

ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO

KELLEY RITA PRZYBYSZEWSKI

**COMUNIDADES DE FORMIGAS EM SISTEMAS PRODUTIVOS DE SOJA NO
ESTADO DE MATO GROSSO: EFEITOS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM E
MÉTODOS DE COLETA**

**TANGARÁ DA SERRA/MT – BRASIL
2020**

ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DO ESTADO DE MATO GROSSO

KELLEY RITA PRZYBYSZEWSKI

**COMUNIDADES DE FORMIGAS EM SISTEMAS PRODUTIVOS DE SOJA NO
ESTADO DE MATO GROSSO: EFEITOS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM E
MÉTODOS DE COLETA**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Profa. Dra. Danielle Storck Tonon
Coorientador: Prof. Dr. Thiago Junqueira Izzo

TANGARÁ DA SERRA/MT – BRASIL

2020

CIP – CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO

P895c Przybyszewski, Kelley Rita.

Comunidades de formigas em sistemas produtivos de soja no Estado de Mato Grosso: efeitos da estrutura da paisagem e métodos de coleta à partir da comunidade de formigas / Kelley Rita Przybyszewski. – Tangará da Serra, 2020.

72 f. ; 30 cm. (ilustrações) Il. color. (sim).

Trabalho de Conclusão de Curso (Dissertação/Mestrado) – Curso de Pós- graduação *Stricto Sensu* (Mestrado Acadêmico) Interdisciplinar em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola, Faculdade de Ciências Agrárias, Biológicas, Engenharia e da Saúde, Câmpus de Tangará da Serra, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2020.

Orientadora: Dra. Danielle

Storck Tonon. Coorientador:

KELLEY RITA PRZYBYSZEWSKI

**“COMUNIDADES DE FORMIGAS EM SISTEMAS PRODUTIVOS DE SOJA
NO ESTADO DE MATO GROSSO: EFEITOS DA ESTRUTURA DA
PAISAGEM E MÉTODOS DE COLETA”**

Dissertação apresentada à
Universidade do Estado de Mato
Grosso, como parte das exigências
do Programa de Pós-graduação
Stricto Sensu em Ambiente e
Sistemas de Produção Agrícola para
obtenção do título de Mestre.

Aprovada em 21 de fevereiro de 2020.

Banca Examinadora



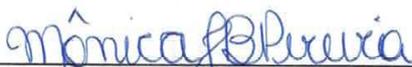
Prof. Dra. Danielle Storck Tonon
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
Orientador



Prof. Dra. Alessandra Regina Butnariu
Coordenadora do Mestrado em Ambiente e Sistema de Produção Agrícola-PPGASP/UNEMAT

Atesta a participação de:

Prof. Dr. Fabrício Beggiato Baccaro
Universidade Federal do Amazonas - UFAM
(Membro Externo)



Prof. Dra. Monica Josene Barbosa Pereira
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT
(Membro Interno)

TANGARÁ DA SERRA/MT- BRASIL

2020

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, que sempre foram e serão a minha base.

AGRADECIMENTOS

A presente dissertação de mestrado não poderia chegar ao fim sem o precioso apoio de várias pessoas.

Agradeço primeiramente a Deus, por me guiar e permitir a oportunidade em cursar o mestrado, além de todas as outras coisas boas que me concedeu durante esse percurso.

Não posso deixar de agradecer a minha orientadora, Professora Doutora Danielle Storck Tonon, por me receber em sua casa quando mudei para cursar o mestrado e ajudar a me instalar na cidade. Agradeço também por me ouvir e entender sempre compreensiva com meus problemas e dificuldades tanto pessoais como no desenvolvimento do meu trabalho. Não posso deixar de agradecer toda a paciência, empenho e sentido prático com que sempre me orientou neste trabalho e em todos os conselhos e sugestões durante esse período. Muito obrigada por ter me corrigido quando necessário sem nunca me desmotivar.

Desejo igualmente agradecer a meu coorientador Professor Doutor Thiago Junqueira Izzo que sempre se disponibilizou em me receber e orientar com sábias ideias e conselhos.

Agradeço a Professora Doutora Mônica Josene Barbosa Pereira, coordenadora do projeto de pesquisa, com quem tive várias conversas e discussões de ideias onde pude aprender muita coisa além de uma inspiração de pessoa.

Agradeço ao meu amigo que as formigas me apresentaram lá em Curitiba ainda, antes de iniciar o mestrado, Doutor Ricardo Eduardo Vicente, que se dispôs a vir até mim em Tangará da Serra para me ajudar nas identificações das espécies, bem como bons conselhos sobre a pesquisa e pós-graduação.

Agradeço a todos os professores do programa de Pós-graduação em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola, por todas as discussões e conhecimentos compartilhados durante as aulas. Em especial as professoras Dejânia e Alessandra, coordenadoras do programa durante o período que realizei o curso, estas foram sempre muito gentis e dedicadas comigo sempre que precisei.

Agradeço aos meus colegas da turma de mestrado pela ajuda nas atividades e troca de ideias sempre que necessário.

Agradeço aos colegas de laboratório, especialmente ao José Victor, Camila Volff, Mayra Layra, Joseph Eisinger, Anildo Machado, Gabriel Santos, Leandra Amorin, Nayane Oliveira, Robson Santos, Valdecir, Bruno com quem além de colegas se tornaram bons amigos.

Agradeço aos meus estagiários, João Victor, Jéssica Pereira, Jhenmerson Pimentel e Carlos Haynnã que me auxiliaram em todas as etapas do processamento de laboratório do material da pesquisa.

Agradeço aos integrantes do projeto BIOAGRO pela coleta do material em campo, especialmente ao José Victor, que participou de todos os campos e com seu empenho e dedicação auxiliou nessa parte importante do projeto, não só a mim, mas a todos.

Agradeço aos colégios IPES e Ideal e bons amigos que fiz lá, onde durante o período sem bolsa me deram a oportunidade da docência e dessa forma pude arcar com os custos e me manter em Tangará da Serra, bem como continuar com o curso.

Agradeço as instituições de fomento CAPES e FAPEMAT, pela concessão de bolsa de estudos e financiamento do projeto de pesquisa.

Agradeço a secretária do programa Liane, pelas caronas e pelas conversas sempre que fui a secretaria perguntar alguma coisa ou tomar um café, além da eficiência do seu trabalho junto ao programa.

Agradeço ao técnico de laboratório Ricardo Silva, pelos conselhos e disponibilidade de sempre conversar sobre ideias e sugestões.

Por último, quero agradecer à minha família e amigos pelo apoio incondicional que me deram. Agradeço muito a todos meus amigos de todos os lugares que sempre lembraram de mim mesmo eu estando longe, as palavras de preocupação e motivação são fundamentais. E claro, meus pais que não deixaram nunca de apoiar as minhas decisões.

EPÍGRAFE

“Não importa o que aconteça, continue a nadar.”
(Walters, Graham; PROCURANDO NEMO, 2003)

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
ARTIGO 01 Diversidade de formigas num gradiente de transição Cerrado- Amazônia dentro de uma matriz agrícola.....	19
ARTIGO 02 Armadilhas <i>pitfalls</i> com iscas para besouros Scarabeineos podem substituir armadilhas convencionais para captura de formigas?.....	42
CONSIDERAÇÕES FINAIS	58

