que somam 209.269 hectares de florestas nativas certificadas para exploração seletiva de madeira pela *Forest Stewardship Council* (FSC), na



modalidade de Manejo Florestal Sustentável (MIL MADEIRAS PRECIOSAS, 2017). Neste conjunto de fazendas foram amostradas 12 áreas localizadas nos municípios de Itapiranga e Silves (AM) que somam mais de 70.000 ha, sendo uma área não explorada e 11 áreas exploradas nos anos: 2003/2004, 2004/2005, 2005/2006, 2009/2010, 2011/2012, 2012/2013, 2013/2014, 2014/2015, 2015/2016, 2016/2017, 2017/2018) (Figura 1).

Figura 1 – Mapa de localização da área de estudo.



A intensidade média de exploração nas áreas da empresa é de  $16.82 \text{ m}^3/\text{ha}$  (SD = 3.84), abaixo do estabelecido pela Resolução CONAMA 406/2009 ( $30 \text{ m}^3/\text{ha}$ ), e com um ciclo de corte de 35 anos. A vegetação nas áreas de estudo é classificada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (VELOSO et al., 1991), com abundante presença de lianas lenhosas, epífitas e outras formas de vida macro e mesofanerófitas (IBGE, 2012). Os dados de inventário florestal das áreas da empresa mostram que a estrutura vegetal das áreas amostradas é, em média, 58,7% (Desvio Padrão - SD = 0.13) similar. Considerando que a floresta Amazônica é heterogênea e possui muitas espécies localmente raras (OLIVEIRA et al., 2008), as áreas amostradas possuem alta similaridade quanto a estrutura de sua vegetação. O clima da região é classificado como Tropical úmido do tipo Am, com temperaturas

médias de 25 °C e precipitação pluviométrica bem distribuída durante o ano (KOTTEK et al., 2006). O solo é caracterizado como Latossolo Amarelo Distrófico típico, caracterizado por apresentar baixa disponibilidade de nutrientes, elevada acidez, altos teores de óxidos de ferro e alumínio, e baixa saturação por bases ( $V < 50\%$ ) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (EMBRAPA, 2006).

### **1.1.2 Coleta dos dados**

Para a obtenção dos dados sobre a assembleia de Scarabaeinae delimitamos cinco transectos de 130 m de extensão em cada área amostrada. Os transectos foram delimitados a partir da estrada de acesso e distantes 2 km um do outro. Em cada transecto instalamos quatro armadilhas de interceptação de voo distantes 10 metros uma da outra, posicionadas a 100, 110, 120 e 130 metros da estrada de acesso. Em cada área instalamos 20 armadilhas e realizamos duas amostragens, uma na estação seca (outubro de 2018) e outra na estação chuvosa (maio de 2019), totalizando 480 armadilhas instaladas durante o estudo. Cada armadilha permaneceu montada durante 168 horas (sete dias e sete noites) em cada estação amostrada, totalizando 80.640 armadilhas x horas durante o estudo. As armadilhas foram confeccionadas com recipientes plásticos com capacidade para dois litros, medindo 17 cm de altura e 14 cm de diâmetro na boca. Os recipientes plásticos foram enterrados, mantendo-se a abertura ao nível do solo. Para interceptação de voo foi utilizado tecido do tipo filó, medindo 90 cm de altura por 90 cm de largura. As armadilhas foram cobertas com lona preta medindo 70 x 100 cm para proteção contra a chuva. A isca (50 g/armadilha) foi alocada em um recipiente plástico (poliestireno) com capacidade para 145 ml posicionado sobre a abertura de cada armadilha. Considerando que os Scarabaeinae são detritívoros e utilizam fezes, carcaças e frutos em decomposição como recurso alimentar (HALFFTER; MATTHEWS, 1966; MARIONI et al., 2001), foi utilizada isca atrativa feita com 90% de fezes suínas e 10% de fezes humanas afim de aumentar a eficiência de captura (MARSH et al., 2013). Para captura e conservação dos exemplares nas armadilhas foi utilizada uma solução contendo água, sal de cozinha e detergente neutro. Os insetos capturados foram armazenados em álcool a 93%, triados e os indivíduos da subfamília Scarabaeinae foram separados, contabilizados

e montados. A identificação em nível de gênero foi realizada com o auxílio de bibliografia específica (VAZ-DE-MELLO et al., 2011). Depois de identificados, os exemplares montados foram depositados na coleção entomológica do Centro de Estudos Superiores de Itacoatiara da Universidade do Estado do Amazonas (CESIT/UEA) e na coleção entomológica da Universidade Federal de Mato Grosso.

### 1.1.3 Análises dos dados

Para avaliar os impactos da exploração seletiva de madeira sobre a riqueza de espécies, número de indivíduos ( $\log + 1$ ) e estrutura da assembleia de Scarabaeinae nós utilizamos Modelos Lineares Mistos – LMM (KUZNETSOVA et al., 2017) com o tempo transcorrido após a exploração e a estação do ano como variáveis preditoras. Nós utilizamos cada armadilha instalada como unidade amostral e a identificação de área e transecto de cada armadilha como variável aleatória. Usamos a variável aleatória para incluir nos modelos o efeito do agrupamento das armadilhas em transectos e da repetição das amostragens entre as estações do ano. Para estas análises padronizamos os dados da estrutura da assembleia de Scarabaeinae usando o comando ‘decostand’ do pacote ‘vegan’ (OKSANEN et al., 2019) com o método de correção de Hellinger (LEGENDRE; GALLAGHER, 2001). Com os dados padronizados calculamos uma matriz de distância de Bray-Curtis usando a função ‘vegdist’ do pacote ‘vegan’, em seguida calculamos a decomposição das coordenadas principais usando a função ‘pcoa’ do pacote ‘ape’ (PARADIS; SCHLIEP, 2019). Para a análise da estrutura da assembleia de Scarabaeinae usamos o primeiro eixo da PCoA. Para a seleção do modelo de melhor ajuste nós utilizamos o processo de seleção backward stepwise, iniciando com o modelo contendo todas as variáveis preditoras e comparando o valor do Critério de Informação de Akaike - AIC (BURNHAN; ANDERSON, 2002; BURNHAN et al., 2011) ao serem excluídas as variáveis preditoras uma a uma. Modelos com diferença no valor de AIC menor do que dois foram considerados com o mesmo ajuste, assim eliminamos do modelo variáveis preditoras quando a diferença no valor de AIC foi maior do que dois. Avaliamos os modelos de melhor ajuste graficamente quanto a homogeneidade de variância dos resíduos (teste de normalidade de Shapiro-Wilk), para isso usamos a função ‘plotresid’

do pacote 'RVAidememoire' (HERVÉ, 2020). Testamos a significância das variáveis preditoras nos modelos de melhor ajuste através da Análise de Variância (ANOVA) do tipo III usando o pacote 'car' (FOX; WEISBERG, 2019).

Para identificar espécies indicadoras dos ambientes explorados e não explorado foi calculado o valor de indicação (IndVal) de cada espécie (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997). Esta análise combina especificidade, que é o grau em que uma espécie é encontrada em um tipo de hábitat, com fidelidade (frequência de ocorrência), caracterizado pelo grau em que uma espécie está presente em todos os locais de um tipo de hábitat (DUFRÊNE; LEGENDRE, 1997). O cálculo nesta análise é feito de forma independente para cada espécie, não havendo restrições quanto a categorização das áreas, podendo ser agrupadas subjetivamente ou qualitativamente (MCGEOCH; CHOWN, 1998). Para esta análise foram usados os dados de abundância das espécies em cada armadilha e estabelecidos agrupamentos de áreas de acordo com o uso (explorada ou não explorada) e de acordo com o intervalo de tempo transcorrido após a exploração: áreas exploradas a mais de 10 anos, áreas exploradas entre 6 e 10 anos e áreas exploradas entre 1 e 5 anos. Usamos a função 'multipatt' do pacote 'indicspecies' (DE CÁCERES; LEGENDRE, 2009) que permite determinar espécies indicadoras dos ambientes e combinações entre os ambientes avaliados (DE CÁCERES; LEGENDRE, 2009). Nós consideramos espécies indicadoras aquelas significativamente ( $p \leq 0.05$ ) associadas aos ambientes analisados (não explorado e explorados a  $> 10$  anos, 6 a 10 anos e  $< 5$  anos). Considerando que uma espécie é boa indicadora apenas quando a taxonomia for bem definida (SPECTOR, 2006).

Nós indicamos como indicadoras apenas aquelas identificadas em nível de espécie. Para comparar a diversidade de Scarabaeinae entre as áreas amostradas calculamos o índice de diversidade de Shannon-Wiener ( $H'$ ), usando o comando 'diversity' do pacote 'vegan' (OKSANEN et al., 2019). Para esta análise usamos os dados absolutos de abundância de cada espécie para cada área em cada estação. Calculamos, ainda, a equabilidade de Pielou ( $J'$ ) usando os valores da diversidade de Shannon-Wiener dividido pelo log da riqueza total de cada área em cada estação. Também, avaliamos a porcentagem de espécies retiradas nas áreas exploradas em relação as 44 espécies encontradas na área não explorada. Conduzimos todas as análises no programa R versão 3.6.0 (R Core Team, 2019).

## 1.2 RESULTADOS

Foram capturados 28.508 indivíduos de Scarabaeinae pertencentes a 24 gêneros e 85 espécies. Desse total, 24.349 indivíduos (85,41%) de 65 espécies foram capturados na estação seca e 4.159 indivíduos (14,59%) de 70 espécies na estação chuvosa. Na área não explorada foram capturados 2.748 indivíduos de 43 espécies na estação seca e 196 indivíduos de 25 espécies na estação chuvosa. A diversidade de Shannon-Wiener na área não explorada foi de 1.94 na estação seca e 2.64 na estação chuvosa e a equabilidade de Pielou foi de 0.54 na estação seca e 0.82 na estação chuvosa. Na estação seca o número de espécies nas áreas exploradas variou de 30 (três anos após a exploração) a 44 (13 e 14 anos) e o número de indivíduos variou de 557 (dos anos) a 6.310 (14 anos). Na estação chuvosa o número de espécies nas áreas exploradas variou de 31 (dois e três anos após a exploração) a 43 (15 anos) e o número de indivíduos variou de 114 (dos anos) a 565 (14 anos). As médias do índice de diversidade de Shannon-Wiener das áreas exploradas foram 2.26 na estação seca e 2.86 na estação chuvosa e da equabilidade de Pielou foram 0.63 na estação seca e 0.74 na estação chuvosa (Tabela 1).

Tabela 1 - Abundância, riqueza, Índice de diversidade de Shannon-Wiener e de equabilidade de Pielou da fauna de Scarabaeinae em 11 áreas de exploração seletiva de madeira e em uma área não explorada na Amazônia brasileira. S = (estação seca); C = (estação chuvosa)

Tempo transcorrido (anos)	Abundância		Riqueza		Diversidade de Shannon-Wiener (H')		Equabilidade de Pielou (J')	
	S	C	S	C	S	C	S	C
15	974	509	37	43	2.81	2.86	0.78	0.76
14	6310	565	44	39	1.57	2.88	0.41	0.79
13	1371	393	44	39	2.66	3.15	0.7	0.86
9	2423	506	42	34	2.54	2.97	0.68	0.84
7	780	394	36	38	2.47	2.69	0.69	0.74
6	4705	359	34	32	1.31	2.77	0.37	0.8
5	1924	294	39	35	1.84	2.92	0.5	0.82
4	1341	221	34	33	1.97	2.86	0.56	0.82
3	607	196	30	31	2.38	2.8	0.7	0.15
2	557	114	32	31	2.63	2.77	0.76	0.81
1	609	412	36	41	2.72	2.84	0.76	0.76
Área não explorada	2748	196	43	25	1.94	2.64	0.52	0.82
<b>Total</b>	<b>24349</b>	<b>4159</b>	<b>65</b>	<b>70</b>	<b>2.24</b>	<b>2.85</b>	<b>0.62</b>	<b>0.75</b>

As áreas exploradas conseguiram reter de 77,27% (três e seis anos após a exploração) a 95,45 % (14 anos) das espécies presentes na área não explorada (Figura 2). Das 44 espécies presentes na área não explorada, 37 estavam presentes na área explorada após um ano, 36 (2 anos), 34 (3 anos), 36 (4 anos), 40 (5 anos), 34 (6 anos), 39 (7 anos), 38 (9 anos), 41 (13 anos), 42 (14 anos) e 39 (15 anos). O conjunto das áreas exploradas amostradas em nosso estudo conseguiram reter 100% das espécies presentes na área não explorada. Nós identificamos 24 espécies com valores de indicação significativo. Deste total, três espécies foram consideradas indicadoras das áreas exploradas a mais de 10 anos e uma da área não explorada. A combinação entre áreas exploradas a <5 anos e exploradas entre 6 e 10 anos apresentou uma espécie indicadora, exploradas a >10 anos e entre 6 e 10 anos duas espécies indicadoras, exploradas a >10 anos e não explorada quatro espécies indicadoras e explorada a >10 anos, explorada entre 6 a 10 anos e não explorada treze espécies indicadoras (Tabela 2).

Figura 2 - Número total de espécies de Scarabaeinae presentes em 11 áreas de exploração seletiva de madeira e em uma área não explorada, espécies exclusivas e espécies compartilhadas com a área não explorada. NE = área não explorada.

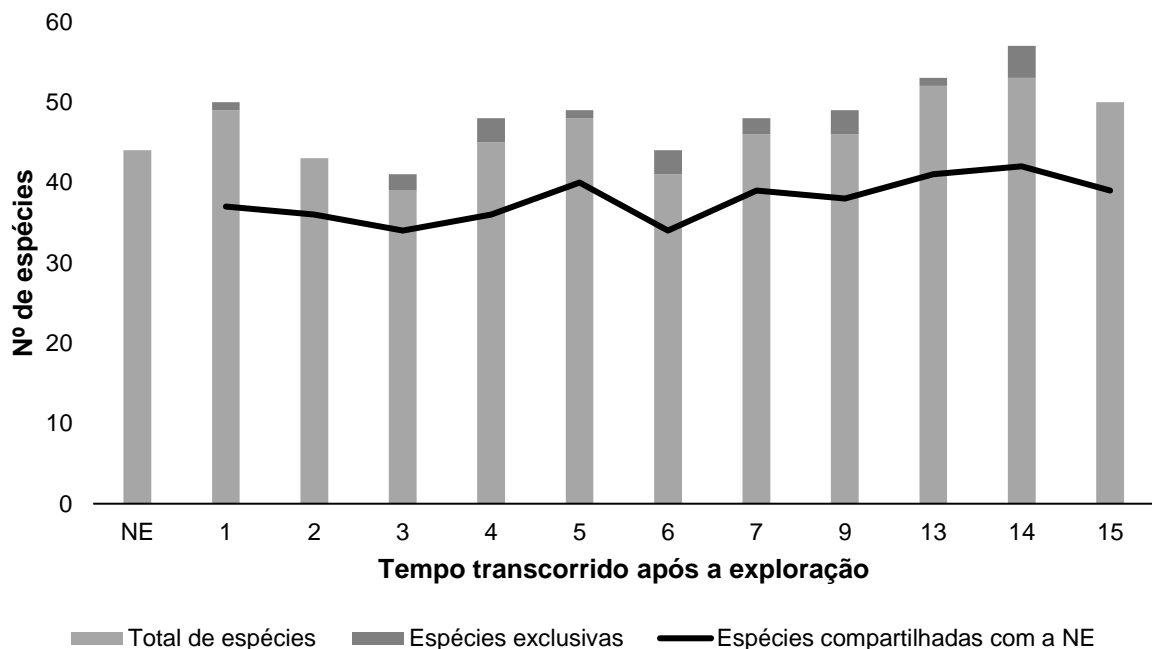


Tabela 2 - Valores de IndVal da fauna de Scarabaeinae coletados em área de exploração seletiva de madeira entre outubro de 2018 e maio de 2019. As espécies com  $p < 0,05$  foram consideradas indicadoras dos diferentes grupos formados. Espécies indicadoras: \*.