LISTA DE SIGLAS

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

SIG: Sistema de Informação Geográfica

EMBRAPA: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

IMEA: Instituto Matogrossense de Economia Agropecuária

MATERIAL SUPLEMENTAR

Artigo 01

Tabela S1.....	60
Tabela S2.....	61

Artigo 02

Tabela S1.....	68
Tabela S2.....	69

RESUMO

A modificação de habitats naturais nos biomas Amazônia e Cerrado é uma das principais ameaças à biodiversidade. Uma das atividades que está em constante ampliação e tem causado perturbações ao ambiente é a expansão da fronteira agrícola. Insetos de modo geral possuem elevada abundância e estão presentes em diversos processos ecológicos. Dessa forma, alguns insetos são excelentes bioindicadores da qualidade de habitats, como o caso das formigas. Formigas são muito diversas, apresentam várias interações importantes e respondem de forma rápida à perturbação do ambiente. Outro grupo abundante e considerado bom bioindicador são os besouros rola-bosta. Além disso, esse grupo possui com as formigas uma armadilha em comum de captura, que são as armadilhas de queda tipo *pitfall*. A diferença do método de coleta é a presença de iscas atrativas (fezes humanas) para capturar os besouros, que não são utilizadas nos protocolos para monitoramento de formigas. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi avaliar os impactos da conversão de habitats nativos em agroecossistemas sobre a comunidade de formigas no Estado de Mato Grosso e descobrir se *pitfalls* iscados podem substituir *pitfalls* convencionais para captura de formigas. Os dados foram coletados em 42 sistemas produtivos de soja (*Glycine max* L.), utilizando nove armadilhas do tipo *pitfall* em um transecto linear abrangendo a área de Reserva Legal e o cultivo de soja adjacente. Destas armadilhas, três eram iscadas para captura de besouros coprófagos. Das 176 espécies coletadas nos dois habitats, apenas nove foram encontradas exclusivamente no cultivo de soja. A quantidade de habitat nativo não foi preditora da riqueza e composição de espécies. A composição de espécies foi fortemente influenciada pelo tipo de habitat, demonstrando que a conversão do habitat natural faz com que haja substituição de espécies no habitat agrícola. A fitofisionomia ao qual a Reserva Legal estava inserida (Amazônia, Cerrado ou ecótono) não influenciou a riqueza de espécies mas foi preditora da composição. Para a comparação da eficiência das armadilhas, foram registradas um total de 150 espécies, das quais 131 foram registradas em *pitfalls* não iscados e 107 em *pitfalls* com iscas. Nossos resultados mostram que as armadilhas sem isca contribuíram com 28% do número de espécies total capturadas nesse estudo, já os *pitfalls* com isca contribuíram com apenas 12% do total das espécies capturadas e 58% do total de espécies foram capturadas independentemente do método. Além da perda de espécies entre os tipos de armadilhas, o efeito do método modifica a composição de espécies. Nossos resultados evidenciam a importância da presença das áreas de Reserva Legal para manutenção da mirmecofauna em agrossistemas. Sobre os tipos de armadilhas recomendamos que *pitfalls* iscados não podem substituir os *pitfalls* convencionais, apenas podem complementar levantamentos, especialmente em estudos com propósito mais zoológico que ecológico.

Palavras – chave: Ecologia de Paisagem, Método de coleta, *Pitfall*, Perda de Habitat.

ABSTRACT

The modification of natural habitats in the Amazon and Cerrado biomes is one of the main threats to biodiversity. One of the activities that is constantly expanding and has caused disturbances to the environment is the expansion of the agricultural frontier. Insects in general have a high abundance and are present in several ecological processes. Thus, some insects are excellent bioindicators of habitat quality, such as ants. Ants are very diverse, have several important interactions and respond quickly to environmental disturbance. Another abundant group and considered a good bioindicator are dung beetles. In addition, this group has a common capture trap with ants, which are pitfall-type fall traps. The difference in the collection method is the presence of attractive baits (human feces) to catch the beetles, which are not used in protocols for monitoring ants. Therefore, the objective of this study was to evaluate the impacts of converting native habitats into agroecosystems on the ant community in the State of Mato Grosso and to find out if baited pitfalls can replace conventional pitfalls for ants' capture. Data were collected in 42 soybean production systems (*Glycine max* L.), using nine pitfall traps in a linear transect covering the Legal Reserve area and the adjacent soybean crop. Of these traps, three were baited to catch coprophagous beetles. Of the 176 species collected in the two habitats, only nine were found exclusively in soybean cultivation. The amount of native habitat was not a predictor of species richness and composition. The species composition was strongly influenced by the type of habitat, demonstrating that the conversion of the natural habitat causes replacement of species in the agricultural habitat. The phytophysognomy to which the Legal Reserve was inserted (Amazon, Cerrado or ecotone) did not influence the species richness but was a predictor of the composition. To compare the efficiency of the traps, a total of 150 species were recorded, of which 131 were recorded in non-baited pitfalls and 107 in baited pitfalls. Our results show that traps without bait contributed 28% of the total number of species captured in this study, whereas pitfalls with bait contributed only 12% of the total species captured and 58% of the total species were captured regardless of the method. In addition to the loss of species among the types of traps, the effect of the method modifies the species composition. Our results show the importance of the presence of Legal Reserve areas for the maintenance of myrmecofauna in agrosystems. Regarding the types of traps, we recommend that baited pitfalls cannot replace conventional pitfalls, they can only complement surveys, especially in studies with a more zoological than ecological purpose.

Key words: Landscape Ecology, Collection method, *Pitfalls*, Habitat Loss.

INTRODUÇÃO GERAL

A substituição de paisagens originais dos ambientes é coordenada tanto por questões sociais, culturais e econômicas, quanto por questões ambientais. Dessa forma, a expansão agrícola pressiona para que sejam ampliadas as áreas de produção de alimentos (NAZARENO, et al., 2012). E, em controvérsia, a valorização da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos defendem a retenção desse avanço, para que tanto os habitats naturais preservados quanto os já modificados sejam menos impactados pela matriz agrícola (SOUZA-NETO, et al., 2013).

Os agrossistemas são favorecidos pelos serviços ecossistêmicos (METZGER, et al., 2019), os quais desempenham várias funções como purificação da água, proteção do solo, polinização de plantas nativas e agrícolas, controle biológico, entre outros (COSTANZA, et al., 2014). Uma das principais ameaças para que esses serviços sejam prestados é o impacto que os diferentes tipos de manejo agrícola causam nas áreas nativas onde esses recursos se encontram (HUNKE, et al., 2015).

As alterações dos habitats naturais em áreas agrícolas modificam a composição dos ecossistemas transformando as condições do ambiente, e como consequência, reduzindo ou extinguindo localmente populações de plantas e animais suscetíveis a estas novas condições (RIBEIRO-NETO, et al., 2016). A fragmentação dos habitats naturais substitui a biodiversidade destes novos fragmentos transformados, dificultando a sobrevivência de algumas espécies por inúmeras situações, como o isolamento que limita a dispersão e polinização (MAGNAGO, et al., 2016).

Dentre os principais biomas brasileiros que vêm sendo intensamente modificado pela conversão de áreas naturais, o Cerrado e a Amazônia se destacam. Segundo Myers et al., (2012), cerca de 80% da área original do Cerrado já foi convertida para áreas antrópicas, restando apenas 20% de áreas consideradas originais ou pouco perturbadas. Mesmo considerando a diminuição de áreas, a riqueza de espécies no Cerrado ainda é alta e pode representar 33% da diversidade biológica do Brasil (AGUIAR, et al., 2008), fato que coloca o bioma entre os 25 *hotspots* mundiais para a conservação da biodiversidade

devido a sua alta diversidade biológica e rapidez com que está sendo destruído (DURIGAN, et al., 2011).

A Floresta Amazônica constitui a maior floresta tropical do planeta, tanto em extensão quanto em diversidade de espécies (MERTL, et al., 2009). Sua importância vai além da biodiversidade que possui, tendo alto valor ecológico, devido as funções desempenhadas por seus organismos (BRAGA, et al., 2013) como também o alto valor econômico pelos produtos que oferece, como minérios, madeira, frutos e produtos agrícolas (MALHI, et al., 2008). Entretanto, as atividades agropecuárias juntamente com o desmatamento e a degradação têm causado sérios problemas a esse bioma (PERES, et al., 2010).

Estes biomas, inseridos na região Centro-Oeste do Brasil, que atualmente contribui com 43% da produção agrícola nacional, e o Estado de Mato Grosso lidera como maior produtor de grãos (31,9 milhões de toneladas), com 27,2% da produção de soja (*Glycine max* (L.) Merrill) do Brasil (EMBRAPA, 2019). A soja, principal *commodity* brasileira, devido a sua multifuncionalidade, o seu valor de mercado atrativo e a sua grande demanda no mundo, tende a aumentar sua produção a cada ano, seja em quantidade de área cultivada e/ou por incremento da produtividade (EMBRAPA, 2019).

Para preservação desses importantes biomas o Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) exige que toda propriedade rural deve possuir um percentual de vegetação nativa, área de Reserva Legal (RL). Essa lei tem por finalidade garantir a conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos nos remanescentes de vegetação nativa dentro dos agrossistemas (BRASIL, 2012). Ainda, sem nenhum estudo, a existência dessa lei vem sendo questionada por parlamentares em projetos que querem extinguir essas áreas. Dessa forma estudos que avaliem a importância das Reservas Legais para os agrossistemas são imprescindíveis.

As teorias mais recentes sobre ecologia de paisagens relevam a importância da qualidade e quantidade de habitats remanescentes na composição de uma paisagem para conservar diversas espécies (FAHRIG, 2013). Para testar a qualidade desses fragmentos e comunidades é comum o uso de espécies animais e vegetais, como bioindicadores, para avaliar o grau de perturbação dos ecossistemas. Assim, investiga-se a riqueza, ausência, presença, abundância e composição de espécies nos remanescentes de habitat

nativo e sua matriz adjacente para mensurar o grau de perturbação (MAJER, 1983).

Dentre os insetos, o grupo das formigas (Hymenoptera:Formicidae), é amplamente utilizado para levantamentos ambientais. Formigas, são importantes ecologicamente, pois interagem com outros organismos em todos os níveis tróficos e, na maioria das espécies, possui ninho perene e estacionário (HOLDOBLER & WILSON, 1990). Do pressuposto que muitas espécies nidificam e forrageiam sobre a vegetação, espera-se que a riqueza e a diversidade de formigas sejam influenciadas pela riqueza e diversidade de plantas (FREITAS, et al., 2006).

Segundo Lach (2010), as formigas são ótimas bioindicadoras, respondendo de forma rápida as mudanças que acontecem em um determinado ecossistema. As formigas têm um importante papel no fluxo de energia e biomassa e na evolução da estrutura das comunidades como um todo. Utilizam uma grande variedade de recursos alimentares e ocupam quase todos os ecossistemas terrestres (ANDERSEN & MAJER, 2004). Além disso, exercem papéis importantes na reciclagem de nutrientes, atuando em bancos de sementes e na formação das camadas superficiais do solo (HOLDOBLER & WILSON, 1990).

Outro grupo de insetos também muito utilizado em monitoramentos, extremamente abundante e importante em diversos serviços ecológicos são os besouros rola-bosta (Coleoptera:Scarabaeinae). Além disso, esse grupo compartilha de um método de amostragem em comum com as formigas: as armadilhas de queda tipo *pitfalls*. Armadilhas de queda deste tipo, podem ser utilizadas em vários tipos de estudos, (CAMBEL & CHRISTMAN, 1982; CORN, 1994), incluindo levantamento de riqueza, comparações de abundância relativa, entre outros, representando uma parcela significativa da biodiversidade local. Além disso esse tipo de armadilha, não exige custos elevados para confecção e nem dificuldade na implementação.

A diferença entre os protocolos de amostragem para os dois grupos é a presença de iscas atrativas (fezes humanas) para coleta de Scarabaeidae coprófagos (FAVILA & HALFFTER, 1997). Já para formigas, o protocolo de monitoramento para captura do grupo, apesar de em alguns casos utilizar iscas específicas, não emprega o uso de fezes como iscas, pois a queda de formigas

ocorre de forma natural nas armadilhas (AGOSTI & ALONSO, 2000). Dessa forma, se há intenção em reduzir esforços de amostragem, custos e ampliar o monitoramento utilizando o mesmo delineamento amostral é necessário descobrir se as iscas atrapalham a captura de formigas nas armadilhas *pitfalls*.

Diante do exposto, este trabalho teve como objetivo verificar o efeito da modificação da paisagem original sobre a riqueza e composição de formigas inseridas nos biomas Cerrado e Amazônia em sistemas produtivos agrícolas de soja (*Glycine max* L.) dentro do Estado de Mato Grosso e verificar a possível adaptação de armadilhas iscadas para captura de formigas. Assim, o trabalho foi dividido em dois capítulos, sendo eles: 1) Diversidade de formigas num gradiente de transição Cerrado- Amazônia dentro de uma matriz agrícola; 2) Armadilhas *pitfalls* com iscas para besouros Scarabeíneos podem substituir armadilhas convencionais para captura de formigas?

REFERÊNCIAS

AGOSTI, D.; ALONSO, L.E. **The ALL Protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants.** In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Washington: Smithsonian Institution Press, 2000.

AGUIAR, L. M. de. S.; DUBOC, E.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.; CAMARGO, A. J. A. de.; AQUINO, F. G. **Cerrado: desafios e oportunidades para o maior desenvolvimento sustentável.** Planaltina: Embrapa Cerrados, 2008.

ANDERSEN, A.N.; MAJER, J.D. Ants show the way Down Under- invertebrates as bioindicators in land management. **The Ecological Society of America.** v. 2, e. 6. p. 291-298, 2004.

BRAGA, R.F.; KORASAKI, V.; ANDRESEN, E.; LOUZADA, J. Dung beetle community and functions along a habitat disturbance gradient in the Amazon: a rapid assessment of ecological functions associated to biodiversity. **PLoS One.** v. 8. p.57-86, 2013.

BRASIL. Código Florestal Brasileiro. 2012. Disponível em: <http://www.jusbrasil.com.br/legislação/1032082/lei-12651-12>. Acesso em 29 de setembro de 2019.

CAMBELL, H.W.; CHRISTMAN, S.P. **Field techniques 1'01' herpetofaunal community analysis**: N.J. Scott JR. (Ed.). Herpetological communities. Washington: U.S. Fish Wild. Servo Wildl, 1982.

CORN, P.S. Straight-line drift fences and pitfall traps, p. 109-117. *In*: W.R. Heyer; M.A. Donnelly; R.W. McDiarmid; L.-A. Hayek & M. Foster (Eds). **Measuring and monitoring biological diversity: standard methods for amphibians**. Washington, D.C., Smithsonian Institution Press, 1994.

COSTANZA, R.; DE GROOT, R.; SUTTON, P.; VAN DER PLOEG, S.; ANDERSON, S.J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R.K.; (2014). Changes in the global value of ecosystem services. **Glob. Environ. Change**, v.26. p.152–158, 1994.

DURIGAN, G.; MELO, A. C. G. de.; MAX, J. C. M.; CONTIERI, W. A.; RAMOS, V. S. **Manual para recuperação da vegetação de Cerrado**. 3. ed. São Paulo: SMA, 2011.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. <https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>. Acesso em 09 de abril de 2019.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**. v. 40, p.1649–1663, 2013.

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

FREITAS, A.V.L.; LEAL, I.R.; UEHARA-PRADO, M.; IANNUZZI, L. **Insetos como indicadores de conservação da paisagem**. *In*: Rocha CFD, Bergallo HG, Van Sluys M & Alves MAS (Eds.) *Biologia da Conservação*. Rio de Janeiro, Editora da UERJ. p.201-225, 2006.

HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. **The Ants**. Cambridge: Belknap Press of Harvard University Press, 1990.

HUNKE, P.; MUELLER, E.N.; SCHRÖDER, B.; ZEILHOFER, P. The Brazilian Cerrado: assessment of water and soil degradation in catchments under intensive agricultural use. **Ecohydrology**. v.8, p.1154–1180, 2015.

LACH, L.; PARR, C. L.; ABBOTT, K. L. **Ant ecology**. Oxford: Oxford University Press, 2010.

MAGNAGO, L. F. S. et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**. v.31, e.2, p. 542-552, 2016.

MAJER, J. D. Ants: bio-indicators of minesite rehabilitation, land-use, and land conservation. **Environmental Management**. v.7, p. 375-383, 1983.

MALHI, Y.J.; TIMMONS, R. A.; BETTS, T. J.; KILLEEN, W.; NOBRE, C. A. Climate Change, Deforestation and the Fate of the Amazon. **Science**. v.319, p.169-172, 2008.

MERTL, A.L.; WILKIE, K.T.; TRANIELLO, J.F.A. Impact of flooding on the species richness, density and composition of Amazonian litter-nesting ants. **Biotropica**. v. 41, p. 633–641, 2009.

METZGER, J.P. et al. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in ecology and conservation**. v.17, e.3, p. 91-103, 2019.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B. Amazonian forests. **Biotropica**. v.51, p. 245–252, 2012.

NAZARENO, A.G. et al. Serious new threat to Brazilian forests. **Conservation Biology**. v.26, p.5–6, 2012.

PERES, C. A. et al. Biodiversity conservation in human modified Amazonian Forest landscapes. **Biological conservation**. Oxford. v.143, p.2314-2327, 2010.

RIBEIRO-NETO, J. D.; ARNAN, X.; TABARELLI, M.; LEAL, I. R. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**. v.25, p. 943–956, 2016.

SOUZA-NETO, A. C.; CIANCIARUSO, M. V.; COLLEVATTI, R. G. Habitat shifts spatial structure in a tropical fragmented landscape (SE Brazil). **Ecological Applications**. v.10, p.1147-1161, 2013.