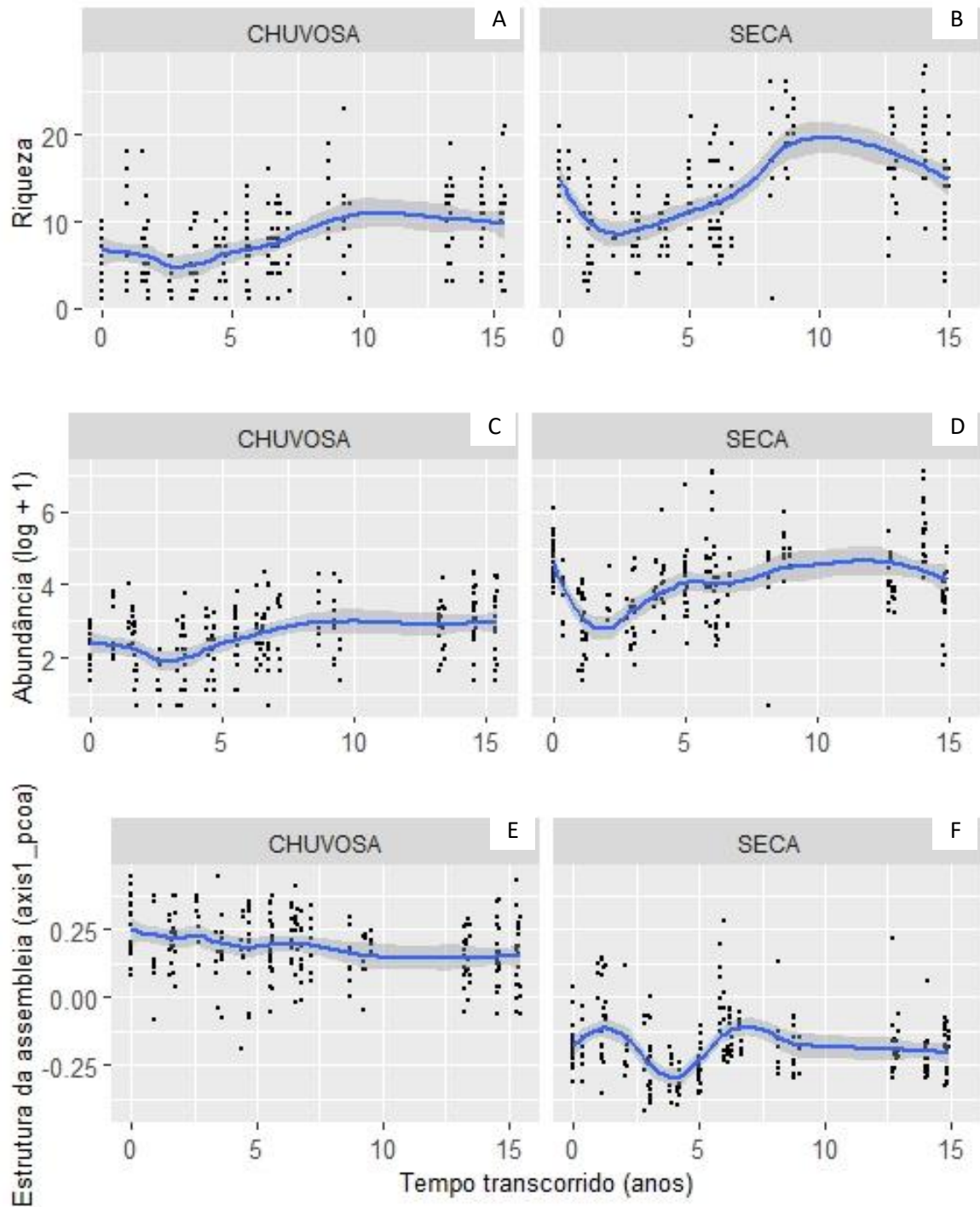
Área + Combinação de áreas (n = 24)	A	B	IndVal	p
<b>A mais de 10 anos (n = 3)</b>				
<i>Ateuchus</i> sp. 2	0.744	0.092	0.261	0.010
<i>Sylvicanthon</i> sp. 1	0.755	0.067	0.224	0.050
<i>Scybalocanthon</i> sp. 1	1.000	0.033	0.183	0.025
<b>Não explorada (n = 1)</b>				
<i>Dichotomius latilobatus</i> *	0.616	0.075	0.215	0.030
<b>Entre 1 a 5 anos + entre 6 a 10 anos (n = 1)</b>				
<i>Anomiopus</i> sp. 1	0.838	0.123	0.321	0.025
<b>Entre 6 a 10 anos + mais de 10 anos (n = 2)</b>				
<i>Dichotomius formosus</i> *	0.855	0.345	0.543	0.005
<i>Eurysternus ventricosus</i> *	0.776	0.206	0.400	0.005
<b>Mais de 10 anos + não explorada (n = 4)</b>				
<i>Deltochilum orbiculare</i> *	0.806	0.119	0.309	0.005
<i>Canthidium</i> sp. 6	0.757	0.125	0.308	0.015
<i>Canthon</i> aff. <i>quadrifasciatus</i> *	0.870	0.100	0.295	0.010
<i>Oxysternon festivum viridanum</i> *	0.730	0.100	0.270	0.040
<b>Entre 6 a 10 anos + mais de 10 anos + não explorada (n = 13)</b>				
<i>Deltochilum</i> sp. 1	0.925	0.741	0.828	0.005
<i>Deltochilum</i> sp. 2	0.974	0.543	0.727	0.005
<i>Scybalocanthon</i> sp. 2	0.937	0.414	0.622	0.005
<i>Eurysternus hypocrita</i> *	0.907	0.381	0.588	0.005
<i>Eurysternus foedus</i> *	0.874	0.371	0.569	0.005
<i>Canthon</i> aff. <i>xanthopus</i> *	0.891	0.335	0.546	0.005
<i>Canthidium</i> aff. <i>melanocephalum</i> *	0.900	0.273	0.496	0.005
<i>Eurysternus balachowskyi</i> *	0.941	0.212	0.447	0.005
<i>Dichotomius apicalis</i> *	0.918	0.205	0.434	0.010
<i>Canthidium</i> sp. 2	0.909	0.097	0.297	0.005
<i>Onthophagus onthochromus</i> *	0.973	0.090	0.296	0.010
<i>Deltochilum carinatum</i> *	0.968	0.083	0.283	0.015
<i>Eurysternus howdeni</i> *	0.907	0.083	0.274	0.025

A riqueza de Scarabaeinae foi influenciada pela estação do ano ( $F = 224.287$ ,  $df = 1$ ,  $p = 2.2e-16$ ) e pelo tempo transcorrido após a exploração ( $F = 31.249$ ,  $df = 1$ ,  $p = 6.424e-07$ ). Em ambas as estações amostradas é possível observar uma redução na riqueza de Scarabaeinae nos primeiros anos após a exploração (aproximadamente até o terceiro ano), seguido de um aumento da riqueza com o passar do tempo (Figs. 3A e B). A partir do sexto ano após a exploração madeireira a riqueza de espécies

atinge níveis similares ou maiores ao encontrado na área não explorada (Figs. 3A e B). As mudanças observadas na riqueza de espécies de Scarabaeinae ao longo do tempo transcorrido após a exploração foram mais abruptas durante o verão (Figs. 1A e B). De maneira similar à riqueza, a abundância de Scarabaeinae também foi influenciada pela estação do ano ( $F = 352.115$ ,  $df = 1$ ,  $p = 2.2e-16$ ) e pelo tempo transcorrido após a exploração ( $F = 15.768$ ,  $df = 1$ ,  $p < 0.001$ ), apresentando redução nos primeiros três anos após a exploração e aumento gradativo a partir do quarto ano (Figura 3C e 3D). A estrutura da assembleia de Scarabaeinae também foi influenciada pela estação do ano ( $F = 171.109$ ,  $df = 1$ ,  $p = 2.2e-16$ ) e pelo tempo transcorrido após a exploração ( $F = 30.513$ ,  $df = 1$ ,  $p = 8.227e-07$ ). São observadas alterações na estrutura da assembleia com o passar do tempo após a exploração madeireira, com sinais de estabilização ou retorno a uma estrutura similar àquela encontrada na área não explorada após o sétimo na estação chuvosa (Figs. 3E e F). Assim como observado para riqueza e abundância, as mudanças observadas na estrutura da assembleia de Scarabaeinae foram mais intensas durante a estação seca.



Figura 3 - Modificações na riqueza, abundância e estrutura da assembleia de Scarabaeinae, durante a estação chuvosa e a estação seca amazônica, em função do tempo transcorrido após a exploração seletiva de madeira em 12 áreas nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil.



### 1.3 DISCUSSÃO

Nossos resultados apoiaram a hipótese de que o tempo após a exploração é determinante para a recuperação da riqueza, abundância e estrutura da assembleia de Scarabaeinae em áreas seletivamente exploradas. E naturalmente, as áreas seletivamente exploradas se tornaram mais parecidas com a área não explorada, compartilhando maior número de espécies indicadoras. Concomitante a ação do tempo, a estação do ano também tem uma forte influência sobre os Scarabaeinae. Portanto, nós observamos uma drástica redução no número de indivíduos durante a estação chuvosa, confirmando padrões encontrados em outras regiões tropicais onde a sazonalidade tem grande influência sobre a riqueza de Scarabaeinae (ANDRESEN, 2005; HERNÁNDEZ; VAZ-DE-MELLO, 2009; ORTEGA-ECHEVERRÍA et al., 2019). A chuva e o conseqüente encharcamento do solo geram condições desfavoráveis para muitas espécies (e.g., *Canthon aff. rufocoeruleos*, ver ESTRADA et al., 1993; HERNÁNDEZ, 2002; HERNÁNDEZ et al., 2011 para hábitos do gênero), provocando a interrupção de suas atividades (HALFFTER; MATTHEWS, 1966) e/ou redução no número de indivíduos.

Os Scarabaeinae possuem forte relação com as fezes de mamíferos (VULINEC, 2000; NICHOLS et al., 2009) e esses recursos são lavados durante as fortes chuvas. Esta redução na disponibilidade de recursos pode levar a redução no número de indivíduos de muitas espécies de rola-bosta durante a estação chuvosa. Assim, são esperadas reduções no número de indivíduos de gêneros com forte ligação com o recurso (e.g., *Eurysternus* Dalman; ver HUERTA et al., 2003; HALFFTER et al., 1980; HALFFTER; EDMONDS, 1982), como observado em nosso estudo. Estas reduções no número de indivíduos podem promover aumento da equabilidade entre as espécies da assembleia e afetar positivamente os índices de diversidade (SILVA et al., 2007). Este efeito foi observado em nosso estudo, onde a diversidade de Shannon-Wiener foi maior na estação chuvosa (média de 2.85) do que na seca (2.24), apesar da abundância ter sido quase seis vezes maior nesta estação. Além do efeito do aumento da equabilidade, o aumento no número de espécies na estação chuvosa também contribuiu para a maior diversidade nesta estação. As características do ambiente (e.g., temperatura e umidade, FERREIRA et al., 2019) e

os recursos alimentares são fatores determinantes para a ocorrência, a abundância e o comportamento das espécies (OCA; HALFFTER, 1995; ESTRADA et al., 1999; NICHOLS et al., 2009), e a disponibilidade desses recursos pode sofrer alterações durante as diferentes estações do ano (EDWARDS, 1991; ESCOBAR, 1997). Assim, é esperado que algumas espécies sincronizem seu ciclo de vida para desfrutar de melhores condições ambientais e de uma maior abundância de recursos (NOVAIS et al., 2016).

O tempo transcorrido após a exploração afetou a riqueza, a abundância e a estrutura da assembleia de Scarabaeinae. Notamos um declínio da riqueza e da abundância e alterações da estrutura da assembleia nos primeiros três anos após a exploração madeireira (Figura 1). Em seguida, notamos uma tendência de retorno, entre o terceiro e o sexto ano após a exploração, para níveis iguais ou próximos aos registrados na área não explorada. Após seis anos de exploração, apesar de ainda serem detectadas variações menores na riqueza, abundância e estrutura da assembleia, nota-se uma tendência de estabilização. A ação positiva do tempo na recuperação da riqueza e abundância de Scarabaeinae (QUINTERO; HALFFTER, 2009; BITENCOURT; SILVA, 2016; DAVIES et al., 2020) está relacionada ao processo de sucessão ecológica e regeneração da floresta (DUNN, 2004; QUINTERO; ROSLIN, 2005). Entre os fatores impulsionadores da recuperação, a heterogeneidade de habitats, resultante dos processos sucessórios tem um papel importante na reestruturação da assembleia de Scarabaeinae (HERNÁNDEZ et al., 2014). Ainda, a continuidade do ambiente florestal onde as áreas seletivamente exploradas estão inseridas pode contribuir para a reestruturação da vegetação e favorecer a recuperação da assembleia de Scarabaeinae (AZEVEDO-RAMOS et al., 2006). Esse processo de recuperação é acelerado pela proximidade com uma matriz florestal intacta, que funciona como fonte de espécies no processo de colonização de áreas alteradas (BARLOW et al., 2010).

Identificamos uma espécie indicadora da área não explorada (*Dichotomius latilobatus*). No entanto, ao considerarmos o agrupamento entre área não explorada e áreas exploradas a mais de seis anos e a mais de 10 anos encontramos, respectivamente, 13 e 4 espécies indicadoras. Das espécies indicadoras encontradas para essas combinações de áreas (Tabela 2), *Dichotomius apicalis* (Luederwaldt, 1931) é mencionada como indicadora de floresta contínua na Amazônia brasileira

(BARLOW et al., 2010) e *Eurysternus foedus* Guérin-Méneville, 1844 como sendo sensível a áreas perturbadas (SCHEFFTER, 2005). Ainda, *Eurysternus hypocrita* Balthasar, 1939, *Deltochilum orbiculare* Lansberge, 1874 e *Onthophagus onthochromus* Arrow, 1913 foram registradas somente em área de floresta por SILVA et al. (2017). Das espécies indicadoras da combinação entre área não explorada e áreas exploradas a mais de seis anos, *Deltochilum carinatum* (Westwood, 1837) e *Eurysternus howdeni* Genier, 2009 habitam desde áreas de floresta primária até áreas agrícolas (KORASAKI et al., 2012) e *Oxystemon festivum viridanum* Olsoufieff, 1924 habita fragmentos de florestas, área em recuperação após 14 anos de abandono e floresta primária (QUINTERO; HALFFTER, 2009). Considerando a recuperação da assembleia de Scarabaeinae observada a partir do sexto ano após a exploração madeireira e a presença das espécies indicadoras de florestas não alteradas ou de florestas alteradas em recuperação mencionadas acima, podemos afirmar que áreas de exploração seletiva de madeira, quando a atividade é conduzida seguindo técnicas de redução de impactos, podem reter grande parte da diversidade encontrada em áreas de florestas nativas (EDWARDS et al., 2014; MILHEIRAS et al., 2020).

As áreas exploradas conseguiram reter entre 77 e 95% das espécies encontradas na área não explorada. Este resultado corrobora os resultados encontrados para Scarabaeinae no leste da Amazônia (SCHEFFLER, 2005; MILHEIRAS et al., 2020). No entanto, nem todas as florestas seletivamente exploradas conseguem reter riqueza semelhante as florestas intactas, mesmo com baixas intensidades de exploração (BURIVALOVA et al., 2014). Assim, é possível que fatores como a extensão e a continuidade entre os ambientes florestais na área de estudo, estejam contribuindo para reduzir os impactos da exploração sobre a assembleia de Scarabaeinae. Ainda, a alta retenção de espécies nas áreas exploradas pode estar relacionada à presença de áreas de preservação permanente, de proteção absoluta e pelo contínuo de vegetação, em diferentes estágios de sucessão florestal, formado pelas áreas da empresa e do seu entorno (BEIROZ et al., 2019). A manutenção da diversidade de Scarabaeinae em áreas seletivamente exploradas é importante para a regeneração do ambiente que foi alterado, uma vez que os Scarabaeinae auxiliam na ciclagem de nutrientes e na dispersão secundária de sementes (ANDRESEN, 2002; NICHOLS et al., 2008; GRIFFITHS et al., 2015; MALDONADO et al., 2019).

## 1.4 CONCLUSÃO

A exploração seletiva de madeira causa impactos na riqueza, abundância e alterações na estrutura da assembleia de Scarabaeinae imediatamente após o término da exploração. Notamos, também, uma tendência de recuperação da assembleia após três anos de exploração e uma tendência a estabilidade após os seis anos de exploração. Mesmo durante o período de maior influência da atividade de exploração (*i.e.*, primeiros cinco anos) as áreas conseguiram reter grande parte da riqueza de espécies existente na área não explorada. Isto demonstra que as práticas da exploração seletiva de madeira minimizam os impactos e auxiliam na manutenção da riqueza, abundância e estrutura da assembleia de Scarabaeinae. Outro padrão importante observado em nosso estudo é o efeito da estação do ano sobre a riqueza, abundância e estrutura da assembleia de Scarabaeinae. Este padrão sugere que avaliações de assembleias de Scarabaeinae devem ser conduzidas abrangendo diferentes estações do ano e que comparações de assembleias entre áreas devem ser simultâneas, evitando a detecção de diferenças ocasionadas pela sazonalidade. Aqui ainda, destacamos a importância do uso de Scarabaeinae como indicador em estudos de monitoramento de áreas seletivamente exploradas em curto e médio prazo, uma vez que eles respondem de prontamente a ação tempo nessas áreas, demonstrando que quando a atividade é bem conduzida, as áreas exploradas vão tornando-se mais parecida com uma área não explorada ao longo do tempo.

## REFERÊNCIAS

- ANDERSON, M.J. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. (2001) *Austral Ecology*, 26: 32-46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>
- ANDRESEN, E. (2002) Dung beetles in a Central Amazonian rainforest and their ecological role as secondary seed dispersers. *Ecological Entomology*, 27: 257-270. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2002.00408.x>
- ANDRESEN, E. (2005) Effects of season and vegetation type on community organization of dung beetles in tropical dry forest. *Biotropica*, 37: 291-300. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00039.x>
- ARIMA, E.Y.; WALKER, R.T.; PERZ, S.; SOUZA-Jr., C. (2016) Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. *Journal of Land Use Science*, 11: 257-277. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2015.1027797>
- AZEVEDO-RAMOS, C.; CARVALHO-Jr, O.; AMARAL, B.D. (2006) Short-term effects of reduced-impact logging on eastern Amazon fauna. *Forest Ecology and Management*, 232: 26-3515. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.025>
- BARLOW, J.; LOUZADA, J.; PARRY, L.; HERNÁNDEZ, M.I.M.; HAWES, J.; PERES, C.A.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; GARDNER, T.A. (2010) Improving the design and management of forest strips in human-dominated tropical landscapes: a field test on Amazonian dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 47: 779-788. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01825.x>
- BEIROZ, W.; BARLOW, J.; SLADE, E.M.; BORGES, C.; LOUZADA, J.; SAYER, E.J. (2019) Biodiversity in tropical plantations is influenced by surrounding native vegetation but not yield: A case study with dung beetles in Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 444: 107-114. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.036>
- BELLARD, C.; LECLERC, C.; LEROY, B.; BAKKENES, M.; VELOZ, S.; THUILLER, W.; COURCHAMP, F. (2014) Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 1376-1386. <https://doi.org/10.1111/geb.12228>
- BICKNELL, J.; PERES, C.A. (2010) Vertebrate population responses to reduced-impact logging in a neotropical forest. *Forest Ecology and Management*, 259: 2267-2275. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.027>
- BICKNELL, J.E.; PHELPS, S.P.; DAVIES, R.G.; MANN, D.J.; STRUEBIG, M.J.; DAVIES, Z.G. (2014) Dung beetles as indicators for rapid impact assessments: Evaluating best practice forestry in the neotropics. *Ecology Indicators*, 43: 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.030>
- BITENCOURT, B.S.; SILVA, P.G. (2016) Forest regeneration affects dung beetle assemblages (Coleoptera: Scarabaeinae) in the southern Brazilian Atlantic Forest.

Journal of Insect Conservation, 20: 855-866. <https://doi.org/10.1007/s10841-016-9917-3>

BOWMAN, D.M.J.S.; PERRY, G.L.W.; HIGGINS, S.I.; JOHNSON, C.N.; FUHLENDORF, S.D.; MURPHY, B.P. (2016) Pyrodiversity is the coupling of biodiversity and fire regimes in food webs. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 371: 20150169. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0169>

BURIVALOVA, Z.; ŞEKERCIOĞLU, Ç. H.; KOH, L. P. (2014) Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Current Biology*, 24: 1893-1898. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.065>

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R. (2002) Model selection and multimodel inference: a practical information – theoretic approach. 2<sup>a</sup> Ed., Springer, New York.

BURNHAM, K.P.; ANDERSON, D.R.; HUYVAERT, K.P. (2011) AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: some background, observations, and comparisons. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 65: 23-35. <https://doi.org/10.1007/s00265-010-1029-6>

CAJAIBA, R.L.; PÉRICO, E.; DALZUCHIO, M.S.; SILVA, W.B.; BASTOS, R.; CABRAL, J.A.; SANTOS, M. (2017) Does the composition of Scarabaeidae (Coleoptera) communities reflect the extent of land use changes in the Brazilian Amazon? *Ecological Indicators*, 74: 285-294. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.018>

CANADELL, J.G.; RAUPACH, M.R. (2008) Managing forests for climate change mitigation. *Science*, 320: 1456-1457. DOI: 10.1126 / science.1155458

CARVALHO, A.L.; d'OLIVEIRA, M.V.N.; PUTZ, F.E.; OLIVEIRA, L.C. (2017) Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. *Forest Ecology and Management*, 392: 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.02.049>

CARVALHO, R.L.; FRAZÃO, F.; FERREIRA-CHÂLINE, R.S.; LOUZADA, J.; CORDEIRO, L.; FRANÇA, F. (2018) Dung burial by roller dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae): An individual and specific-level study. *Internacional Journal of Tropical Insect Science*, 38: 373-380. <https://doi.org/10.1017/S1742758418000206>

DALE, V.H.; BEYELER, S.C. (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 1: 3-10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)

DAVIES, R.W.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A. (2020) Secondary tropical forests recover dung beetle functional diversity and trait composition. *Animal Conservation*, <https://doi.org/10.1111/acv.12584>

DAVIS, A.J. HOLLOWAY, J.D. HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPROGGS, A.H.; SUTTON, S.L. (2001) Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology*, 38: 593-616. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00619.x>

DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P. (2009) Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90: 3566-3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>

DIAS, M.S.; MAGNUSSON, W.E.; ZUANON, J. (2010) Effects of reduced-impact logging on fish assemblages in Central Amazonia. *Conservation Biology*, 24: 278-286. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01299.x>

DUAH-GYAMFI, A.; SWAINE, E.K.; ADAM, K.A.; PINARD, M.A.; SWAINE, M.D. (2014) Can harvesting for timber in tropical forest enhance timber tree regeneration? *Forest Ecology and Management*, 314: 26-37. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.11.025>

DUFRENE, M.; LEGENDRE, P. (1997) Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAST]2.0.CO;2)

DUMBRELL, A.; HILL, J.K. (2005) Impacts of selective logging on canopy and ground assemblages of tropical forest butterflies: Implications for sampling. *Biological Conservation*, 125: 123-131. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.02.016>

DUNN, R.R. (2004) Recovery of faunal communities during tropical forest regeneration. *Conservation Biology*, 18: 302-309. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00151.x>

EDWARDS, F. A.; FINAN, J.; GRAHAM, L.; LARSEN, T.H.; WILCOVE, D.S. HSU, W.W.; CHEY, V.K. HAMER, K.C. (2017) The impact of logging roads on dung beetle assemblages in a tropical rainforest reserve. *Biological Conservation*, 205: 85-92. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.11.011>

EDWARDS, D.P.; MAGRACH, A.; WOODCOCK, P.; JI, Y.; LIM, N.T.L.; EDWARDS, F.A.; LARSEN, T.H.; HSU, W.W.; BENEDICK, S.; KHEN, C.V.; CHUNG, A.Y.C.; REYNOLDS, G.; FISHER, B.; LAURANCE, W.F.; WILCOVE, D.S.; HAMER, K.C.; YU, D.W. (2014) Selective-logging and oil palm: multitaxon impacts, biodiversity indicators, and trade-offs for conservation planning. *Ecological Applications*, 24: 2029-2049. <https://doi.org/10.1890/14-0010.1>

EDWARDS, P.B. (1991) Seasonal variation in the dung of African grazing mammals, and its consequences for coprophagous insects. *Functional Ecology*, 5: 617-628.

EMBRAPA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro). Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. Ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA\_SPI, 2006, p. 306.

ESCOBAR, F. (1997) Estudio de la comunidad de coleópteros coprófagos (Scarabaeidae) em um remanente de bosque seco al norte del Tolima, Colombia. *Caldasia*, 19: 419-430.

ESCRIBANO-ROCAFORT, A.G.; VENTRE-LESPIAUCQ, A.B.; GRANADO-YELA, C.; LÓPEZ-PINTOR, A.; DELGADO, J.A.; MUÑOZ, V.; DORADO, G.A.; BALAGUER,



L. (2014) Simplifying data acquisition in plant canopies – Measurements of leaf angles with a cell phone. *Methods in Ecology and Evolution*, 5: 132-140. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12141>

ESTRADA, A.; ANZURES, A.D.; COATES-ESTRADA, R. (1999) Tropical rain forest fragmentation, howler monkeys (*Alouatta palliata*), and dung beetles at Los Tuxtlas, Mexico. *American Journal of Primatology*, 48: 253-262.

ESTRADA, A.; HALFFTER, G.; COATES-ESTRADA, R.; MERITT, D. (1993) Dung beetles attracted to mammalian herbivore (*Alouatta palliata*) and omnivore (*Nasua narica*) dung in the tropical rain forest of Los Tuxtlas, Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 9: 45-54. <https://doi.org/10.1017/S0266467400006933>

FERREIRA, S.C.; DA SILVA, P.G.; PALADINI, A.; DI MARE, R.A. (2019) Climatic variables drive temporal patterns of  $\alpha$  and  $\beta$  diversities of dung beetles. *Bulletin of Entomological Research*, 109: 390-397. <https://doi.org/10.1017/S0007485318000676>

FOX, J.; WEISBERG. (2019). An {R} companion to applied regression, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

FRANÇA, F.; BARLOW, J.; ARAÚJO, B.; LOUZADA, J. (2016) Does selective logging stress tropical forest invertebrates? Using fat stores to examine sublethal responses in dung beetles. *Ecology and Evolution*, 6: 8526-8533. <https://doi.org/10.1002/ece3.2488>

FRANÇA, F.; LOUZADA, J. BARLOW, J. (2018) Selective logging effects on 'brown world' faecal-detritus pathway in tropical forests: A case study from Amazonia using dung beetles. *Forest Ecology and Management*, 410: 136-143. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.027>

FRANÇA, F.M.; FRAZÃO, F.S.; KORASAKI, V.; LOUZADA, J.; BARLOW, J. (2017) Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the sustainable management of Amazonian tropical forests. *Biological Conservation*, 216: 115-122. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.014>

FREDERICKSEN, N.; FREDERICKSEN, T.S. (2004) Impacts of selective logging on amphibians in a Bolivian tropical humid forest. *Forest Ecology and Management*, 191: 275-282. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.12.012>

GARDNER, T. A.; BARLOW, J.; ARAUJO, I. S.; PIRES, T. C. A.; BONALDO, A. B.; COSTA, J. E.; ESPOSITO, M. C.; FERREIRA, L. V.; HAWES, J.; HERNÁNDEZ, M. I. M.; HOOGMOED, M. S.; LEITE, R. N.; LO-MAN-HUNG, N. F.; MALCOLM, J. R.; MARTINS, M. B.; MESTRE, L. A. M.; SANTOS, R. M.; OVERAL, W. L.; PARRY, L.; PETERS, S. L.; RIBEIRO-JUNIOR, M. A.; SILVA, M. N. F.; MOTTA, C. S.; PERES, C. A. (2008) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*, 11: 139-150. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x>

GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; CHAZDON, R.; EWERS, R.M.; HARVEY, C.A.; PERES, C.A.; SODHI, N.S. (2009) Prospects for tropical forest biodiversity in a

human-modified world. *Ecology Letters*, 12: 561-582. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>

GARDNER, T.A.; HERNÁNDEZ, M.I.M.; BARLOW, J.; PERES, C.A. (2008) Understanding the biodiversity consequences of habitat change: the value of secondary and plantation forests for neotropical dung beetles. *Journal of Applied Ecology*, 45: 883-893. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01454.x>

GIBBS, H.K.; RUESCH, A.S.; ARCHARD, F.; CLAYTON, M.K.; HOLMGREN, P.; RAMANKUTTY, N.; FOLEY, J.A. (2010) Tropical forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107: 16732-16737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0910275107>

GIBSON, L.; LEE, T.M.; KOH, L.P.; BROOK, B.W.; GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; PERES, C.A.; BRADSHAW, C.J.A.; LAURENCE, W.F.; LOVEJOY, T.E. (2011) Primary forest are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478: 378-381. <https://doi.org/10.1038/nature10425>

GREENWOOD, S.R. The role of insects in tropical forest food webs. (1987) *AMBIO*, 16: 267-271.

GRIFFITHS, H.M.; LOUZADA, J.; BARDGETT, R.D.; BEIROZ, W.; FRANÇA, F.; TREGIDGO, D.; BARLOW, J. (2015) Biodiversity and environmental context predict dung beetle-mediated seed dispersal in a tropical forest field experiment. *Ecology*, 96: 1607-1619. <https://doi.org/10.1890/14-1211.1>

GULLISON, R.E. Does forest certification conserve biodiversity? (2003) *Oryx*, 37: 153-165. <https://doi.org/10.1017/S0030605303000346>

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

HALFFTER, G.; HALFFTER, V.; HUERTA, C. (1980) Mating and nesting behavior of *Eurystemus* (Coleoptera: Scarabaeinae). *Quaestiones Entomologicae*, 16: 599-620.

HALFFTER, G.; MATTHEWS, E.G. (1966) The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). *Folia Entomologica Mexicana*, 12: 3-308.

HANSKI, I.; CAMBERFORT, Y. Competition in Dung Beetles. In: HANSKI, I. & CAMBERFORT, Y. (Ed.) *Dung beetle ecology*. Cambridge: Princeton University Press, 1991. p. 305-329.

HAMER, K.C.; HILL, J.K.; BENEDICK, S.; MUSTAFFA, N.; SHERRATT, T.N.; MARYATI, M.; CHEY, V.K. (2003) Ecology of butterflies in natural and selectively logged forests of northern Borneo: the importance of habitat heterogeneity. *Journal of Applied Ecology*, 40: 150-162. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00783.x>

HERNÁNDEZ, M.I.M. (2002) The night and day dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) in the Serra do Japi, Brazil: elytra colour related to daily activity. *Revista Brasileira de Entomologia*, 46: 597-600. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262002000400015>

HERNÁNDEZ, M.I.M.; BARRETO, P.S.C.S.; COSTA, V.H.; CREÃO-DUARTE, A.J.; FAVILA, M.E. (2014) Response of a dung beetle assemblage along a reforestation gradient in *Restinga* forest. *Journal of Insect Conservation*, 18: 539-546. <https://doi.org/10.1007/s10841-014-9645-5>

HERNÁNDEZ, M.I.M.; MONTEIRO, L.R.; FAVILA, M.E. (2011) The role of body size and shape in understanding competitive interactions within a community of Neotropical dung beetles. *Journal of Insect Science*, 11: 13. ISSN: 1536-2442.

HERNÁNDEZ, M.I.M.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. (2009) Seasonal and spatial species richness variation of dung beetle (Coleoptera, Scarabaeidae s. str.) in the Atlantic Forest of southeastern Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 53: 607-613. <http://dx.doi.org/10.1590/S0085-56262009000400010>

HERVÉ, M. (2020). RVAideMemoire: Testing and plotting procedures for biostatistic. R package version 0.9-75. <http://CRAN.R-project.org/package=RVAideMemoire>

HOSONUMA, N.; HEROLD, M.; SY, V.D.; FRIES, R.S.D.; BROCKHAUS, M.; VERCHOT, L.; ANGELSEN, A.; ROMIJN, E. (2012) An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. *Environmental Research Letters*, 7: 12. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/7/4/044009>

HUERTA, C.; HALFFTER, G.; HALFFTER, V.; LÓPEZ, R. (2003) Comparative analysis of reproductive and nesting behavior in several species of *Eurysternus* Dalman (Coleoptera: Scarabaeinae: Eurysternini). *Acta Zoológica Mexicana*, 88: 1-41. ISSN 0065-1737

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2012) Manual Técnico da Vegetação Brasileiro. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv63011.pdf>. Acesso em: 06 de dezembro de 2019.

JENKINS, C.N.; PIMMB, S.L.; JOPPAC, L.N. (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, E2602-E2610. <https://doi.org/10.1073/pnas.1302251110>

JONKERS, W.B.J.; HENDRISON, J. (2011) The CELOS Management System: concept, treatments and costs. In: WEEGER, M.J.A. (ed.). *Sustainable Management of Tropical Rainforests: the CELOS Management System*. Paramaribo: Tropenbos International. 257-282.

KEENAN, R.J.; REAMS, G.A.; ACHARD, F.; FREITAS, J.V.; GRAINGER, A.; LINDQUIST, E. (2015) Dynamics of global forest area: Results from the FAO global forest resources assessment 2015. *Forest Ecology and Management*, 352: 9-20. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.06.014>

KORASAKI, V.; VAZ-DE-MELLO, F.Z.; BRAGA, R.F.; ZANETTI, R.; LOUZADA, J. (2012) Taxocenose de Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) em Benjamin Constant, AM. *Acta Amazonica*, 42: 423-432. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672012000300015>.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. (2006) World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15: 259-263. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

KUDAVIDANAGE, E.P.; WANGER, T.C.; ALWIS, C.; SANJEEWA, S.; KOTAGAMA, S.W. (2012) Amphibian and butterfly diversity across a tropical land-use gradient in Sri Lanka; implications for conservation decision making. *Animal Conservation*, 15: 253-265. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00507.x>

LAGAN, P.; MANNAN, S.; MATSUBAYASHI, H. (2007) Sustainable use of tropical forests by reduced-impact logging in Deramakot Forest Reserve, Sabah, Malaysia. In: NAKASHIZUKA, T. (Eds). *Sustainability and Diversity of Forest Ecosystems*. Springer, Tokyo. 22: 414-421. [https://doi.org/10.1007/978-4-431-73238-9\\_6](https://doi.org/10.1007/978-4-431-73238-9_6)

LAWRENCE, J.F.; ŚLIPIŃSKI, A. (2013) Australian beetles. Volume 1: morphology, classification and Keys. Collingwood, Vic: CSIRO Publishing. ISBN 9780643097285.

LEGENDRE, P.; GALLAGHER, E.D. (2001) Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129: 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>

MAGNUSSON, W.E.; HOLANDA, A.S.S.; FREITAS, M.A.; RAMALHO, E.E.; AKAMA, A.; FERREIRA, L.; MENIN, M.; NUNEZ, C.V.; RODRIGUES, D.J.; MANZATTO, Â.G.; PAGGOTO, R.C.; ISHIKAMA, N.K. (2016) Amazônia – Biodiversidade incontável. In: PEIXOTO, A.L.; LUZ, J.R.P.; BRITO, M.A. (Org.). *Conhecendo a Biodiversidade*, Brasília: Editora Vozes, 112-123. ISBN 978-85-63100-08-5

MALDONADO, M.B.; ARANIBAR, J.N.; SERRANO, A.M.; CHACOFF, N.P.; VÁZQUEZ, D.P. (2019) *CATENA*, 179: 66-73. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.03.035>

MANNING, P.; SLADE, E.M.; BEYNON, S.A.; LEWIS, O.T. (2016) Functionally rich dung beetle assemblages are required to provide multiple ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 218: 87-94. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.11.007>

MARINONI, R.C., GANHO, N.G., MONNÉ, M.L.; MERMUDES, J.R.M. (2001) Hábitos alimentares em Coleoptera (Insecta). Editora Holos, 64. ISBN: 9788586699252

MARSH, C.J.; LOUZADA, J.; BEIROZ, W.; EWERS, R.M. (2013) Optimising bait for pitfall trapping of Amazonian dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae). *Plos One*, 8: e73147. doi: 10.1371/journal.pone.0073147

MCGEOCH, M.A.; CHOWN, S.L. (1998) Scaling up the value of bioindicators. *Trends in Ecology & Evolution*, 13: 46-47. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(97\)01279-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(97)01279-2)

MENDOZA, G. A.; PRABHU, R. (2004) Fuzzy methods for assessing criteria and indicators of sustainable forest management. *Ecological Indicators*, 3: 227-236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2003.08.001>

MICHALSKI, F.; PERES, C.A.; LAKE, I.R. (2008) Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: evaluation and future scenarios. *Environmental Conservation*, 35: 93-103. <https://doi.org/10.1017/S0376892908004864>

MILHEIRAS, S.G.; GUEDES, M.; SILVA, F.A.B.; APARÍCIO, P.; MACE, G.M. (2020) Patterns of biodiversity response along a gradient of forest use in Eastern Amazonia, Brazil. *PeerJ*, 8: e8486 <https://doi.org/10.7717/peerj.8486>

MOFFATT, S.F.; MCLACHLAN, S.M. (2004) Understorey indicators of disturbance for riparian forests along an urban-rural gradient in Manitoba. *Ecological Indicators*, 4: 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2003.08.002>.