ARTIGO 01: Diversidade de formigas num gradiente de transição Cerrado- Amazônia dentro de uma matriz agrícola

[Revista: Journal of Applied Ecology]

Resumo

No Brasil dois importantes biomas super diversos vêm sendo intensamente modificados pela expansão agrícola, particularmente para plantios de soja: o Cerrado e, mais recentemente, a Amazônia. Para preservação da biodiversidade desses biomas o Código Florestal brasileiro postula que toda propriedade rural no Brasil deve possuir um percentual mínimo de cobertura vegetal nativa denominada área de Reserva Legal. A efetividade destas Reservas Legais vem sendo posta à prova e sua existência em lei vem sendo ameaçada por proposta parlamentar. Assim, monitoramentos da diversidade de múltiplos táxons nestas reservas são imprescindíveis. Dentre os grupos de insetos que respondem de forma rápida à perturbação, as formigas (Hymenoptera:Formicidae) se destacam. Elas formam um grupo dominante de insetos que apresentam importantes interações ecológicas com outras espécies e são comumente usadas para monitoramento ambiental. O objetivo deste estudo foi avaliar como as áreas de Reserva Legal são importantes para conservação da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos para a matriz agrícola adjacente. Os dados foram coletados em 42 sistemas produtivos de soja (*Glycine max* L.) distribuídos dentro do Estado de Mato Grosso, utilizando armadilhas do tipo *pitfall* em um transecto linear abrangendo a área de Reserva Legal e o cultivo de soja adjacente. Todos os dados foram analisados utilizando-se do *Software R*. Das 176 espécies de formigas coletadas dentro das áreas de Reserva Legal e cultivo de soja, apenas nove foram encontradas exclusivamente no cultivo de soja. A quantidade de habitat nativo não foi preditora da riqueza e composição de espécies. A composição de espécies foi fortemente influenciada pelo tipo de habitat, demonstrando que a conversão do habitat natural faz com que haja substituição de espécies no habitat agrícola. A fitofisionomia ao qual a Reserva Legal estava inserida (Amazônia, Cerrado ou ecótono) não influenciou o número de espécies mas foi preditora da composição. Nossos resultados evidenciam a importância da presença das áreas de Reserva Legal para manutenção da mirmecofauna e biodiversidade associada em agrossistemas incorporada a lei vigente que busca preservar a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos das áreas naturais junto as áreas agrícolas.

Palavras – chave: Ecologia de Paisagem, Serviços Ecossistêmicos, *Pitfalls*, Perda de Habitat.

Abstract

In Brazil, two important super diverse biomes have been intensely modified by agricultural expansion, particularly for soy plantation: the Cerrado region and more recently, the Amazon. To preserve the biodiversity of these biomes, the

Brazilian Forest Code postulates that every rural property in Brazil must have a minimum percentage of native vegetation coverage, called the Legal Reserve Area. The effectiveness of these Legal Reserves has been put to the test and their existence in law has been threatened by parliamentary proposal. Therefore, monitoring the diversity of multiple taxon in these reserves is essential. Among the groups of insects those respond quickly to disturbance, the ants (Hymenoptera: Formicidae) stand out. They form a dominant group of insects that have important ecological interactions with other species and are commonly used for environmental monitoring. The objective of this study was to evaluate how important the Legal Reserve Areas are for the conservation of biodiversity and ecosystem services for the adjacent agricultural matrix. The data were collected in 42 soybean productive systems (*Glycine max* L.) distributed within the State of Mato Grosso, using pitfall traps in a linear transect covering the Legal Reserve Area and the adjacent soybean plantation. All data were analyzed using Software R. From the 176 ant species collected within the Legal Reserve Area and soybean cultivation areas, only nine were found exclusively in soybean productive area. The amount of native habitat was not a predictor of species richness and composition. The species composition was strongly influenced by the type of habitat, demonstrating that the conversion of the natural habitat causes replacement of species in the agricultural habitat. The phytophysiognomy to which the Legal Reserve Area was inserted (Amazon, Cerrado or ecotone) did not influence the number of species but was a predictor of the composition. Our results show the importance of the presence of Legal Reserve Areas for the maintenance of the mirmecofauna and associated biodiversity in agrosystems, incorporated into the current law that seeks to preserve the biodiversity and ecosystem services of natural areas along agricultural areas.

Key words: Landscape Ecology, Ecosystem Services, *Pitfalls*, Habitat Loss.

Introdução

Desde a década de 1970, houve um crescimento da quantidade produzida e da área destinada à produção agrícola no território brasileiro. A quantidade produzida das principais *commodities* agrícolas também tiveram um aumento no mesmo período e devido a pressão para aumento da produção, a soja no Brasil alcançou destaque nas últimas décadas (Frederico, 2010). Atualmente, o país configura-se como maior exportador e segundo maior produtor de soja no mundo (Embrapa, 2019). Devido a sua multifuncionalidade, o seu valor de mercado atrativo e a sua grande demanda no mundo, a produção de soja tende a aumentar a cada ano, seja por quantidade de área ou incremento da produtividade (Fao, 2018).

Ao mesmo tempo em que está em pleno desenvolvimento, a atividade agrícola sofre as consequências da perda de importantes serviços ecossistêmicos, relacionados diretamente à perda da biodiversidade. E manter o equilíbrio desses serviços é um dos maiores desafios para garantir a produtividade agrícola no futuro (Constanza et al., 2014). Além do serviço ecossistêmico integrar a biodiversidade e garantir maior estabilidade ecológica aos agrossistemas, os sistemas agrícolas tendem a apresentar maior produtividade e menor custo de produção quando localizados próximos a áreas que preservam a vegetação original (Cohen-shacham et al., 2019) favorecendo por exemplo a presença dos inimigos naturais, que beneficiam a área agrícola.

Entretanto, a conversão de áreas naturais, não ocorre de forma uniforme em diferentes regiões. No Brasil, dois importantes biomas ricos em biodiversidade, vêm sendo intensamente modificados pela expansão agrícola, particularmente para plantios de soja: o Cerrado, que engloba todo o centro da América do Sul e a Amazônia, mais ao norte (Giroldo & Scariot, 2015).

O Cerrado compreende várias fitofisionomias prioritariamente arbustivas e possui condições favoráveis topográficas (planalto, com grandes áreas planas e solos profundos) e climáticas (duas estações do ano bem definidas, uma chuvosa e outra seca, e intensa luminosidade) propícias à agricultura (Felippe & Souza, 2006). A expansão da agricultura nas últimas décadas sobre o Cerrado é mais antiga. Recentemente, a fronteira agrícola se dirigiu mais ao norte, chegando à região Sul da Amazônia (Newbold et al., 2015), chamada de “arco do Desmatamento” (Fearnside, 2003). Especificamente as paisagens florestadas localizadas numa região de ecótono entre os biomas Cerrado e Amazônia atualmente vem sendo submetidas a intenso desmatamento e degradação de áreas. Estas regiões de ecotones podem ser ainda mais susceptíveis que os biomas à conversão do habitat natural em pastagens e lavouras (Marques, Marimon-Junior, & Marimon, 2019).

Em um país de dimensões continentais como o Brasil, a responsabilidade com a biodiversidade e os recursos naturais demandam atenção e são de extrema importância. Para salvaguarda da biodiversidade e de diversos serviços ecossistêmicos, foram criadas leis de proteção ambiental. O Código Florestal brasileiro (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012) postula que toda propriedade rural no Brasil deve possuir um percentual mínimo de cobertura vegetal nativa

denominada área de Reserva Legal (RL) (BRASIL, 2012). Consequentemente, a paisagem de diversas áreas é composta por remanescentes de habitat nativo (Oliveira-Júnior et al., 2015) cercados por extensas áreas de monocultura (Metzger, 2002).

As Reservas Legais de propriedades rurais são hoje responsáveis por abrigar a maior parte da vegetação protegida do Brasil, abrangendo uma área maior do que as Unidades de Conservação (Lewinsohn, 2010; Sparoveck et al., 2012). Entretanto, a efetividade destas Reservas Legais vem sendo posta em xeque por políticos e há proposta de que essas áreas sejam extintas (Projeto de Lei nº 2362, de 2019). Estudos de avaliação da diversidade de múltiplos táxons nestas reservas, então, são urgentes.