MOLLINARI, M.M.; PERES, C.A.; EDWARDS, D.P. (2019) Rapid recovery of thermal environment after selective logging in the Amazon. *Agricultural and Forest Meteorology*, 278: 107637. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.107637>

MONTINHO, P. (2012) Desmatamento na Amazônia: desafios para reduzir as emissões brasileiras. p. 28. Disponível em: <http://www.fbds.org.br>. Acesso em: 31 de agosto de 2018.

MORGAN, D.; STRINDBERG, S.; WINSTON, W.; STEPHENS, C.R.; TRAUB, C.; AYINA, C.E.; EBIKA, S.T.N.; MAYOUKOU, W.; KONI, D.; IYENGUET, F.; SANZ, C.M. (2019) Impacts of selective logging and associated anthropogenic disturbance on intact forest landscapes and apes of northern Congo. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2: paginas?. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00028>

MURALI, K.S.; HEDGE, R. (1997) Patterns of tropical deforestation. *Journal of Tropical Forest Science*, 9: 465-476.

NICHOLS, E.; GARDNER, T.A.; PERES, C.A.; SPECTOR, S. (2009) Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. *Oikos*, 118: 481-487. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.17268.x>

NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M.E. (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141: 1461-1474. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011>

NOVAIS, S.M.A.; EVANGELISTA, L.A.; REIS-JÚNIOR, R.; NEVES, F.S. (2016) How does dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) diversity vary along a rainy season in a tropical dry forest? *Journal of Insect Science*, 16: 1-6. <https://doi.org/10.1093/jisesa/iew069>

OCA, E.M.; HALFFTER, G. (1995) Daily and seasonal activities of a guild of the coprophagous, burrowing beetle (Coleoptera Scarabaeidae Scarabaeinae) in tropical grassland. *Tropical Zoology*, 8: 159-180.

OKSANEN, J.; BLANCHET, F.G.; FRIENDLY, M.; KINDT, R.; LEGENDRE, P.; MCGLINN, D.; MINCHIN, P.R.; O'HARA, R.B.; SIMPSON, G.L.; SOLYMOS, P.; STEVENS, M.H.H.; SZOECS, E.; WAGNER, H. (2019) vegan: Community ecology package. R package version 2.5-6. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

OLIVEIRA, A.N.; AMARAL, I.L.; RAMOS, M.B.P.; NOBRE, A.D.; COUTO, L.B.; SAHDO, R.M. (2008) Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. *Acta Amazônica*, 38: 627-642. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000400005>

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. (2011) How many flowering plants are pollinated by animals? *OIKOS*, 120: 321-326. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x>

ORTEGA-ECHEVERRÍA, C.; NAVAS S., G.R.; NORIEGA, J.A. (2019) Estacionalidad del ensamblaje de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) del jardín botánico de Cartagena "Guillermo Piñeres" Bolívar-Colombia. *Caldasia*, 41: 124-138. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.72107>

PARADIS, E.; SCHLIEP, K. (2019) ape 5.0: an environment for modern phylogenetics and evolutionary analyses in R. *Bioinformatics*, 35: 526-538 <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/bty633>

PASTRO, L.A.; DICKMAN, C.R.; LETNIC, M. (2011) Burning for biodiversity or burning biodiversity? Prescribed burn vs. wildfire impacts on plants, lizards, and mammals. *Ecological Applications*, 21: 3238-3253. <https://doi.org/10.1890/10-2351.1>

PERES, C.A.; GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; ZUANON, J.; MICHALSKI, F.; LEES, A.C.; VIEIRA, I.C.G.; MOREIRA, F.M.S.; FEELEY, K.J. (2010) Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. *Biological Conservation*, 143: 2314-2327. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.01.021>

PETERS, S.L.; MALCOLM, J.R.; ZIMMERMAN, B.L. (2006) Effects of selective logging on bat communities in the southeastern Amazon. *Conservation Biology*, 20: 1410-1421. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00526.x>

PMFS/Mil Madeiras. (2017) Plano de Manejo Florestal Sustentável da Mil Madeiras Preciosas/PWA. VIII Reformulação. Itacoatiara/AM.

PRECIOUS WOODS AMAZON/ MIL MADEIRAS PRECIOSAS. Resumo Público, edição 2016. Disponível em: <http://www.preciouswoods.com/domains>. Acesso em: 31 de agosto de 2018.

PRESLEY, S.J.; WILLING, M.R.; SALDANHA, L.N.; WUNDERLE-JR, J.M.; CASTRO-ARELLANO, I. (2009) Reduced-impact logging has little effect on temporal

activity of frugivorous bats (Chiroptera) in Lowland Amazonia. *Biotropica*, 41: 369-378. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2008.00485.x>

QUINTERO, I.; HALFFTER, G. (2009) Temporal changes in a community of dung beetles (Insecta: Coleoptera: Scarabaeinae) resulting from the modification and fragmentation of tropical rain forest. *Acta Zoológica Mexicana*, 25: 625-649. ISSN 2448-8445.

QUINTERO, I.; ROSLIN, T. (2005) Rapid recovery of dung beetle communities following habitat fragmentation in Central Amazonia. *Ecology*, 86: 3303-3311. <https://doi.org/10.1890/04-1960>

R Core Team (2019). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.Rproject.org/>.

REUBENS, B.; POESEN, J.; DANJON, F.; GEUDENS, G.; MUYS, B. (2007) The role of fine and coarse roots in shallow slope stability and soil erosion control with a focus on root system architecture: a review. *Trees*, 21: 385-402. <https://doi.org/10.1007/s00468-007-0132-4>

RIBEIRO, D.B.; FREITAS, A.V.L. (2012) The effect of reduced-impact logging on fruit-feeding butterflies in Central Amazon, Brazil. *Journal of Insect Conservation*, 16: 733-744. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9458-3>

RUDEL, T.K. (2013) The national determinants of deforestation in sub-Saharan Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 368: 20120405. <https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0405>

SANTOS, C.F.; ABSY, M.L. (2010) Polinizadores de *Bertholletia excelsa* (Lecythidales: Lecythidaceae): Interações com abelhas sem ferrão (Apidae: Meliponini) e nicho trófico. *Neotropical Entomology*, 39: 852-861. <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2010000600002>

SCHEFFLER, P.Y. (2005) Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) diversity and community structure across three disturbance regimes in eastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 9-19. <https://doi.org/10.1017/S0266467404001683>

SCHULZE, C.H.; WALTERT, M.; KESSLER, P.J.A.; PITOPANG, R.; SHAHABUDDIN; VEDDELER, D.; MÜHLENBERG, M.; GRADSTEIN, S.R.; LEUSCHNER, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. (2004) Biodiversity indicator groups of tropical land-use systems: comparing plants, birds, and insects. *Ecological Applications*, 14: 1321-1333. <https://doi.org/10.1890/02-5409>

SILVA, F.A.B.; HERNÁNDEZ, M.I.M.; IDE, S.; MOURA, R.C. (2007) Comunidade de escarabeíneos (Coleoptera, Scarabaeidae) copro-necrófagos da região de Brejo Novo, Caruaru, Pernambuco, Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 51: 228-233. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262007000200014>

SILVA, P.G.; HERNÁNDEZ, M.I.M. (2016) Spatial variation of dung beetle assemblages associated with forest structure in remnants of southern Brazilian

Atlantic Forest. *Revista Brasileira de Entomologia*, 60: 73-81.  
<https://doi.org/10.1016/j.rbe.2015.11.001>

SILVA, R.J.; PELISSARI, T.D.; KRINSKI, D.; CANALE, G.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. (2017) Abrupt species loss of the Amazonian dung beetle in pastures adjacent species-rich forests. *Journal of Insect Conservation*, 21: 487-494.  
<https://doi.org/10.1007/s10841-017-9988-9>

SLADE, E.M.; MANN, D.J.; LEWIS, O.T. (2011) Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under contrasting logging regimes. *Biological Conservation*, 144: 166-174. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.011>

SLADE, E.M.; MANN, D.J.; VILLANUEVA, J.F.; LEWIS, O.T. (2007) Experimental evidence for the effects of dung beetle functional group richness and composition on ecosystem function in a tropical forest. *Journal of Animal Ecology*, 76: 1094-1104.  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01296.x>

SOUZA-FILHO, P.W.M.; SOUZA, E.B.; JÚNIOR, R.O.S.; NASCIMENTO-JR. W.R., MENDONÇA, B.R.V.; GUIMARÃES, J.T.F.; DALL'AGNOL, R.; SIQUEIRA, J.O. (2016) Four decades of land-cover, land-use and hydroclimatology changes in the Itacaiúnas River watershed, southeastern Amazon. *Journal of Environmental Management*, 167: 175-184. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.11.039>

SPECTOR, S. (2006) Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. *The Coleopterists Bulletin*, 60: 71-83. [https://doi.org/10.1649/0010-065X\(2006\)60\[71:SDBCSS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1649/0010-065X(2006)60[71:SDBCSS]2.0.CO;2)

TICHÝ, L. (2016) Field test of canopy cover estimation by hemispherical photographs taken with a smartphone. *Journal of Vegetation Science*, 27: 427-435.  
<https://doi.org/10.1111/jvs.12350>

TURNER, W.R.; BRANDON, K.; BROOKS, T.M.; COSTANZA, R.; FONSECA, G.A.B.; PORTELA, R. (2007) Global conservation of biodiversity and ecosystem services. *BioScience*, 57: 868-873. <https://doi.org/10.1641/B571009>

VASCONCELOS, H.L.; VILHENA, J.M.S.; CALIRI, G.J.A. (2000) Responses of ants to selective logging of a central Amazonian forest. *Journal of Applied Ecology*, 37: 508-514. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00512.x>

VAZ-DE-MELLO, F.Z.; EDMONDS, W.D.; OCAMPOS, F.; SCHOOLMEESTERS, P. (2011) Multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa*, 2854: 1-73.

VELOSO, H.P.; RANGE-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. (1991) Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro. Disponível em: <http://jbb.ibict.br/handle/1/397>



VULINEC, K. (2000) Dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae), monkeys, and conservation in Amazonia. *The Florida Entomologist*, 83: 229-241.

WWF. (2010) *Amazônia viva!: Uma década de descobertas, 1990-2009*. P. 64, Brasília.

YANG, L.H.; GRATTON, C. (2014) Insects as drivers of ecosystem processes. *Current Opinion in Insect Science*, 2: 26-32.  
<https://doi.org/10.1016/j.cois.2014.06.004>

ZARIN, D.J.; SCHULZE, M.D.; VIDAL, E.; LENTINI, M. (2007) Beyond reaping the first harvest: management objectives for timber production in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology*, 21: 916-925. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00670.x>

ZHAO, C.; GRIFFIN, J.N.; WU, X.; SUN, S. (2013) Predatory beetles facilitate plant growth by driving earthworms to lower soil layers. *Journal of Animal Ecology*, 82: 749-758. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12058>

## **2 CAPÍTULO II**

**15 ANOS DE REPOUSO: IMPACTOS DA EXPLORAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE “ROLA-BOSTA”**

## RESUMO

As florestas tropicais são alvo de inúmeras atividades que causam degradação do ambiente (e.g., queimadas, agricultura de larga escala, pecuária e exploração de madeira). Visando minimizar os danos causados ao ambiente, a exploração seletiva de madeira usa técnicas aprimoradas que ajudam a manter a conectividade da floresta e suas funções e retêm uma quantidade significativa de biodiversidade. Porém mesmo com o uso de técnicas menos danosas, a exploração seletiva de madeira pode causar impactos na comunidade de animais. Diante disto, é importante compreender como os animais respondem as mudanças causadas pela exploração seletiva de madeira. Dentre os grupos animais, os Scarabaeinae apresentam respostas rápidas às mudanças pela exploração madeireira. Assim, nosso estudo teve como objetivo responder as seguintes perguntas: i) a exploração seletiva de madeira altera a diversidade funcional de Scarabaeinae?; ii) qual o tempo necessário para a recuperação da diversidade funcional?; e iii) o impacto da exploração seletiva de madeira na diversidade funcional é dependente da estação do ano? Para isso nós utilizamos 240 armadilhas de interceptação de voo distribuídas em 12 áreas, sendo uma área não explorada e 11 áreas com diferentes anos de exploração (tempo transcorrido após a exploração entre 1 e 15 anos), totalizando 20 armadilhas por área amostrada. Para responder nossas perguntas, nós calculamos a riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) e a dispersão funcional (FDis) usando dados de abundância de cada espécie em cada armadilha para as duas estações (seca e chuvosa) e para cada área amostrada. Capturamos 28.508 indivíduos de Scarabaeinae pertencentes a 24 gêneros e 85 espécies. A maioria dos indivíduos foram capturados na estação seca (85,41%) em comparação com a estação chuvosa (14,59%). Nós classificamos 26 grupos funcionais, sendo que os pequenos paracoprídeos (S/Pa) foi o grupo funcional com maior número de espécies e indivíduos (15 espécies - 7.022 indivíduos). A FDis aumentou após a exploração e não retornou ao observado na área não explorada. A FEve e a FRic sofreram alterações nos anos iniciais após a exploração seletiva de madeira, retornando a níveis similares ao observado na área não explorada antes do décimo ano após a exploração. Contudo, nós observamos a recuperação das áreas exploradas com o decorrer do tempo transcorrido e que o conjunto de áreas exploradas conseguiu reter 100% dos grupos funcionais presentes na área não explorada. Estas observações indicam que as técnicas de manejo florestal empregadas permitem a manutenção da diversidade funcional de Scarabaeinae na área de estudo.

**Palavras-chave:** Amazônia. Florestas tropicais. Grupos funcionais. Manejo Florestal. Riqueza funcional. Scarabaeinae.

## ABSTRACT

Tropical forests are the target of numerous activities that cause environmental degradation (e.g., burning, large-scale agriculture, livestock and logging). To minimize damage to the environment, selective logging uses enhanced techniques that help maintain forest connectivity and functions and retain a significant amount of biodiversity. But even with the use of less harmful techniques, selective logging can impact the animal community. In view of this, it is important to understand how animals respond to the changes caused by selective logging. Among the animal groups, the Scarabaeinae present rapid responses to changes by logging. Thus, our study aimed to answer the following questions: i) does selective logging alter the functional diversity of Scarabaeinae?; ii) how long does it take to recover functional diversity?; and iii) does functional diversity change with the season? For this we used 240 flight interception traps distributed in 12 areas, being an unexplored area and 11 areas with different years of exploration (time elapsed after exploration between 1 and 15 years), totaling 20 traps per sampled area. To answer our questions, we calculated functional richness (FRic), functional uniformity (FEve) and functional dispersion (FDis) using abundance data of each species in each trap for the two seasons (dry and rainy) and for each sampled area. We captured 28,508 individuals of Scarabaeinae belonging to 24 genera and 85 species. Most individuals were captured in the dry season (85.41%) compared to the rainy season (14.59%). We classified 26 functional groups, and the small paracoptrids (S/Pa) were the functional group with the highest number of species and individuals (15 species - 7,022 individuals). FDis increased after logging and did not return to that observed in the unlogged site. FEve and FRic underwent changes in the initial years after selective logging, returning to similar levels to that observed in the unlogged site before the tenth year after logging. The results of our analyses showed that richness, uniformity and functional dispersion are influenced by the interaction between time elapsed after exploration and season of the year between the study areas. In view of these results, it is possible to conclude that selective logging caused impacts on functional diversity. However, we observed a recovery in the areas explored over time and that the set of explored areas was able to retain 100% of the functional groups present in the unexplored area. These observations indicate that the forest management techniques employed allow the maintenance of the functional diversity of Scarabaeinae in the study area.

**Keywords:** Amazon. Tropical forests. Functional groups. Forest management. Functional richness. Scarabaeinae.

## INTRODUÇÃO

As florestas tropicais ocupam cerca de 7% da superfície terrestre (THOMAS; BALTZER, 2002; GALLERY, 2014) e possuem uma extraordinária biodiversidade (JENKINS et al., 2013; BROWN, 2014; SCHMITT et al., 2019). Porém, as florestas tropicais vêm sofrendo transformações ao longo das últimas décadas, em decorrência, principalmente, da agricultura de larga escala, obras de infraestrutura, hidroelétricas, exploração de madeira e as crescentes ondas de queimadas (LEWIS et al., 2015; WWF, 2015). Essas transformações causam perdas sem precedentes de biodiversidade, fazendo com que inúmeros serviços prestados pela floresta e pelos organismos que vivem nela sejam alterados ou perdidos (EDWARDS et al., 2014a). Dentre as florestas tropicais a floresta Amazônica destaca-se como a maior do mundo (MCFARLAND, 2018), ocupando cerca de 60% do território brasileiro (IBGE, 2020).

Entre os inúmeros benefícios da floresta amazônica, destacamos seu papel para a estabilização do clima, sequestro e armazenamento de carbono (STEFFEN et al., 2018), além de ser fonte de matéria prima para a indústria madeireira (MERRY et al., 2009) e de cosméticos (FUNASAKI et al., 2016). Contudo, a Amazônia vem sofrendo com a degradação do ambiente florestal ao longo as últimas décadas, sendo o desmatamento sua principal causa (FEARNSIDE, 2009; TYUKAVINA et al., 2017). Entre as causas do desmatamento na região amazônica brasileira destacaram-se a produção de commodities e a agricultura no período de 2001 a 2015 (CURTIS et al., 2018). Além do desmatamento, a exploração seletiva de madeira é uma causa direta de degradação da floresta, contribuindo para o aumento da incidência de fogo (TYUKAVINA et al., 2017) e de caça (EDWARDS et al., 2014a).