Dentre os principais grupos com alta diversidade e que respondem de forma rápida a alterações ambientais, os insetos se destacam. Um grupo importante para a agricultura e ecossistemas naturais são as formigas (Hymenoptera:Formicidae), devido a inúmeros serviços prestados, como aeração dos solos, decomposição, transporte de sementes, predação, e alguns casos até polinização (Offenberg, 2015). Geralmente, formigas apresentam hábitos predatórios, atuando como controladoras de insetos-pragas, prejudiciais para a agricultura (Styrsky & Eubanks, 2010; Gonthier, Ennis, Philpott, Vandermeer, & Perfecto, 2013). Em contrapartida, há espécies que podem causar sérios prejuízos as áreas agrícolas, como espécies da tribo Attini, as quais são herbívoras (Zanetti et al., 2014) e espécies que apresentam interação mutualística, associadas a afídeos (parasitas de plantas) (Styrsk & Eubanks, 2007).

Por apresentarem grande diversidade de espécies, elevada abundância, ampla distribuição terrestre, e atuarem em todos os níveis tróficos, as formigas são consideradas excelentes bioindicadoras da qualidade de habitats (Hölldobler & Wilson, 1990). A fácil captura e sensibilidade à alteração dos ambientes permite que importantes levantamentos sejam feitos a partir da composição de formigas (Ribas et al., 2012). Vários estudos já utilizaram formigas para mensurar a degradação de uma área perturbada (Kessler et al., 2009; Rocha et al., 2015; Ribas, Campos, Schmidt & Solar, 2012). Por exemplo, Frizzo e Vasconcelos (2013), verificaram que a conversão de Cerrado em pastagens não afeta a fauna de formigas terrestres. Porém, em estudos onde a conversão do

habitat nativo foi sucedida por plantio de soja, houve efeito negativo sobre a riqueza de espécies de formigas e considerável mudança na composição (Pacheco, Vasconcelos, Groc, Camacho & Frizzo, 2013). Foi sugerido que as principais causas da perda de habitat, são a modificação da estrutura do habitat e o manejo intensivo dos solos (Weiner, Werner, Linsenmair & Blüthgen, 2014).

Os efeitos afetam especialmente locais para nidificar por meio da aração e uso de agrotóxicos, necessários para o manejo do cultivo de soja, bem como estabelecimento de espécies generalistas, que se tornam dominantes de habitats antropizados, impedindo que espécies de hábito especializado coexistam (Offenberg, 2015). Muitas espécies podem coexistir em condições mais amenas de gradientes ambientais, porém apenas espécies resistentes são capazes de se manter sob condições mais extremas e restritivas (Townsend et al., 2003). Dessa forma, espera-se que a fauna no ambiente agrícola, extremo do gradiente, seja constituída por um subconjunto daquelas espécies presentes na Reserva Legal, porção mais amena do gradiente.

A conversão de biomas tão diferentes estruturalmente em plantações pode causar uma perda diferencial na biodiversidade de formigas. É esperado que reservas em áreas tão estruturalmente diferentes como em Cerrado (prioritariamente arbustivo) e Amazônia (arbóreo) mantenham uma diversidade significativa da fauna original da região. Porém, além de espécies diferentes, as RLs em ambos devem ser responsáveis por preservar um número diferente de espécies. Também é esperado que áreas de vegetação nativa hajam como provedores de espécies para as plantações, e que isso varie com o bioma.

Logo, esse trabalho tem como objetivo avaliar a riqueza e composição de espécies de formigas em remanescentes de habitat nativo na região de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado, e em áreas de cultivo de soja (*Glycine max* L.) realizados nesses biomas. Para isso, avaliamos se: 1) há diferença na riqueza e composição de espécies de formigas entre as Reservas Legais e as áreas de cultivo de soja adjacentes? 2) a diferença na riqueza e composição de formigas entre Reservas Legais e de cultivo é afetada pelo bioma no qual a área está inserida? 3) a comunidade de formigas entre Reserva Legal e cultivo de soja está sendo influenciada por troca (*turnover*) ou perda (aninhamento) de espécies? 4) a quantidade de habitat nativo afeta a riqueza e composição de espécies de formigas dentro dos remanescentes de habitat nativo? 5) a

quantidade de habitat nativo afeta a riqueza e composição de espécies nas áreas produtivas adjacentes?

Material e métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido no Estado de Mato Grosso, localizado na região Centro-Oeste do Brasil que contempla três importantes biomas brasileiros (Amazônia, Cerrado e Pantanal), com uma área de 903.378,292 Km² e 3.344.544 habitantes (IBGE, 2019). Caracterizado por um clima tipo Savana Tropical, segundo a classificação de Köppen-Geiger (Alvares, Stape & Sentelhas, 2013), temperaturas médias que variam de 24 a 36°C e precipitação anual de 1700 mm (Rosa et al., 2007) com períodos bem definidos entre seca e precipitação (Marcuzzo & Melo, 2011).

O Estado de Mato Grosso, é o maior produtor de grãos do Brasil (EMBRAPA, 2018). Dessa forma, os remanescentes de habitat nativo (Reservas Legais) amostrados encontram-se entre os avanços da monocultura e pecuária, principais atividades econômicas do Estado (IMEA, 2017). As coletas de dados foram realizadas em 42 sistemas produtivos de soja distribuídos em oito municípios (Figura 01; Tabela S1). Estes, inseridos em uma região de extensa transição entre os biomas Amazônia e Cerrado. Os biomas da região amostrada, então, são Amazônia, Cerrado e áreas de ecótono entre ambos.

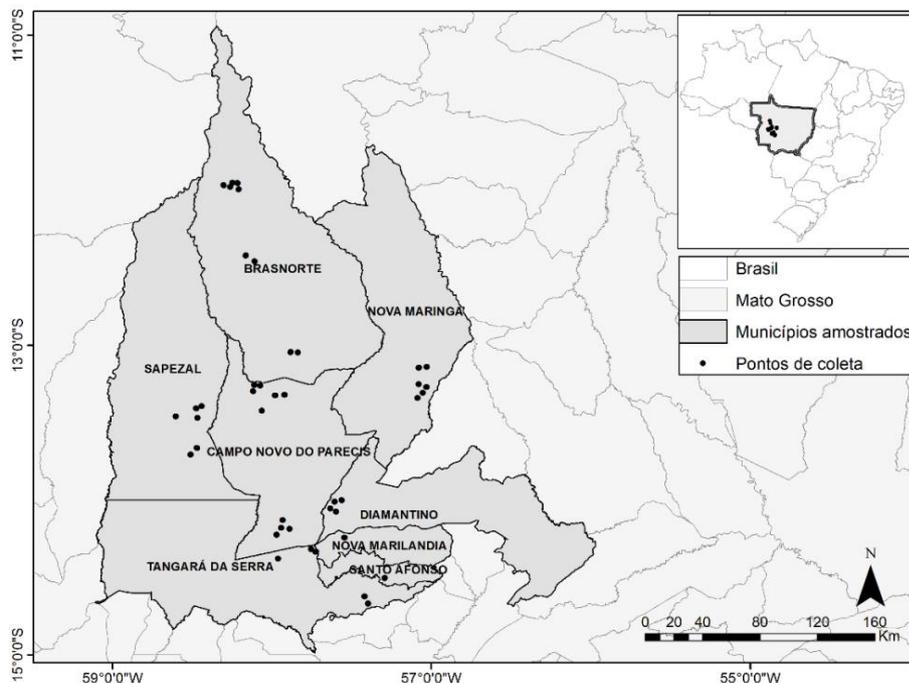


Figura 01. Municípios do Estado de Mato Grosso onde foram realizadas as amostragens e os pontos de coleta onde foram instaladas armadilhas *pitfall* para captura de Hymenoptera: Formicidae.

Protocolo amostral

Em cada local de coleta foi estabelecido um transecto linear localizado no interior do habitat nativo (Reserva Legal da fazenda) e outro dentro da lavoura de soja, ambos à 150 m da borda que separa os dois habitats. Em cada transecto foram instaladas nove armadilhas de queda do tipo *pitfall*, equidistantes dez metros. As armadilhas foram mantidas em atividade por 48 horas com solução de captura (água, detergente e sal) (Agosti & Alonso, 2000). Todos os locais foram amostrados durante a safra da soja 2017/2018, entre os dias 30 de novembro de 2017 e nove de fevereiro de 2018, contemplando os períodos reprodutivos da soja (R1, início da floração à R7, início da maturação das vagens) (Fehr, Stape & Sentelhas, 1971), o qual apresenta incidência de ataque de lagartas ao cultivo, afim de coletar espécies de formigas que colaborem com o controle desse inseto-praga nesse período (Brown & Goyer, 1982).