Visando reduzir a degradação gerada pela exploração seletiva de madeira, o Manejo Florestal Sustentável (MFS) tem como objetivos a manutenção da biodiversidade e da capacidade produtiva da floresta, a conservação do solo e da água, o sequestro de carbono (FUJIMORI, 2001) e contribui para geração de renda e melhoria da qualidade de vida das populações locais (SFB, 2020). Como parte integrante do MFS, a exploração seletiva de madeira adota uma série de técnicas que

ajudam a minimizar os impactos ao ecossistema florestal, como por exemplo, o planejamento de estradas, boca de corte e o direcionamento de queda da árvore (JONKERS; HENDRISON, 2011). Considerando que o conjunto de técnicas adotadas ajuda a manter as funções da floresta, esta modalidade de exploração dos recursos florestais é considerada menos danosa para o ecossistema florestal (BICKNELL et al., 2014a; FERREIRA et al., 2015). As florestas seletivamente exploradas atuam como zonas tampão em torno de áreas protegidas, ajudam a manter a conectividade entre os ambientes florestais (EDWARDS; LAURENCE, 2013), e retêm uma quantidade significativa de carbono e biodiversidade (PUTZ et al., 2012). Contudo, mesmo com o objetivo do MFS de redução dos impactos à biodiversidade, a exploração seletiva de madeira pode causar impactos nas comunidades animais (HILL et al., 1995; PETERS et al., 2006; GIBSON et al., 2011). Dependendo da intensidade de exploração, a riqueza de mamíferos, anfíbios e invertebrados são afetadas negativamente, ao passo que a riqueza de aves aumenta impulsionada pela presença de espécies generalistas nas áreas exploradas (BURIVALOVA et al., 2014). A recuperação da diversidade nessas áreas depende de alguns fatores, como tempo transcorrido após a exploração (PAILLET et al., 2010) e proximidade com áreas intactas (LAURANCE et al., 2002).

Dentre os grupos animais, os Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) apresentam respostas rápidas às mudanças geradas pela exploração madeireira (BICKNELL et al., 2014b; FRANÇA et al., 2017). A riqueza e abundância deste grupo podem ser alteradas em decorrência das modificações causadas na vegetação, mesmo em áreas onde as técnicas do MFS são utilizadas (FRANÇA et al., 2017). São apontadas reduções na riqueza de espécies, dependendo da intensidade de exploração (SLADE et al., 2011; BURIVALOVA et al., 2014). De modo geral, os impactos sobre a diversidade taxonômica de Scarabaeinae são bem estudados (SCHEFFLER, 2005; NICHOLS et al., 2007; SLADE et al., 2011; BICKNELL et al., 2014b). Este grupo é facilmente amostrado, possui taxonomia bem resolvida, responde as mudanças no ambiente, e possui importância ecológica e econômica (ANDRESEN, 2002; VULINEC, 2002; NICHOLS et al., 2008). Ainda, os Scarabaeinae são importantes para regulação dos ecossistemas florestais, auxiliando nos processos de aeração do solo, reciclagem de nutrientes, dispersão de sementes e supressão de parasitas (ANDRESEN, 2002; VULINEC, 2002; NICHOLS et al., 2008). Estas características fazem desse grupo excelentes bioindicadores (HALFFTER; FAVILA,

1993; DAVIS et al., 2001; MCGEOCH et al., 2002; SPECTOR, 2006; OTAVO et al., 2013; CARVALHO et al., 2020).

Além dos efeitos das alterações ambientais sobre a diversidade taxonômica, estudos recentes vêm demonstrando que avaliações sobre a diversidade funcional podem revelar informações importantes que auxiliam a compreender a resposta dos Scarabaeinae as mudanças no uso da terra (BARRAGÁN et al., 2011; AUDINO et al., 2014; BEIROZ et al., 2018; CERULLO et al., 2019; CORREA et al., 2021). A Diversidade Funcional (DF) é o componente da biodiversidade que influencia a dinâmica, estabilidade, produtividade, e equilíbrio de nutrientes e outros aspectos do funcionamento do ecossistema (TILMAN, 2001). Este subconjunto da diversidade biológica é uma medida que incorpora o valor e a amplitude dos atributos (*i.e.*, características fenotípicas observáveis) das espécies que influenciam um ou mais aspectos do funcionamento de um ecossistema (TILMAN, 2001).

Alguns trabalhos investigaram os impactos de diferentes usos do solo na diversidade funcional de Scarabaeinae (*e.g.*, BARRAGÁN et al., 2011; AUDINO et al., 2014; GOMÉZ-CIFUENTES et al., 2017; CURELLO et al., 2019; CHOO et al., 2020; DAVIES et al., 2020). A diversidade funcional se altera com as mudanças no uso da terra (BARRAGÁN et al., 2011; GOMÉZ-CIFUENTES et al., 2017), sendo afetada negativamente em área sem cobertura vegetal (*i.e.*, pasto) em decorrência das alterações microclimáticas (*i.e.*, temperatura e umidade) (GOMÉZ-CIFUENTES et al., 2017). Contudo, já foi observado que o crescimento da vegetação secundária é capaz de recuperar a diversidade funcional (DAVIES et al., 2020) e que não há diferença na riqueza funcional, uniformidade funcional e dispersão funcional entre florestas não exploradas, em regeneração natural e florestas enriquecidas pós-extração madeireira (CURELLO et al., 2019). Considerando, que os impactos da exploração seletiva de madeira podem causar perda de diversidade funcional, reduzindo serviços prestados pelos Scarabaeinae (*e.g.*, ciclagem de nutrientes e dispersão secundária de sementes) (BARRAGÁN et al., 2011), é importante que sejam avaliados os impactos da exploração seletiva de madeira sobre a diversidade funcional. Assim, nosso estudo tem como objetivo responder as seguintes perguntas: i) a exploração seletiva de madeira altera a diversidade funcional de Scarabaeinae?; ii) qual o tempo necessário para a recuperação da diversidade funcional?; e iii) o

impacto da exploração seletiva de madeira na diversidade funcional é dependente da estação do ano?

## **2. 1 MATERIAL E MÉTODOS**

### **2.1.1 Área de estudo**

A área de estudo localiza-se em um conjunto de unidades de produção anual com 209.269,36 hectares de florestas nativas certificadas para exploração seletiva de madeira pela *Forest Stewardship Council* (FSC) na modalidade de Manejo Florestal Sustentável (MIL MADEIRAS PRECIOSAS, 2017). Deste conjunto de áreas nós amostramos 12 unidades de produção anual localizadas nos municípios Itapiranga e Silves, estado Amazonas (Brasil), que somam mais de 70.000 ha. Das 12 áreas amostradas uma não foi explorada e 11 foram exploradas nos anos de: 2003/2004, 2004/2005, 2005/2006, 2009/2010, 2011/2012, 2012/2013, 2013/2014, 2014/2015, 2015/2016, 2016/2017 e 2017/2018. A intensidade de exploração em todas as áreas exploradas foi abaixo do estabelecido pela Resolução do CONAMA 406/2009 (30 m<sup>3</sup>/ha), com média de 16.82 m<sup>3</sup>/ha (SD = 3.84) e com ciclo de corte de 35 anos.

Dentre as técnicas usadas na área de estudo para diminuir o desperdício de madeira e proteger as árvores remanescentes estão a boca de corte, o direcionamento da queda das árvores, o planejamento de colheita e o planejamento das trilhas de arrasto (PUTZ et al., 2008; 2019). Este conjunto de medidas e técnicas, associados ao treinamento adequado dos profissionais para realizar tais operações, mantêm a produção de madeira para os próximos ciclos, auxiliam na manutenção da biodiversidade e reduzem as emissões de CO<sub>2</sub> (IMAI et al., 2009; ELLIS et al., 2019).

A vegetação predominante na área de estudo é caracterizada como Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas (VELOSO et al., 1991). Com base no inventário florestal disponibilizado pela Mil Madeiras Preciosas a composição da vegetação entre as áreas amostradas é 58.7% similar. O clima da região é classificado como Tropical úmido do tipo Am, com temperaturas médias de 25 °C e precipitação pluviométrica bem distribuída durante o ano (KOTTEK et al., 2006). O solo é caracterizado como Latossolo Amarelo Distrófico típico, caracterizado por apresentar baixa disponibilidade de nutrientes, elevada acidez, altos teores de óxidos de ferro e alumínio, e baixa



saturação por bases ( $V < 50\%$ ) na maior parte dos primeiros 100 cm do horizonte B (EMBRAPA, 2006).

### 2.1.2 Coleta de dados

Para avaliar os impactos da exploração seletiva de madeira e do tempo transcorrido após a exploração sobre a diversidade funcional, delimitamos cinco transectos de 130 m de extensão em cada área amostrada. Os transectos foram delimitados a partir da estrada de acesso e distantes 2 km um do outro. Em cada transecto foram instaladas quatro armadilhas de interceptação de voo equidistantes dez metros uma da outra, posicionadas a 100, 110, 120 e 130 metros da estrada de acesso. Durante o trabalho realizamos duas amostragens, uma na estação seca (outubro de 2018) e outra na estação chuvosa (maio de 2019). Cada armadilha permaneceu montada durante sete dias em cada estação amostrada, totalizando 80.640 armadilhas.horas durante o estudo.

As armadilhas foram confeccionadas com recipientes plásticos com capacidade para dois litros, medindo 17 cm de altura e 14 cm de diâmetro na boca. Os recipientes plásticos foram enterrados, mantendo-se a abertura ao nível do solo. Para interceptação de voo foi utilizado tecido do tipo filó, medindo 90 cm de altura por 90 cm de largura. As armadilhas foram cobertas com lona preta medindo 70 x 100 cm para proteção contra a chuva. A isca (50 g/armadilha) foi alocada em um recipiente plástico (poliestireno) com capacidade para 145 ml posicionado sobre a abertura de cada armadilha. Considerando que os Scarabaeinae são detritívoros e utilizam, principalmente, fezes, carcaças e frutos em decomposição como recurso alimentar (HALFFTER; MATTHEWS, 1966; MARIONI et al., 2001), foi utilizada isca atrativa homogeneizada e fresca feita com 90% de fezes suínas e 10% de fezes humanas, a fim de aumentar a eficiência de captura (MARSH et al., 2013).

Para captura e conservação dos exemplares nas armadilhas foi utilizada uma solução contendo água, sal de cozinha e detergente neutro. Os insetos capturados foram armazenados em álcool a 92,8%, triados e os indivíduos da subfamília Scarabaeinae foram separados, contabilizados e montados. A identificação em nível

de gênero foi realizada com o auxílio de bibliografia específica (VAZ-DE-MELLO et al., 2011). Depois de identificados, os exemplares montados foram depositados na coleção entomológica do Centro de Estudos Superiores de Itacoatiara da Universidade do Estado do Amazonas (CESIT/UEA) e na coleção entomológica da Universidade Federal de Mato Grosso.

### **2.1.3 Características funcionais dos “rola-bosta”**

Usamos quatro características para identificar os grupos funcionais de Scarabaeinae em nosso estudo: realocação de recurso, tamanho do besouro, período de atividade e dieta (ver BARRAGÁN et al., 2011). Considerando a forma de alocação do recurso para alimentação e reprodução as espécies de Scarabaeinae podem ser classificadas em três grupos funcionais na região Neotropical (HALFFTER; MATTHEWS, 1966; HALFFTER; EDMONDS, 1982). O primeiro grupo é formado por espécies que alocam o recursos em galerias construídas sob ou ao lado do recurso (Paracoprídeos - Pa), o segundo grupo é formado por espécies que rolam uma porção do recurso para galerias mais afastadas da fonte principal (Telecoprídeos - Te) e o terceiro grupo é formado por espécies que utilizam o recurso para alimentação e nidificação no local da fonte principal (Endocoprídeos - En) (HANSKI; CAMBERFORT, 1991). Em relação ao tamanho, classificamos as espécies capturadas em pequenas (S) ( $\leq 10$  mm), médias (M) (10.1 – 18 mm) e grandes (L) ( $> 18$  mm).

Nós separamos as espécies em diurnas (Di), crepusculares (Cr) e noturnas (No), formando assim, três grupos. Para a classificação das espécies nas três categorias estabelecidas, nós usamos os dados da literatura adaptados de trabalhos realizados na Mata Atlântica (HERNÁNDEZ, 2002), no Pantanal (PESSÔA et al., 2017) e na Amazônia venezuelana (CHOO *et al.*, 2020). Os Scarabaeinae são detritívoros e utilizam, principalmente, fezes de mamíferos, animais mortos e frutos em decomposição como recursos alimentares (HALFFTER; MATTHEWS, 1966; MARIONI et al., 2001). As espécies, dependendo dos itens alimentares que utilizam, podem ser classificadas em especialistas (*i.e.*, utilizam apenas um tipo de alimento) ou generalistas (*i.e.*, utilizam mais de um tipo de alimento). Ainda, os especialistas

podem ser classificados de acordo com o tipo de alimento que utilizam (e.g., fungos, fezes e carcaças) (PHILIPS, 2011). Para a classificação da dieta de cada espécie nós usamos a classificação de SILVA et al. (2014), que fez um levantamento de guildas alimentares de Scarabaeinae na Amazônia brasileira. Assim, os grupos utilizados por nós foram: coprófagas (Co), generalistas (Ge), necrófagas (Ne) e saprófagas (Sa). Com base nas informações disponíveis para cada espécie, nós formamos 26 grupos funcionais (Tabela 1).

#### 2.1.4 Análise dos dados

Nós calculamos a riqueza funcional (FRic), uniformidade funcional (FEve) (VILLÉGER et al., 2008) e dispersão funcional (FDis) (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010) usando dados de abundância de cada espécie em cada armadilha para as duas estações e para cada área amostrada. Para estas análises utilizamos a função 'dbFD' do pacote 'FD' (VILLÉGER et al., 2008). A FRic representa a quantidade de espaço funcional ocupado por uma assembleia de espécies em uma comunidade. Essa medida é estimada por meio do volume do polígono convexo mínimo que inclui todas as espécies (VILLÉGER et al., 2008). A FEve quantifica a regularidade com que o espaço funcional é preenchido por espécies, ponderadas por sua abundância. FEve diminui quando a abundância é menos uniformemente distribuída entre as espécies ou quando as distâncias funcionais entre as espécies são menos regulares (VILLÉGER et al., 2008). A FDis é a distância média ponderada no espaço de traços multidimensionais de cada espécie para o centroide ponderado de todas as espécies, onde os pesos correspondem às abundâncias relativas (LALIBERTÉ; LEGENDRE, 2010).

Nós utilizamos Modelos Lineares Mistos – LMM (KUZNETSOVA et al., 2017) para avaliar os impactos da exploração seletiva de madeira sobre FRic, FEve e FDis, usando o tempo transcorrido após a exploração e a estação do ano como variáveis preditoras. Nós utilizamos os valores de FRic, FEve e FDis obtidos para cada armadilha instalada como unidade amostral e a identificação de área e transecto de cada armadilha como variável aleatória. Ainda, utilizamos a variável aleatória para

incluir nos modelos o efeito do agrupamento das armadilhas em transectos e da repetição das amostragens entre as estações do ano.

Para a seleção do modelo de melhor ajuste nós utilizamos o comando 'step', que executa a eliminação automática de feitos não significativos no modelo, esse comando está incorporado no pacote 'lmerTest' (KUZNETSOVA et al., 2017). Em seguida avaliamos graficamente o modelo de melhor ajuste quando a homogeneidade de variância dos resíduos (teste de normalidade de Shapiro-Wilk), para isso usamos o comando 'plotresid' do pacote 'RVAideMemoire' (HERVÉ, 2020). Testamos a significância das variáveis preditoras do modelo de melhor ajuste através da Análise de Variância (ANOVA) do tipo III usando o pacote 'car' (FOX; WEISBERG, 2019). Conduzimos todas as análises no programa R versão 4.0.2 (R Core Team, 2020).

## 2.2 RESULTADOS

Foram capturados 28.508 indivíduos de Scarabaeinae pertencentes a 24 gêneros e 85 espécies. Desse total, 24.349 indivíduos (85,41%) de 65 espécies foram capturados na estação seca e 4.159 indivíduos (14,59%) de 70 espécies na estação chuvosa. Encontramos 52 espécies de Scarabaeinae pequenas, 22 médias e 11 grandes. Das espécies encontradas, 50 são paracoprídeos, 27 são telecoprídeos e oito são endocoprídeos. Em relação ao período de atividade, 38 espécies são diurnas, 23 noturnas e três crepusculares e, em relação a dieta, 56 espécies são coprófagas, 16 generalistas, quatro necrófagas e uma saprófaga.

Definimos 26 grupos funcionais (L/En/Di/Co, L/Pa/Cr/Ne, L/Pa/Di/Co, L/Pa/No/Co, L/Te/No/Co, M/En/Di/Co, M/En/No/Co, M/Pa/Co, M/Pa/Cr/Ne, M/Pa/Di/Co, M/Pa/No/Co, M/Te/Di, M/Te/No/Ge, M/Te/No/Ne, S, S/Sa, S/Di, S/No/Co, S/En/Di/Co, S/Pa, S/Pa/Di, S/Pa/Di/Co, S/Te/Di, S/Te/Di/Co, S/Te/No/Co) com base nas características funcionais de Scarabaeinae adotadas. Os grupos funcionais com maior número de espécies e de indivíduos foram S/Pa (15 espécies/7.022 indivíduos), S/Di (9/69), S/Te/Di/Co (6/12.197), S/No/Co (6/636), M/Pa/No/Co (6/480), S/Pa/Di/Co (5/3.022) e M/Pa/Di/Co (5/65). Vinte e cinco grupos estavam presentes na estação chuvosa e 23 na estação seca. Na estação chuvosa, as áreas exploradas (N.E)

tiveram três grupos funcionais exclusivos (M/Pa/Co, S/Sa, S/Pa/No/Co) e na estação seca, um somente (S/Te/Di). A área não explorada não teve nenhum grupo funcional exclusivo em ambas as estações. As áreas exploradas conseguiram reter de 90 a 100% dos grupos funcionais presentes na área não explorada. Dos 20 grupos funcionais presentes na área não explorada, 18 estavam presentes nas áreas exploradas há um, cinco e nove anos, 19 nas áreas exploradas há dois, três, seis, sete e 13 anos e 20 nas áreas exploradas há quatro, 14 e 15 anos (Tabela 1).