As amostras foram transferidas para o Laboratório de Entomologia da Universidade do Estado de Mato Grosso, *campus* de Tangará da Serra, onde foram triadas e morfotipadas até o menor nível taxonômico possível com auxílio do especialista do grupo Dr. Ricardo Eduardo Vicente da Universidade do Estado de Mato Grosso, *campus* de Alta Floresta. E os exemplares de referência estão

depositados na Coleção Entomológica de Tangará da Serra, Mato Grosso – Brasil.

Caracterização das Paisagens

As métricas de paisagem correspondente a cada local amostrado foram extraídas utilizando imagens de satélite Sentinel do sensor Modis (Julho de 2018), com 10 metros de resolução espacial. Em cada ponto de coleta, criamos *buffers* múltiplos de 50, 100, 250, 500, 1000, 2000 e 5000 metros de raio. Para cada *buffer* calculamos o índice de vegetação NDVI (Índice de Vegetação da Diferença Normalizada) que varia de 1 a -1, onde os valores próximos de 1 correspondem as áreas de densa vegetação e -1 áreas com escassez de vegetação. A média do NDVI dentro do *buffer* foi utilizada para representar a complexidade da estrutura vertical da vegetação (CEV). Nos mesmos *buffers*, utilizando o classificador Bhattacharya, quantificamos o uso do solo nas classes área agrícola e habitat nativo (Amazônia ou Cerrado) por meio de classificação supervisionada.

A escala de paisagem para assembleias de formigas é um espaço geográfico em que a coexistência das espécies é determinada pela capacidade de dispersão das mesmas entre diferentes tipos de habitats (Schmidt *et al.*, 2017). Conforme Spiesman e Cumming (2008) este espaço geográfico para analisar a estrutura das comunidades de formigas deve ser uma área circular de pelo menos 500m de raio. Devido à alta correlação entre as variáveis nos *buffers* estabelecidos neste estudo, decidimos utilizar as métricas referentes a escala de 1000m para a delimitação das paisagens.

Consideramos a fitofisionomia predominante dentro do *buffer* de 1000m para categorizar os locais como: 1) Amazônia - paisagens que apresentaram mais de 80% do habitat nativo composto por vegetação Amazônica; 2) Ecótono - paisagens que apresentaram vegetação amazônica e vegetação de cerrado (menos de 80% do habitat nativo composto por vegetação amazônica ou de cerrado); 3) Cerrado - paisagens que apresentaram mais de 80% do habitat nativo composto por vegetação de Cerrado. A classificação das áreas de ecótono nesse estudo corroboram com a classificação feita por Marques, *et al.*, (2019).

Dos 42 pontos amostrados, dez estavam em áreas de Cerrado, 22 em áreas de Amazônia e dez em áreas de ecótono. A diferença no número de pontos de coleta por fitofisionomia está relacionada a inexistência local de réplicas, que foi condicionada a quatro fatores: 1) Distância mínima de 3,5 km entre os pontos amostrais para garantir independência; 2) a necessidade de ter lavoura de soja em estágio reprodutivo no período da coleta; 3) necessidade de permissão dos produtores rurais para acesso a propriedade e; 4) o projeto ser desenvolvido em uma área de extensa transição entre Cerrado e Amazônia (Marques *et al.*, 2019). Dessa forma, locais classificados em campo (escala local feita no momento da coleta) como sendo Cerrado, passaram em alguns casos a ser ecótono quando consideramos a classe dominante dentro do *buffer*.

Executamos os procedimentos de mosaico, recorte, segmentação e classificação das imagens utilizando o *Software* SPRING 5.3 e a extração das métricas da paisagem utilizando do *Software* ArcGis 10.5.

Análise dos dados

Curvas de rarefação foram geradas através da função *iNEXT* do pacote *iNEXT* (Hsieh, Ma & Chao 2016), para padronizar o esforço amostral ($n=50$) e possibilitar a comparação da riqueza entre os pontos (habitat nativo e cultivo de soja) e entre os tipos de vegetação nativa (Amazônia, Cerrado e ecótono).

Modelos Lineares Generalizados (GLM), com distribuição de Poisson, foram utilizados para avaliar se a riqueza de formigas rarefeita diferiu entre habitat nativo e cultivo de soja e entre as fitofisionomias e se foi influenciada pela quantidade de habitat nativo e pela complexidade da estrutura vertical da vegetação (CEV) em um *buffer* de 1000m. Quando detectado *overdispersion* os modelos foram corrigidos usando a distribuição Quasi-Poisson. Os modelos foram submetidos à Análise de Variância (ANOVA) com significância avaliada pelo teste χ^2 (Crawley, 2013).

Para avaliar se houve diferença na composição entre o habitat nativo e o cultivo de soja e entre as fitofisionomias, utilizamos a função *adonis*, do pacote *Vegan*, para realizar uma Análise Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (Anderson, 2017) e, para visualizar os grupos, construímos gráficos a partir dos dois primeiros eixos gerados pela Análise de Coordenadas Principal (PCoA), utilizando índice de Jaccard. Para testar a homogeneidade da dispersão dentro

dos grupos formados pela PERMANOVA, utilizamos a função *betadisper* do pacote Vegan (Oksanen, Blanchet & Friendly, 2019) e comparamos os grupos usando ANOVA.

Utilizamos o primeiro eixo da PCoA como variável resposta em um GLM, com distribuição de Gaussian, para avaliar os efeitos da quantidade de habitat e CEV sobre a composição de espécies. Devido a auto correlação espacial entre os pontos de coleta (Mantel= 0.31 $p < 0.001$), incluímos nesse modelo uma variável espacial, obtida a partir de uma matriz de distância geográfica, função DBMEN do pacote Adespatial (Dray, Bauman & Blanchet, 2019). Quando avaliamos separadamente, a auto correlação é significativa entre os pontos de habitat nativo (Mantel= 0.3559 $p < 0.001$) mas não entre os pontos do cultivo (Mantel= 0.0836 $p < 0.082$).

Para analisar a diversidade particionou-se a β -diversidade utilizando a função *beta.pair* e *beta.multi* do pacote Betapart para verificar se as mudanças na composição entre habitat nativo e cultivo de soja foi devido a substituição (*turnover*) ou perda de espécies (*nestedness*) (Baselga, 2010). Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o *Software R* versão 3.4.2 (Team R Core 2018) e utilizamos o pacote *ggplot2* para a construção dos gráficos (Wickham, 2016).

Resultados

Das 3994 ocorrências foram identificadas 176 espécies de formigas distribuídas em oito subfamílias e 42 gêneros (Tabela S2). Myrmicinae foi a subfamília com maior número de espécies (90), seguida de Formicinae (29) e Ponerinae (20). As espécies mais frequentemente encontradas foram *Pheidole* sp9 (224), *Atta* sp2 (203), *Camponotus* sp1 (189) *Camponotus* sp2 (182) e *Pheidole* aff *radoszkowskii* (177). Dentre as espécies coletadas, 106 ocorreram exclusivamente nas áreas de Reserva Legal e apenas nove exclusivas nos cultivos de soja. Quando separadas pela fitofisionomia da vegetação nativa, obtivemos 49 espécies exclusivas para Amazônia, sete para ecótono e apenas cinco para o Cerrado. Além disso, obtivemos 64 espécies que ocorreram entre as três fitofisionomias.

As curvas de rarefação das áreas de cultivo de soja aparentam ter maior tendência à assíntota do que os habitats nativos, sendo isto mais evidente no ambiente de ecótono e de Cerrado (Figura 02).

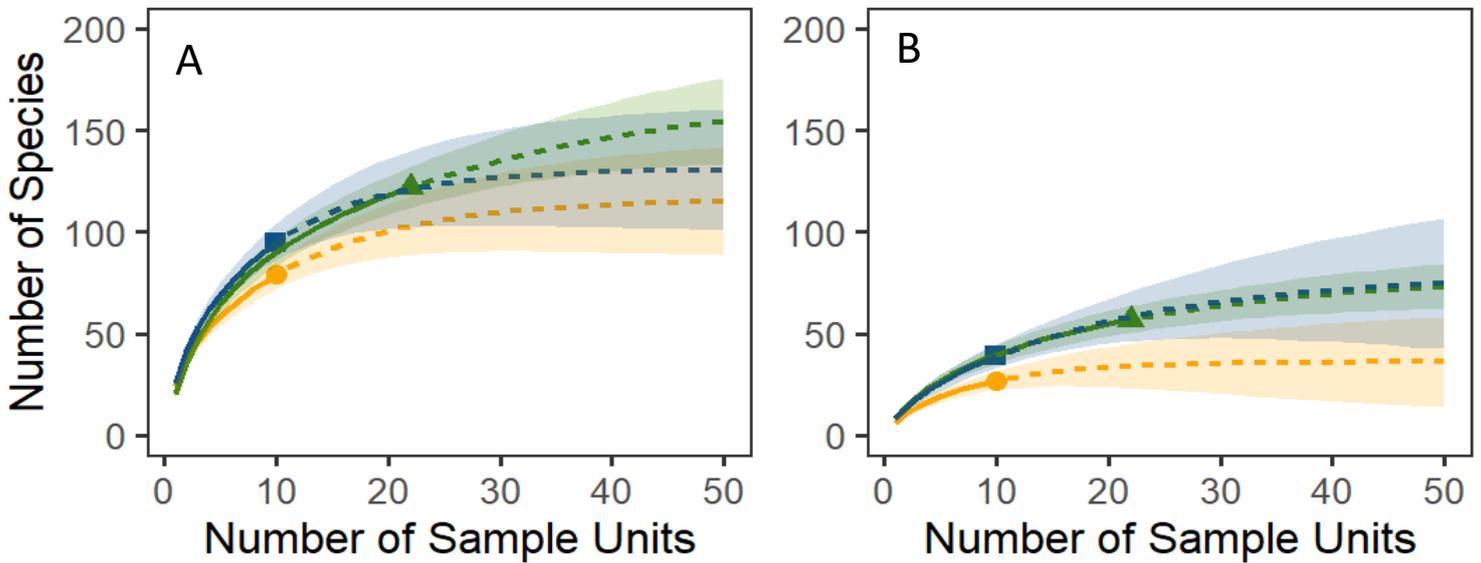


Figura 02. Curvas rarefeitas de espécies de formigas coletadas em áreas de Reserva Legal (A) e cultivo de soja (B) nas fitofisionomias de Amazônia (Linhas verde), ecótono (Linhas azuis) e Cerrado (Linhas laranja).

O número de espécies diferiu significativamente entre as áreas de Reserva Legal e o cultivo de soja ($p < 0,01$; $\chi^2 = 335,78$) mas não diferiu significativamente entre as fitofisionomias: Amazônia, Cerrado e ecótono ($p < 0,10$; $\chi^2 = 4,65$) (Figura 03). A quantidade de habitat nativo e complexidade estrutural vertical da vegetação nativa não foram preditoras da riqueza de formigas quando avaliamos os dados das Reservas Legais e cultivo de soja.

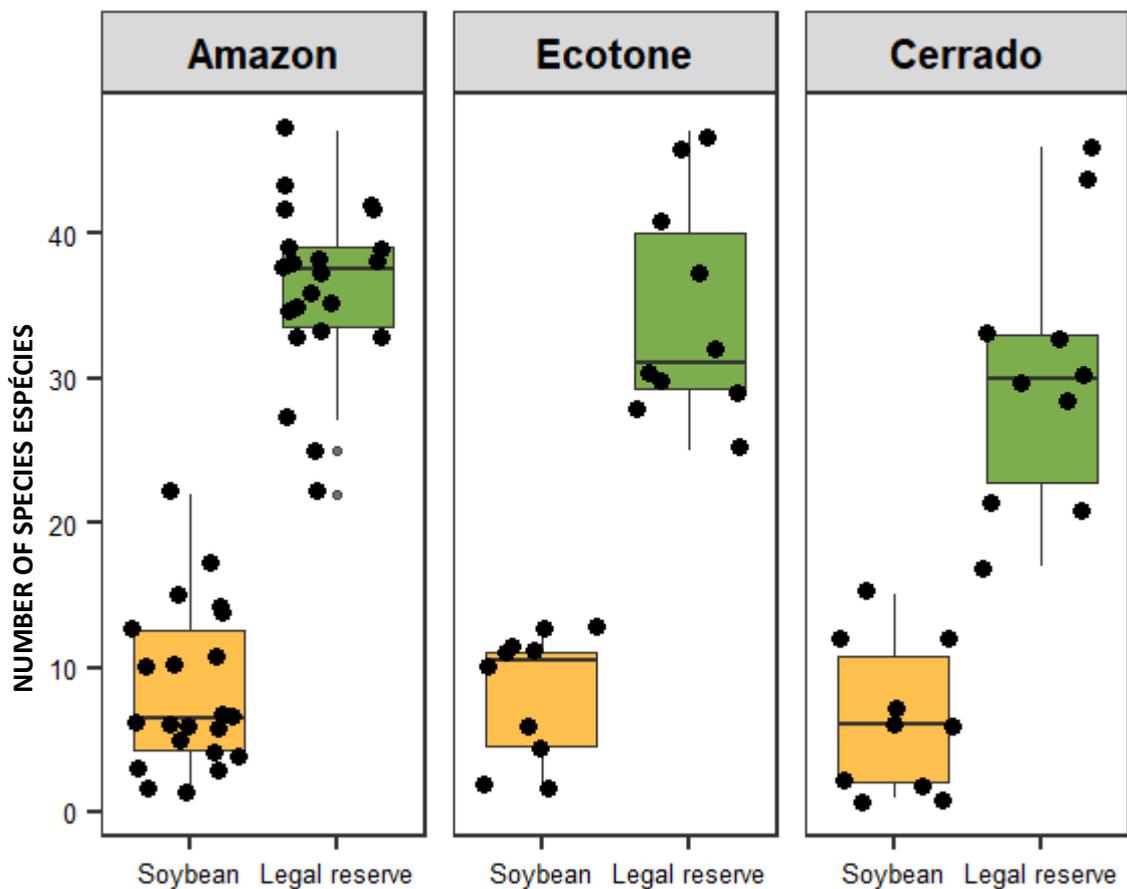


Figura 03 – Número de espécies de formigas coletadas dentro da Reserva Legal (verde) e áreas de cultivo de soja (laranja) separadas pelas respectivas fitofisionomias de Amazônia, ecótono e Cerrado.

A composição de espécies diferiu significativamente entre as áreas de Reserva Legal e cultivo de soja (PERMANOVA: $p < 0,001$, $R^2 = 0,21$), contudo verificamos significativa dispersão nos dois grupos devido ao notório menor número de espécies em sites de cultivo de soja (PERMDISP: $p < 0,01$, $F = 33,7$). A composição também diferiu entre as fitofisionomias (PERMANOVA: $p < 0,003$, $R^2 = 0,04$; PERMDISP: $p = 0,25$, $F = 31,38$). Quando incluímos a interação no modelo verificamos que o tipo de habitat continua sendo a variável mais explicativa do que a fitofisionomia (PERMANOVA: $p = 0,006$, $R^2 = 0,03$) e a interação é fraca.

Quando avaliamos separadamente os tipos de habitat, a auto correlação é significativa entre os pontos de Reserva Legal (Mantel= 0.3559 $p < 0,001$) mas não entre os pontos do cultivo (Mantel= 0.0836 $p < 0,082$). Entretanto, quando separamos habitat nativo de cultivo de soja, a composição de espécies difere significativamente entre Amazônia, Cerrado e ecótono tanto dentro das Reservas Legais (PERMANOVA: $p < 0,01$, $R^2 = 0,53$) (Figura 04A) quanto nos

cultivos de soja (PERMANOVA: $p=0,02$, $R^2= 0,38$) (Figura 04B). Verificamos heterogeneidade entre os grupos de habitat nativo (PERMDISP: $p=0,01$ $F= 4,96$) e homogeneidade no cultivo de soja (PERMDISP: $p=0,14$ $F= 2,10$), indicando que há elevada diversidade beta dos pontos no interior das Reservas Legais, e baixa em plantações.