Tabela 1- Grupos funcionais e número de indivíduos por espécie coletadas em área de exploração seletiva de madeira nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil. Os nomes dos grupos funcionais são a combinação das seguintes características: Pa = Paracoprídeo, Te = Telecoprídeo, En = Endocoprídeo; L = grande, M = média, S = pequena; Di = Diurno, Cr = Crepuscular, No = Noturno; Co = Coprófago, Ne = Necrófago, Ge = Generalista y Sa = Saprófago.



<b>M/Pa/No/Co</b>																								
<i>Dichotomius apicalis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	29	3	5	4	7	5	13	8	27	16	11	6
<i>Dichotomius formosus</i>	0	2	2	3	0	0	2	3	9	6	3	22	4	3	5	15	5	6	4	3	51	23	18	72
<i>Dichotomius latilobatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	1	0	1	0	1	3	0
<i>Dichotomius robustus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Dichotomius subaeneus</i>	2	6	1	1	0	5	6	3	10	8	3	2	2	3	4	0	0	1	2	1	3	4	1	0
<i>Isocopriss nitidus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<b>M/Te/Di</b>																								
<i>Canthon aff. xanthopus</i>	4	0	0	1	4	3	4	3	10	5	6	1	15	7	8	9	4	12	56	7	24	18	37	6
<b>M/Te/No/Ge</b>																								
<i>Deltochilum sp. 1</i>	24	11	3	39	24	23	55	75	53	39	74	91	96	17	4	20	4	18	111	22	97	60	116	60
<i>Deltochilum sp. 2</i>	14	1	1	1	1	7	27	12	46	21	26	19	34	1	1	4	1	7	26	8	108	24	67	23
<i>Deltochilum sp. 3</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>M/Te/No/Ne</b>																								
<i>Deltochilum carinatum</i>	1	0	0	0	1	0	0	1	4	2	2	8	2	0	0	1	0	0	0	0	4	2	3	1
<b>S</b>																								
<i>Canthonella sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Canthonella sp. 2</i>	6	6	1	5	4	24	4	12	1	3	12	0	19	7	0	1	1	5	6	4	1	12	40	2
<i>Cryptocanthon peckorum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	0	0
<b>S/Sa</b>																								
<i>Bdelyrus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>S/Di</b>																								
<i>Anomiopus sp. 1</i>	0	4	1	2	2	1	3	0	0	0	0	1	1	4	0	9	5	12	9	0	0	2	1	0
<i>Anomiopus sp. 2</i>	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomiopus sp. 3</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomiopus sp. 4</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Anomiopus sp. 5</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomiopus sp. 6</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomiopus sp. 8</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anomiopus sp. 9</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sinapisoma sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>S/No/Co</b>																								
<i>Uroxys sp. 1</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Uroxys sp. 2</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0





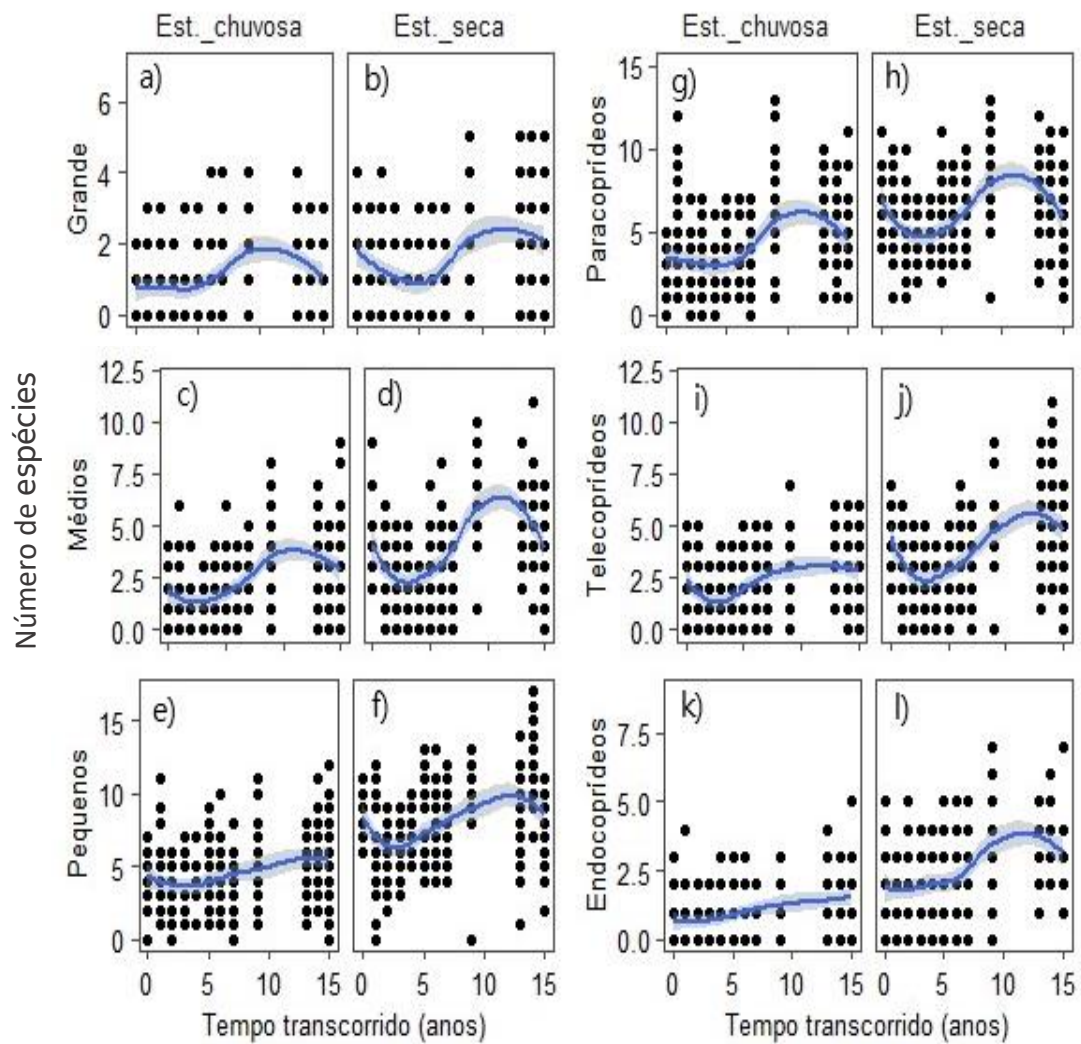
<b>S/Te/Di</b>																								
<i>Canthon</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<b>S/Te/Di/Co</b>																								
<i>Canthon</i> aff. <i>quadrimaculatus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	7	1	0	0	4	2	0	1	0	2	18	1
<i>Canthon</i> aff. <i>Rufocoeruleus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	691	38	73	50	456	889	3241	35	684	124	4081	25
<i>Canthon sordidus</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	1	1	1
<i>Canthon triangularis</i>	29	103	21	19	31	33	27	106	22	40	94	116	108	25	27	27	33	10	48	82	63	38	164	75
<i>Scybalocanthon</i> sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0
<i>Scybalocanthon</i> sp. 2	26	6	0	1	8	7	25	9	10	12	44	7	17	14	3	5	4	3	41	2	18	25	104	27
<b>S/Te/No/Co</b>																								
<i>Sylvicanthon</i> sp. 1	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	13	0

O número de espécies dentro dos traços funcionais avaliados apresentou comportamento similar após a exploração seletiva de madeira, tanto na estação seca quanto na estação chuvosa (Figura 1a – 1l; Figura 2a – 2l). Na estação seca houve redução no número de espécies nos primeiros três a cinco anos após a exploração. Entre o quarto e o sexto anos nota-se aumento no número de espécies de todos os traços funcionais, esse aumento ultrapassa o observado na área não explorada próximo ao nono ano após a exploração. Na estação chuvosa, para a grande maioria das características, não foi observado redução no número de espécies após a exploração. Contudo, houve tendência de aumento do número de espécies a partir do sexto ano após a exploração. O aumento no número de espécies foi menos perceptível na estação chuvosa do que na estação seca.

O número de espécies grandes e médias, na estação seca, reduziu nos primeiros três a cinco anos após a exploração, com tendência de aumento a partir do sexto ano para espécies grandes e a partir do quinto ano para espécies médias (Figura 1a e 1c). Na estação chuvosa não houve alterações perceptíveis no número de espécies grandes e médias nos primeiros seis anos após a exploração (Figuras 1b e 1d). Após o sexto ano houve tendência de aumento no número de espécies. O número de espécies pequenas variou menos do que o número de espécies grandes e médias após a exploração na estação seca, apresentando leve redução até o terceiro ano após a exploração e leve aumento entre o quarto e o décimo terceiro ano (Figura 1e). Na estação chuvosa não houve variação no número de espécies pequenas ao longo do tempo transcorrido após a exploração (Figura 1f).

Houve, na estação seca, redução no número de telecoprídeos e paracoprídeos até o terceiro e quarto ano após a exploração. A partir do quarto ano para telecoprídeos e do quinto ano para paracoprídeos houve aumento no número de espécies (Figura 1i e 1g). Na estação chuvosa para paracoprídeos, assim como na estação seca para endocoprídeos, não houve redução no número de espécies após a exploração e houve aumento no número de espécies a partir do sexto ano após a exploração (Figura 1h e 1k). O número de espécies de endocoprídeos na estação chuvosa não sofreu redução com a exploração seletiva de madeira, apresentando leve aumento com o tempo transcorrido após a exploração (Figura 1l).

Figura 1 - Número de espécie de Scarabaeinae separado por tamanho e guilda, coletados durante a estação seca e chuvosa amazônica, em função do tempo transcorrido após a exploração seletiva de madeira em 12 áreas nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil. a-b) Grandes, c-d) Médios, e-f) Pequenos, g-h) Paracoprídeos, i-j) Telecoprídeos e k-l) Endocoprídeos. A linha azul indica tendência; o sombreado indica o intervalo de confiança.

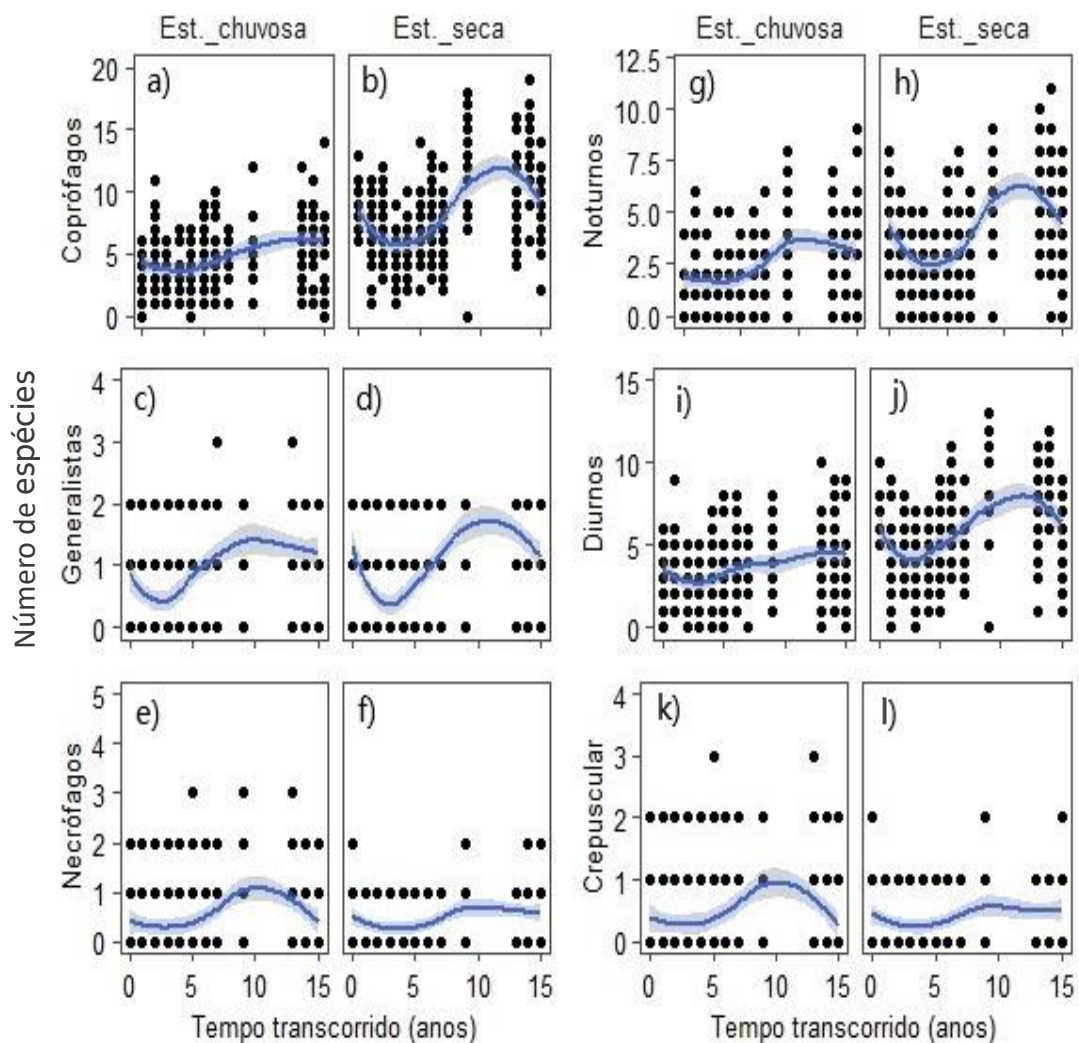


O número de espécies diurnas e noturnas diminuíram até o terceiro ano após a exploração. A partir do quinto ano após a exploração houve aumento no número de espécies diurnas e noturnas, atingindo a partir do nono ano após a exploração níveis maiores ou semelhantes ao número de espécies encontrado na área não explorada. A variação no número de espécies diurnas e noturnas na estação chuvosa (Figura 2j e 2h) é pequena quando comparada a estação seca (Figura 2i e 2g) e não há redução no número de espécies. Para as espécies crepusculares é observado leve aumento no número de espécies após o quinto ano de exploração, sendo este aumento mais evidente na estação chuvosa (Figura 2l).

Os rola-bosta coprófagos, os generalistas e os necrófagos na estação seca, assim como os generalistas e os necrófagos na estação chuvosa, sofreram redução

no número de espécies até o terceiro ano após a exploração (Figura 2a – 2f). A partir do quinto ano após a exploração houve aumento no número de espécies até atingir ou ultrapassar, no nono ano após a exploração, o número de espécies encontrado na área não explorada. Não houve redução no número de espécies coprófagas após a exploração madeireira, sendo observado apenas um leve aumento no número de espécies sete anos após a exploração.

Figura 2 - Número de espécie de Scarabaeinae separado por dieta e período de voo, durante a estação chuvosa e seca amazônica, em função do tempo transcorrido após a exploração seletiva de madeira em 12 áreas nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil. a-b) Coprófagos, c-d) Generalistas, e-f) Necrófagos, g-h) Noturnos, i-j) Diurnos, k-l) Crepuscular.



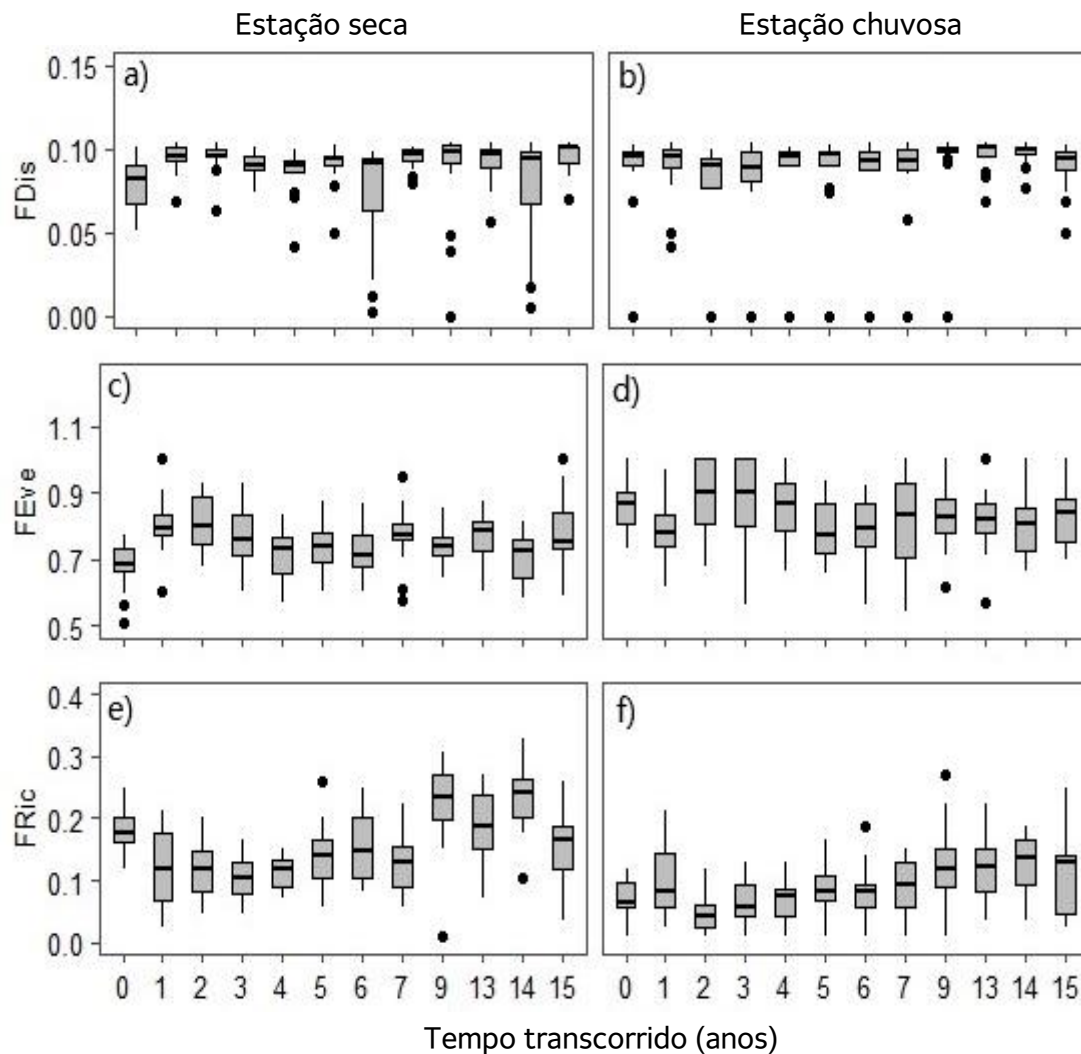
A dispersão funcional entre as áreas de estudo foi influenciada pela interação entre tempo transcorrido após a exploração e estação do ano ( $F = 3,4065$ ,  $df = 11$ ,  $p = 0,0001548$ ) (Figura 3a e 3b). Observamos pequena variação na FDis entre áreas exploradas ( $\bar{x} = 0,09$ ;  $IC = 0,002$ ) e não exploradas  $\bar{x} = 0,08$ ;  $IC = 0,01$ ) na estação

seca; (Figura 3a). A FDis foi semelhante entre áreas exploradas ( $\bar{x} = 0,09$ ; IC = 0,003) e não explorada ( $\bar{x} = 0,09$ ; IC = 0,01) na estação chuvosa; (Figura 3b). A FDis aumentou no primeiro ano após a exploração e se manteve mais alta que a área não explorada (Figura 3a).

A uniformidade funcional entre as áreas de estudo foi influenciada pela interação entre tempo transcorrido após a exploração e estação do ano ( $F = 3,297$ ,  $df = 11$ ,  $p < 0,001$ ) (Figura 3c e 3d). Durante a estação seca nós observamos uma maior FEve nas áreas exploradas ( $\bar{x} = 0,76$ ; IC = 0,01) em comparação com a área não explorada ( $\bar{x} = 0,68$ ; IC = 0,03) (Figura 3c). Na estação chuvosa a FEve foi semelhante entre áreas não exploradas ( $\bar{x} = 0,82$ ; IC = 0,01) e área explorada ( $\bar{x} = 0,87$ ; IC = 0,04) (Figura 3d). A FEve aumentou no primeiro e segundo anos após a exploração, reduzindo no terceiro e quarto anos, mantendo-se em nível mais alto nas áreas exploradas do que a área não explorada na estação seca (Figura 3c). Na estação chuvosa houve uma redução da FEve no primeiro ano após a exploração, recuperando no segundo ano, se mantendo a níveis similares a área não explorada (Figura 3d).

A riqueza funcional entre as áreas de estudo foi influenciada pela interação entre tempo transcorrido após a exploração e estação do ano ( $F = 3,944$ ,  $df = 11$ ,  $p < 0,001$ ). Nós observamos maior FRic durante a estação seca na área não explorada ( $\bar{x} = 0,18$ ; IC = 0,01) em comparação com as áreas exploradas ( $\bar{x} = 0,15$ ; IC = 0,009) (Figura 3e). Na estação chuvosa, a FRic foi maior nas áreas exploradas ( $\bar{x} = 0,09$ ; IC = 0,007) do que na área não explorada ( $\bar{x} = 0,07$ ; IC = 0,01). Em ambas às áreas (*i.e.*, exploradas e não explorada) a maior FRic foi observada na estação seca (Figura 3e e 3f). A FRic reduziu no primeiro ano após a exploração, esboçando sinais de recuperação a partir do quinto ano. A partir do nono ano a Fric atingiu níveis maiores nas áreas exploradas do que a área não explorada (Figura 3e). Na estação chuvosa houve tendência de aumento da FRic com a tempo transcorrido após a exploração, sendo menos perceptível do que na estação seca e com diferença menor em relação a área não explorada (Figura 3f).

Figura 3 – Dispersão funcional (FDis), uniformidade funcional (FEve) e riqueza funcional (FRic), durante a estação chuvosa e a estação seca amazônica, em função do tempo transcorrido após a exploração seletiva de madeira em 12 áreas nos municípios de Silves e Itapiranga, Amazonas, Brasil.



### 2.3 DISCUSSÃO

Nossos resultados apoiaram a hipótese de que o tempo de repouso é importante para a recuperação da riqueza, uniformidade e dispersão funcional em áreas usadas para exploração seletiva de madeira, e naturalmente, as áreas seletivamente exploradas se tornaram funcionalmente mais parecidas com a área não exploradas com o passar dos anos. Simultaneamente a influência o tempo, a estação do ano também teve uma forte influência sobre a diversidade funcional dos rola-bosta.

Considerando o tamanho das espécies, nós encontramos maior número de espécies pequenas (61,18%) do que de espécies médias (25,88%) e grandes (12,94%). Esse padrão é comumente observado na natureza, onde organismos menores são encontrados em maior quantidade e têm maior taxa de dispersão e menor taxa de extinção local (FENCHEL, 1993). Nós também observamos que espécies médias e grandes, na estação seca, foram mais afetadas nas áreas exploradas quando comparadas à área não explorada e demoraram mais tempo para apresentar sinais de recuperação após a exploração seletiva de madeira do que as espécies pequenas (Figura 2 A-C, estação seca). Isso pode ter ocorrido porque as espécies de porte grande são menos tolerantes às alterações no ambiente (LARSEN et al., 2008; BARRÁGAN et al., 2011), sendo afetadas negativamente pela perda de cobertura vegetal (TORPPA et al., 2020). A redução no número de espécies grandes após a exploração seletiva de madeira pode ter impacto negativo na velocidade de recuperação do ambiente, uma vez que as espécies grandes removem e transportam maiores quantidades de esterco e as enterram em maiores profundidades (NICHOLS et al., 2008; EDWARDS; LAURENCE, 2013).

Mais da metade das espécies capturadas são especialistas quanto a dieta (*i.e.*, coprófagas, necrófagas e saprófaga) e apesar do número de espécies especialistas ter reduzido nos anos iniciais após a exploração seletiva de madeira, o número de espécies generalistas não aumentou. Outros trabalhos demonstraram que as espécies especialistas também foram afetadas pela alteração do ambiente (LARSEN et al., 2008; BARRÁGAN et al., 2011). Esta diminuição no número de espécies especialistas em nossa área de estudo pode estar relacionada com a diminuição de mamíferos e/ou afugentamento nas áreas recém exploradas, que por sua vez tem efeitos negativos na comunidade de Scarabaeinae (ANDRESEN; LAURANCE, 2007; NICHOLS et al., 2009; RAINE; SLADE, 2019).

Nós encontramos maior número de espécies de paracoprídeos, seguido de telecoprídeos e o endocoprídeos, um padrão similar ao encontrado por outros estudos em regiões neotropicais (BARRÁGAN et al., 2011; BEIROZ et al., 2018; CARVALHO et al., 2020). Observamos mudanças no número de espécies das guildas com relação a estação do ano e ao tempo transcorrido após a exploração. Mudanças positivas na composição de Scarabaeinae, onde áreas alteradas se tornam mais parecidas com florestas preservadas são conhecidas para áreas com diversos usos da terra, estando



relacionada com o tempo de repouso da área (BARRAGÁN et al., 2011; AUDINO et al., 2014). Durante a estação seca houve aumento na riqueza de telecoprídeos e endocoprídeos quando comparado com a estação chuvosa. Esse aumento pode estar relacionado as preferências dos indivíduos que compõem estas guildas por temperaturas mais altas e ambientes menos úmidos (GÓMES-CIFUENTES et al., 2017). Em contrapartida, os paracoprídeos apresentaram maior riqueza na estação chuvosa nas áreas exploradas e na estação seca na área não explorada. Este resultado pode ser explicado pela compactação do solo nas áreas exploradas, que diminui a porosidade e a capacidade do solo de reter água (BRUIJNZEEL; CRITCHLEY, 1994). Com isso as áreas exploradas apresentam condições de solo mais favoráveis aos paracoprídeos na estação chuvosa e menos favoráveis na estação seca. Por outro lado, áreas não exploradas, devido a menor compactação do solo, apresentam condições mais favoráveis aos paracoprídeos na estação seca quando comparadas as áreas exploradas. A maior riqueza de telecoprídeos durante a estação seca pode estar relacionada com o maior tempo de exposição das fezes nesta estação, permitindo que os besouros tenham tempo de chegar ao recurso antes que as fezes sejam lavadas pela água da chuva.

Apesar das alterações no número de espécies de paracoprídeos, telecoprídeos e endocoprídeos provocadas pela exploração seletiva de madeira, as modificações não foram drásticas o suficiente para causar perda total de nenhuma guilda nas áreas exploradas. Isso também pode estar relacionado com a maior redundância ecológica de alguns grupos funcionais nos quais são registrados mais de uma espécie em cada um, permitindo que os processos ecológicos nessas áreas fossem salvaguardados (ALLEN et al., 2016).

As modificações de habitats naturais oriundas das mais diversas fontes vêm causando redução da diversidade funcional das comunidades de Scarabaeinae (BARRAGÁN et al., 2011; BEIROZ et al., 2018; CORREA et al., 2019). Essas modificações podem alterar a dinâmica de processos ecológicos mediados por este grupo (BARRAGÁN et al., 2011), como a reciclagem de nutrientes e a dispersão secundária de sementes (ANDRESEN, 2002). Em nosso estudo observamos modificações significativa na FDis, FEve e na FRic após a exploração seletiva de madeira na assembleia de Scarabaeinae. No entanto, não houve perda de grupos

funcionais e houve recuperação do número de espécies e indivíduos ao longo de 15 anos após a exploração madeireira.

Apesar da FDis ter sido influenciada pelo tempo transcorrido após a exploração e estação do ano, as modificações foram sutis durante a estação seca, e as áreas exploradas e não exploradas foram semelhantes durante a estação chuvosa. Em áreas com baixos níveis de perturbação é comum que as métricas funcionais sejam mais estáveis do que em áreas fortemente perturbadas (BEIROZ et al., 2018). Porém, durante a estação seca as variações na FEve e na FRic foram maiores entre áreas exploradas e não explorada. De modo geral, a maior instabilidade nas métricas de diversidade funcional durante a estação seca pode estar associada aos padrões de distribuição dos Scarabaeinae em função da sazonalidade (ANDRESEN, 2005; ORTEGA-ECHEVERRÍA et al., 2019). Este fato, associado às alterações nas condições microclimáticas nas áreas exploradas (como observado para outros usos do solo, DAVIS et al., 2004) em decorrência da retirada das árvores, pode ter provocado as maiores oscilações na estação seca. Assim, julgamos necessário explorar esta potencial relação em estudos de longo prazo que incluem a avaliação de variáveis microclimáticas em pequena escala.

A recuperação da diversidade funcional da assembleia de Scarabaeinae depende do tempo transcorrido após a alteração do ambiente, do grau de degradação do ambiente e do cenário do entorno da área antropizada (EDWARDS et al., 2014b; AUDINO et al., 2014). Assim, dependendo dessas condições, pode levar mais ou menos tempo do que o observado em nosso estudo para que a diversidade funcional de Scarabaeinae apresente sinais claros de recuperação. A recuperação da FRic observada em nosso estudo pode ser associada as boas práticas empregadas durante a atividade de exploração madeireira na área de estudo e ao contínuo florestal no qual as áreas exploradas estão inseridas. Estas características fazem com que o ambiente florestal mantenha condições mínimas necessárias para a manutenção da FRic de Scarabaeinae (GÓMEZ-CIFUENTES et al., 2017).

## 2.4 CONCLUSÃO

A exploração seletiva de madeira causou impactos sobre a diversidade funcional da assembleia de Scarabaeinae. Contudo, observamos uma recuperação gradativa da diversidade funcional nas áreas exploradas com o decorrer do tempo transcorrido, sendo que as alterações foram mais intensas até o sexto ano após a exploração madeireira. Ainda, o conjunto de áreas exploradas conseguiu reter 100% dos grupos funcionais observados na área não explorada, além de grupos funcionais exclusivos. Estas observações indicam que as técnicas de manejo florestal empregadas permitem a manutenção da diversidade funcional de Scarabaeinae na área de estudo.

## REFERÊNCIAS

ALLEN, C.R.; ANGELER, D.G.; CUMMING, G.S.; FOLKE, C.; TWIDWELL, D.; UDEN, D.R. (2016) Quantifying spatial resilience, 53: 625-635.

<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12634>

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

<https://doi.org/10.1046/j.1365-2311.2002.00408.x>

ANDRESEN, E. (2005) Effects of season and vegetation type on community organization of dung beetles in tropical dry forest. *Biotropica*, 37: 291-300.

<https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00039.x>

ANDRESEN, E.; LAURANCE, S.G.W. (2007) Possible indirect effects of mammal hunting on dung beetle assemblages in Panama. *Biotropica*, 39: 141-146. DOI

10.1111/j.1744-7429.2006.00239.x

AUDINO, L.D.; LOUZADA, J.; COMITA, L. (2014) Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: is it possible to recover species and functional diversity? *Biological Conservation*, 169: 248 - 257.

<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.11.023>

BARRAGÁN, F.; MORENO, C.E.; ESCOBAR, F.; HALFFTER, G.; NAVARRETE, D. (2011) Negative impacts of human land use on dung beetle functional diversity. *Plos One*, 3: e17976. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0017976>

BEIROZ, W.; SAYER, E.; SLADE, E.M.; AUDINO, L.; BRAGA, R.F.; LOUZADA, J.; BARLOW, J. (2018) Spatial and temporal shifts in functional and taxonomic diversity of dung beetles in a human-modified tropical forest landscape. *Ecological Indicators*, 95: 518-526. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.062>

(a) BICKNELL, J.E.; STRUEBIG, M.J.; EDWARDS, D.P.; DAVIES, Z.G. (2014) Improved timber harvest techniques maintain biodiversity in tropical forests. *Current Biology*, 24: R1119-R1120

(b) BICKNELL, J.E.; PHELPS, S.P.; DAVIES, R.G.; MANN, D.J.; STRUEBIG, M.J.; DAVIES, Z.G. (2014) Dung beetles as indicators for rapid impact assessments: Evaluating best practice forestry in the neotropics. *Ecological Indicators*, 43: 154-161. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.030>

BROWN, J.H. (2014) Why are there so many species in the tropics? *Journal of Biogeography*, 41: 8-22. <https://doi.org/10.1111/jbi.12228>

BRUIJNZEEL, L.A.; CRITCHLEY, W.R.S. (1994) Environmental impacts of logging moist tropical forests. Unesco (Ed.), IHP Humid Tropics Programme, Series N° 7.

BURIVALOVA, Z.; ŞEKERCIOĞLU, Ç.H.; KOH, L.P. (2014) Thresholds of logging intensity to maintain tropical forest biodiversity. *Current Biology*, 24: 1893-1898. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2014.06.065>

CARVALHO, R.L.; ANDERSEN, A.N.; ANJOS, D.V.; PACHECO, R.; CHAGAS, L.; VASCONCELOS, H.L. (2020) Understanding what bioindicators are actually indicating: linking disturbance responses to ecological traits of dung beetles and ants. *Ecological Indicators*, 108: 105764. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105764>

CERULLO, G.R.; EDWARDS, F.A.; MILLS, S.C.; EDWARDS, D.P. (2019) Tropical forest subjected to intensive post-logging silviculture maintains functionally diverse dung beetle communities. *Forest Ecology and Management*, 444: 318-326. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.025>

CHOO, J.; GILL, B.D.; ZUUR, A.F.; ZENT, E.; ECONOMO, E.P. (2020) Impacts of an indigenous settlement on the taxonomic and functional structure of dung beetle communities in the Venezuelan Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 29: 207-228. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01879-5>

CORREA, C.M.A.; BRAGA, R.F.; PUKER, A.; KORASAKI, V. (2019) Patterns of taxonomic and functional diversity of dung beetles in a human-modified variegated landscape in Brazilian Cerrado. *Journal of Insect Conservation*, 23: 89-99. <https://doi.org/10.1007/s10841-018-00118-6>

CORREA, C.M.A.; LARA, M.A.; PUKER, A.; NORIEGA, J.A.; KORASAKI, V. (2021) Quantifying responses of dung beetle assemblages to cattle grazing removal over a short-term in introduced Brazilian pastures. *Acta Oecologica*, 110: 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2020.103681>

CURTIS, P.G.; SLAY, C.M.; HARRIS, N.L.; TYUKAVINA, A.; HANSEN, M.C. (2018) Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361: 1108-1111. DOI: 10.1126/science.aau3445

DAVIES, R.W.; EDWARDS, D.P.; EDWARDS, F.A. (2020) Secondary tropical forests recover dung beetle functional diversity and trait composition. *Animal Conservation*, 23: 617-627. <https://doi.org/10.1111/acv.12584>

DAVIS, A., HOLLOWAY, J.D.; HUIJBREGTS, H.; KRIKKEN, J.; KIRK-SPROGGS, A.H.; SUTTON, S.L. (2001) Dung beetles as indicators of change in the forests of northern Borneo. *Journal of Applied Ecology*, 38: 593-616. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00619.x>

DAVIS, A.L.V.; SCHOLTZ, C.H.; DOOLEY, P.W.; GHAM, N.; KRYGER, U. (2004) Scarabaeinae dung beetles as indicators of biodiversity, habitat transformation and pest control chemicals in agro-ecosystems. *South African Journal of Science*, 100: 415 – 424.

(a) EDWARDS, D.P.; TOBIAS, J.A.; SHEIL, D.; MEIJAARD, E.; LAURANCE, W.F. (2014) Maintaining ecosystem function and services in logged tropical forests.

Trends in Ecology & Evolution, 29: 511-520.  
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.003>

(b) EDWARDS, F.A.; EDWARDS, D.P.; LARSEN, T.H.; HSU, W.W.; BENEDICK, S.; CHUNG, A.; KHEN, C.V.; WILCOVE, D.S.; HAMER, K.C. (2014). Does logging and forest conversion to oil palm agriculture alter functional diversity in a biodiversity hotspot? *Animal Conservation*, 17: 163-173. <https://doi.org/10.1111/acv.12074>

EDWARDS, D.P.; LAURANCE, W.F. (2013) Biodiversity despite selective logging. *Science*, 339: 646-647. DOI: 10.1126 / science.339.6120.646-b

ELLIS, P.W.; GOPALAKRISHNA, T.; GOODMAN, R.C.; PUTZ, F.E.; ROOPSIND, A.; UMUNAY, P.M.; ZALMAN, J.; ELLIS, E.A.; MO, K.; GREGOIRE, T.G.; GRISCOM, B.W. (2019) Reduced-impact logging for climate change mitigation (RIL-C) can halve selective logging emissions from tropical forests. *Forest Ecology and Management*, 438: 255-266. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.004>

EMBRAPA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA-EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro). Sistema brasileiro de classificação de solos. 2. Ed. Rio de Janeiro: EMBRAPA\_SPI, 2006, p. 306.

FEARNSIDE, P.M. (2009) Degradação dos recursos naturais na Amazônia brasileira: Implicações para o uso de sistemas agroflorestais. P. 161-170. In: PORRO, R. (ed.) *Alternativa Agroflorestal na Amazônia em Transformação*. World Agroforestry Centre (ICRAF) & EMBRAPA Amazônia Oriental, Belém – PA. 825 pp.

FENCHEL, T. (1993) There are more small than large species? *Oikos*, 68: 375-378.

FERREIRA, J.; BLANC, L.; KANASHIRO, M.; LEES, A.C.; BOURGOIN, C.; FREITAS, J.V.; GAMA, M.B.; LAURENT, F.; MARTINS, M.B.; MOURA, N.; d'OLIVEIRA, M.V.; SOTTA, E.D.; SOUZA, C.R. RUSCHEL, A.R.; SCHWARTZ, G.; ZWERTS, J.; SIST, P. (2015). Degradação florestal na Amazônia: como ultrapassar os limites conceituais, científicos e técnicos para mudar esse cenário. Embrapa Amazônia Oriental, Belém – PA. ISSN 1983-0513; 413

FOX, J.; WEISBERG. (2019). *An {R} companion to applied regression*, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

FRANÇA, F.M.; FRAZÃO, F.S.; KORASAKI, V.; LOUZADA, J.; BARLOW, J. (2017) Identifying thresholds of logging intensity on dung beetle communities to improve the sustainable management of Amazonian tropical forests. *Biological Conservation*, 216: 115-122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.014>

FUJIMORI, T. (2001). *Ecological and silvicultural strategies for sustainable forest management*. Elsevier, Amsterdam, NL.

FUNASAKI, M.; BARROSO, H.S.; FRENANDES, V.L.A.; MENEZES, I.S. (2016) Amazon rainforest cosmetics: chemical approach for quality control. *Química Nova*, 39: 194-209. <http://dx.doi.org/10.5935/0100-4042.20160008>

GALLERY, R.E. (2014) Ecology of tropical rain forests. In: MONSON, R.K. (Ed.) *Ecology and the environment*. Tucson, USA: Springer Dordrecht Heidelberg New York London. P. 247-272. DOI 10.1007/978-1-4614-7501-9

GÓMEZ-CIFUENTES, A.; MUNEVAR, A.; GIMENEZ, V.C.; GATTI, M.G.; ZURITA, G.A. (2017) Influence of land use on the taxonomic and functional diversity of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) in the southern Atlantic forest of Argentina. *Journal of Insect Conservation*, 21: 147-156. <https://doi.org/10.1007/s10841-017-9964-4>

GIBSON, L.; LEE, T.M.; KOH, L.P.; BROOK, B.W.; GARDER, T.A.; BARLOW, J.; PERES, C.A.; BRADSHAW, C.J.A.; LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; SODHI, N.S. (2011) Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, 478: 378-381. <https://doi.org/10.1038/nature10425>

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

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

HALFFTER, G.; MATTHEWS, E.G. (1966) The natural history of dung beetles of the subfamily Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae). *Folia Entomologica Mexicana*, 12: 3-308.

HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (1991) Resource partitioning. In: HANSKI, I.; CAMBEFORT, Y. (Ed.) *Dung beetles ecology*. Cambridge: Princetom University Press. p. 330-349.

HERNÁNDEZ, M.I.M. (2002) The night and day of dung beetles (Coleoptera, Scarabaeidae) in the Serra do Japi, Brazil: elytra colour related to daily activity. *Revista Brasileira de Entomologia*, 46: 597-600. <https://doi.org/10.1590/S0085-56262002000400015>

HERVÉ, M. (2020). RVAideMemoire: Testing and plotting procedures for biostatistic. R package version 0.9-75. <http://CRAN.R-project.org/package=RVAideMemoire>

HILL, J.K.; HAMER, K.C.; LACE, L.A.; BANHAM, W.M.T. (1995) Effects of selective logging on tropical forest butterflies on Buru, Indonesia. *Journal of Applied Ecology*, 32: 754-760.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2020) IBGE atualiza mapa da Amazônia Legal. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de->

noticias/releases/28089-ibge-atualiza-mapa-da-amazonia-legal. Acesso: 17 de novembro de 2020.

IMAI, N.; SAMEJIMA, H.; LANGNER, A.; ONG, R.C.; KITA, S.; TITIN, J.; CHUNG, A.Y.C.; LAGAN, P.; LEE, Y.F.; KITAYAMA, K. (2009) Co-benefits of sustainable forest management in biodiversity conservation and carbon sequestration. *Plos One*, 4: e8267. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0008267>

JENKINS, C.N.; PIMM, S.L.; JOPPA, L.N. (2013) Global patterns of terrestrial vertebrate diversity and conservation. *PNAS*, 110: E2602-E2610. <https://doi.org/10.1073/pnas.130225111>

JONKERS, W.B.J.; HENDRISON, J. (2011) The CELOS Management System: concept, treatments and costs. In: WEEGER, M.J.A. (ed.). *Sustainable Management of Tropical Rainforests: the CELOS Management System*. Paramaribo: Tropenbos International. p. 257-282.

KOTTEK, M.; GRIESER, J.; BECK, C.; RUDOLF, B.; RUBEL, F. (2006) World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. *Meteorologische Zeitschrift*, 15:259-263. DOI: <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2006/0130>

KUZNETSOVA, A.; BROCKHOFF, P.B.; CHIRSTENSEN, R.H.B. (2017) lmerTest Package: tests in linear mixed effects models. *Journal of Statistical Software*, 82: 1-26, <https://doi.org/10.18637/jss.v082.i13>

LALIBERTÉ, E.; LEGENDRE, P. (2010) A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91: 299-305. <https://doi.org/10.1890/08-2244.1>

LARSEN, T.H.; LOPERA, A.; FORSYTH, A. (2008) Understanding trait-dependent community disassembly: dung beetles, density functions, and forest fragmentation. *Conservation Biology*, 22: 1288-1298. 10.1111/j.1523-1739.2008.00969.x

LAURANCE, W.F.; LOVEJOY, T.E.; VASCONCELOS, H.L.; BRUNA, E.M.; DIDHAM, R.K.; STOUFFER, P.C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R.O.; LAURANCE, S.G.; SAMPAIO, E. (2002) Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16:605-618. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>

LEWIS, S.L.; EDWARDS, D.P.; GALBRAITH, D. (2015) Increasing human dominance of tropical forests. *Science*, 349: 827-832. DOI: 10.1126/science.aaa9932

MARINONI, R.C., GANHO, N.G., MONNÉ, M.L.; MERMUDES, J.R.M. (2001) Hábitos alimentares em Coleoptera (Insecta). Editora Holos. p. 64. ISBN: 9788586699252

MARSH, C.J.; LOUZADA, J.; BEIROZ, W.; EWERS, R.M. (2013) Optimising bat for pitfall trapping of Amazonian dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae). *Plos One*, V. 8, e73147. doi: 10.1371/journal.pone.0073147



- MCFARLANE, B.J. (2018) The context of tropical rainforest deforestation and degradation. In: Conservation of tropical rainforests: A review of financial and strategic solutions. Palgrave studies in environmental policy and regulation. Palgrave Macmillan, Cham. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-63236-0>
- MCGEOCH, M.A.; RENSBURG, B.J.V.; BOTES, A. (2002) The verification and application of bioindicators: a case study of dung beetles in a savanna ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 39: 661-672. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00743.x>
- MERRY, F.; SOARES-FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.; AMACHER, G.; RODRIGUES, H. (2009) Balancing conservation and economic sustainability: the future of the amazon timber industry. *Environmental Management*, 44: 395-407. DOI 10.1007/s00267-009-9337-1
- PMFS/Mil Madeiras. (2017) Plano de Manejo Florestal Sustentável da Mil Madeiras Preciosas/PWA. VIII Reformulação. Itacoatiara/AM.
- NICHOLS E, GARDNER TA, PERES CA, SPECTOR S. (2009) Co-declining mammals and dung beetles: an impending ecological cascade. *Oikos*, 118: 481-487. DOI 10.1111/j.1600-0706.2009.17268.x
- NICHOLS, E.; LARSEN, T.; SPECTOR, S.; DAVIS, A.L.; ESCOBAR, F.; FAVILA, M.; VULINEC, K.; THE SCARABAEINAE RESEARCH NETWORK (2007) Global dung beetle response to tropical forest modification and fragmentation: A quantitative literature review and meta-analysis. *Biological Conservation*, 137: 1-19. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.01.023>
- NICHOLS, E.; SPECTOR, S.; LOUZADA, J.; LARSEN, T.; AMEZQUITA, S.; FAVILA, M.E.; THE SCARABAEINAE RESEARCH NETWORK (2008) Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. *Biological Conservation*, 141:1461-1474. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.04.011>
- ORTEGA-ECHEVERRÍA, C.; NAVAS S., G.R.; NORIEGA, J.A. (2019) Estacionalidad del ensamblaje de escarabajos coprófagos (Coleoptera: Scarabaeinae) del jardín botánico de Cartagena “Guillermo Piñeres” Bolívar-Colombia. *Caldasia*, 41: 124-138. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v41n1.72107>
- OTAVO, S.E.; PARRADO-ROSSELLI, A.; NORIEGA, J.A. (2013) Scarabaeoidea superfamily (Insecta: Coleoptera) as a bioindicator element of anthropogenic disturbance in an amazon national park. *Revista de Biología Tropical*, 61(2): 735-752.
- PAILLET, Y.; BERGÈS, L.; HJÄLTÉN, J.; ODOR, P.; AVON, C.; BERNHARD-RÖMERMANN, M.; BIJLSMA, R.J.; BRUYN, L.D.; FUHR, M.; GRANDIN, U.; KANKA, R.; LUNDIN, L.; LUQUE, S.; MAGURA, T.; MATESANZ, S.; MÉSZÁROS, I.; SEBASTIÀ, M.T.; SCHMIDT, W.; STANDOVÁR, T.; TÓTHMÉRÉSZ, B.; UOTILA, A.; VALLADARES, F.; VELLAK, K.; VIRTANEN, R. (2010) Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*, 24: 101-112. doi: 10.1111/j.1523-1739.2009.01399.x.

PESSÔA, M.B.; IZZO, T.J.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. (2017) Assemblage and functional categorization of dung beetles (Coleoptera: Scarabaeinae) from the Pantanal. *PeerJ*, 5: e3978 <https://doi.org/10.7717/peerj.3978>

PETERS, S.L.; MALCOLM, J.R.; ZIMMERMAN, B.L. (2006) Effects of selective logging on bat communities in the southeastern amazon. *Conservation Biology*, 20: 1410-1421. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00526.x>

PHILIPS, T.K. (2011) The evolutionary history and diversification of dung beetles. In: SIMMONS, L.W.; RIDSDILL-SMITH, T.J. (Ed.) *Ecology and evolution of dung beetles*. U.K.: Wiley-Blackwell. p. 21-46.

PUTZ, F.E.; BAKER, T.; GRISCOM, B.W.; GOPALAKRISHNA, T.; ROOPSIND, A.; UMUNAY, P.M.; ZALMAN, J.; ELLIS, W.A; RUSLANDI; ELLIS, P.W. (2019) Intact forest in selective logging landscapes in the tropics. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2: 1-10. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00030>

PUTZ, F.E.; SIST, P.; FREDERICKSEN, T.; DYKSTRA, D. (2008) Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 256: 1427-1433. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.03.036>

PUTZ, F.E.; ZUIDEMA, P.A.; SYNNOTT, T.; PEÑA-CLAROS, M.; PINARD, M.A.; SHEIL, D.; VANCLAY, J.K.; SIST, P.; GOURLET-FLEURY, S.; GRISCOM, B.; PALMER, J.; ZAGT, R. (2012) Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, 5: 296-303. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>

R Core Team (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

RAINE, E.H.; SLADE, E.M. (2019) Dung beetles – mammal associations: methods, research trends and future directions. *Proc. R. Soc. B*, 286: 0182002. <http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.2002>

SFB (SERVIÇO FLORESTAL BRASILEIRO) (2020) O que é Concessão Florestal? Disponível em: <http://www.florestal.gov.br/o-que-e-concessao-florestal>. Acesso em: 27 de novembro de 2020.

SLADE, E.M.; MANN, D.J.; LEWIS, O.T. (2011) Biodiversity and ecosystem function of tropical forest dung beetles under contrasting logging regimes. *Biological Conservation*, 144: 166-174. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.08.011>

SCHEFFLER, P.Y. (2005) Dung beetle (Coleoptera: Scarabaeidae) diversity and community structure across three disturbance regimes in eastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 09-19. DOI: 10.1017/S0266467404001683

SCHMITT, S.; MARÉCHAUX, I.; CHAVE, J.; FISCHER, F.J.; PIPONIOT, C.; TRAISSAC, S.; HÉRAULT, B. (2019) Functional diversity improves tropical forest

resilience: insights from a long-term virtual experiment. *Journal of Ecology*, 108: 831-843. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13320>

SILVA, R.J.; COLETTI, F.; COSTA, D.A.; VAZ-DE-MELLO, F.Z. (2014) Rola-bostas (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae) de florestas e pastagens no sudoeste da Amazônia brasileira: Levantamento de espécies e guildas alimentares. *Acta Amazonica*, 44: 345-352. <https://doi.org/10.1590/1809-4392201304472>

SPECTOR, S. (2006) Scarabaeine dung beetles (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae): An invertebrate focal taxon for biodiversity research and conservation. *The Coleopterists Bulletin*, 60: 71-83. [https://doi.org/10.1649/0010-065X\(2006\)60\[71:SDBCSS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1649/0010-065X(2006)60[71:SDBCSS]2.0.CO;2)

STEFFEN, W.; ROCKSTRÖM, J.; RICHARDSON, K.; LENTON, T.M.; FOLKE, C.; LIVERMAN, D.; SUMMERHAYES, C.P.; BARNOSKY, A.D.; CORNELL, S.E.; CRUCIFIX, M.; DONGES, J.F.; FETZER, I.; LADE, S.J.; SCHEFFER, M.; WINKELMANN, R.; SCHELLNHUBER, H.J. (2018) Trajectories of the earth system in the Anthropocene. *PNS*, 115: 8252-8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>

THOMAS, S.C.; BALTZER, J.L. (2002) Tropical forests. *Encyclopedia of life sciences*. In: *Encyclopedia of Life Sciences*. Londres: Macmillan Publishers Ltd.

TILMAN, D. (2001) Functional diversity. In: *Encyclopedia of Biodiversity* (S.A. Levin, Ed). Academic Press, San Diego, 3: 109-120.

TORPPA, K.A.; WIRTA, H.; HANSKI, I. (2020) Unexpectedly diverse forest dung beetle communities in degraded rain forest landscapes in Madagascar. *Biotropica*, 52: 351-365. <https://doi.org/10.1111/btp.12767>

TYUKAVINA, A.; HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; STEHMAN, S.V.; SMITH-RODRIGUEZ, K.; OKPA, C.; AGUILAR, R. (2017) Types and rates of forest disturbance in Brazilian Legal Amazon, 200-2013. *Science Advances*, 3: e1601047. DOI: 10.1126 / sciadv.1601047

VAZ-DE-MELLO, F.Z.; EDMONDS, W.D.; OCAMPOS, F.; SCHOOLMEESTERS, P. (2011) Multilingual key to the genera and subgenera of the subfamily Scarabaeinae of the New World (Coleoptera: Scarabaeidae). *Zootaxa*, 2854: 1-73.

VELOSO, H.P.; RANGE-FILHO, A.L.R.; LIMA, J.C.A. (1991) Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, Rio de Janeiro. Disponível em: <http://jbb.ibict.br/handle/1/397>

VILLÉGER, S.; MASON, N.W.H.; MOUILLOT, D. (2008) New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89: 2290-2301. <https://doi.org/10.1890/07-1206.1>

VULINEC, K. (2002) Dung beetle communities and seed dispersal in primary forest and disturbed land in Amazonia. *Biotropica*, 34(2): 297-309.

WWF (World Wildlife Fund) (2015) Living Forests Report: Chater 5. Acesso em 19 de agosto de 2020.

[http://awsassets.panda.org/downloads/lfr\\_chapter\\_5\\_executive\\_summary\\_final.pdf](http://awsassets.panda.org/downloads/lfr_chapter_5_executive_summary_final.pdf)