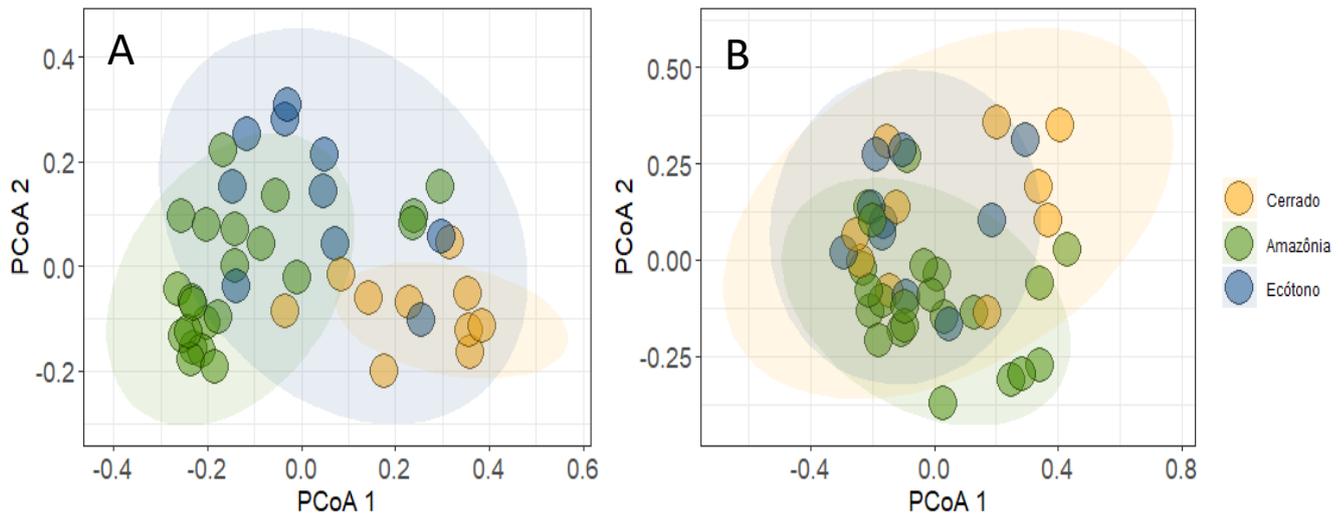


Figura 04. Composição de espécies de formigas capturadas com armadilhas *pitfall* dentro da Reserva Legal (A) e cultivo de soja (B) nas fitofisionomias de Amazônia (verde), Cerrado (amarelo) e ecótono (azul) nas 42 áreas amostradas dentro do Estado de Mato Grosso.

Avaliando os padrões de beta diversidade, 97% da dissimilaridade entre a Reserva Legal e cultivo de soja e entre as três fitofisionomias foi devido a *turnover* e apenas 3% devido a aninhamento. O *turnover* foi influenciado, pelo tipo de habitat (PERMANOVA: $p<0,01$, $R^2= 0,19$), fitofisionomia (PERMANOVA: $p<0,01$, $R^2= 0,08$) e a interação entre ambos (PERMANOVA: $p<0,01$, $R^2= 0,08$). Até mesmo quando avaliamos somente os pontos dos cultivos de soja verificamos que o *turnover* apresenta 96% de dissimilaridade entre cultivos e é influenciado pela fitofisionomia (PERMANOVA: $p<0,001$, $R^2= 0,15$) ao qual o cultivo está inserido.

Quando incluímos todas as variáveis (quantidade de habitat nativo, complexidade estrutural vertical da vegetação e distância espacial) nos modelos, verificamos que nenhuma destas variáveis foi preditora da composição de espécies das Reservas Legais e cultivo de soja.

Discussão

Nossos resultados apontam que as áreas de Reserva Legal asseguram a biodiversidade local dentro dos agrossistemas em qualquer fitofisionomia da vegetação na qual estão inseridas. O que determina a diferença na riqueza e composição de espécies é o tipo de habitat. Diversos estudos apontam que, em áreas agrícolas, as mudanças na estrutura do habitat juntamente com o manejo intensivo dos talhões causam perdas significativas à biodiversidade (Ribas, Campos., Schmidt & Solar, 2012; Newbold et al., 2015; Pacheco, Camacho, Frizzo & Vasconcelos, 2017). Dessa forma, destacamos que caso haja extinção da Reserva Legal da legislação, a biodiversidade em escala de paisagem seria baixíssima, visto que, apenas cinco por cento do total de espécies registradas nesse estudo foram exclusivamente coletadas em cultivo de soja. Essas espécies coletadas exclusivamente em soja tem hábito generalista e preferência por ambientes antropizados, como *Pheidole aff radoszkowskii*, *P. gertrudae*, *Pseudomyrmex termitarius* e *Dorymyrex brunneus* (Baccaro et al., 2015). As áreas de Reserva Legal sustentaram 60% do total das espécies registradas. Em geral estas são espécies típicas de florestas tropicais como *Neoponera verenae* e *N. apicalis* (Solar et al., 2015; Baccaro, Souza, Franklin, Landeiro & Magnusso 2012; Júnior, Lima, Cidade, Bandeira & Cruz, 2017).

Porém, 34% do total das espécies foram registradas tanto nas áreas de Reserva Legal quanto no cultivo de soja. Dentre estas espécies que coexistiram entre os dois habitats, algumas apresentam hábito generalista e outras que prestam importantes serviços ecossistêmicos para a agricultura como o controle da população de pragas agrícolas por apresentarem hábito predatório (Philpott & Armbrrecht, 2006; Armbrrecht & Gallego, 2007; Howe, Lövei & Nachman, 2009; Styrsky & Eubanks, 2010; Gonthier, Ennis, Philpott, Vandermeer & Perfecto, 2013; Stein, Gerstner & Kreft, 2014). Dentre as quais, registramos as espécies dos gêneros *Ectatomma*, *Gnamptogenys*, *Odontomachus* e *Pachycondyla* consideradas relevantes no controle biológico natural das populações de insetos-praga (Hölldobler & Wilson, 1990; Kaspari & Majer, 2000; Baccaro et al., 2015).

Além disso, estes gêneros possuem espécies de tamanhos corpóreos grandes e ninhos com câmaras de tamanho elevado (Hölldobler & Wilson, 1990),

podendo dessa forma ser sensíveis ao revolvimento intensivo dos solos. Entretanto, conseguiram se restabelecer e recolonizar o ambiente antropizado, assegurando os serviços ecossistêmicos para o cultivo de soja. Dessa forma, demonstramos que as Reservas Legais cumprem seu papel estabelecido em lei, que além de promover a conservação da biodiversidade, garantem os serviços ecossistêmicos para a área agrícola.

Contudo, a conversão de habitat afeta de forma semelhante o número de espécies entre os tipos de fitofisionomias. Entretanto, as RLs localizadas na Amazônia apresentam maior número de espécies. Isso pode estar relacionado ao fato de que a Amazônia apresenta maior complexidade e heterogeneidade da vegetação, fato que contribui para maior diversidade de espécies (Saito, Fonseca, Sobral Escada & Sehn Korting, 2012; Biudes et al., 2015). Ainda, cerca de 36% do total de espécies registradas ocorreram entre os tipos de fitofisionomias. A composição registrada nas áreas de ecótono foram similares a ambos os biomas, compreendendo em maioria essa porcentagem de registros entre fitofisionomias. Mas, a composição de espécies encontradas na fitofisionomia de Amazônia foi muito diferente do Cerrado. As espécies registradas na Amazônia correspondem a espécies típicas de ambiente florestado, especialmente floresta com vegetação densa (Baccaro et al., 2015). Já as espécies que ocorreram no Cerrado, são típicas de ambiente com vegetação mais espaçada, ou seja, espécies que toleram condições como alta temperatura e luminosidade (Vasconcelos et al., 2019).

Na divisão da diversidade beta em toda a região, a troca de espécies foi superior ao aninhamento, como na comparação pareada entre áreas florestais. De acordo com os padrões de comunidade, esperávamos que as espécies em áreas de cultivo de soja seriam um subconjunto de espécies da Reserva Legal (Pacheco, Vasconcelos, Groc, Camacho & Frizzo, 2013; Almeida-Neto, Guimarães, Guimarães, Loyola & Ulrich, 2008). Nesse estudo, encontramos elevada substituição de espécies por espécies especializadas em ambientes antropizados. Esses resultados indicam que o cultivo de soja independente a qual bioma está inserido não contribui efetivamente para manutenção da diversidade local. Estes resultados se somam a outros, com diferentes táxons, apontando que a ampliação das áreas de cultivo e perturbação do habitat limita e modifica a composição de espécies em todos os biomas (Marichal et al., 2014;

Van Meerbeek, Helsen & Hermy, 2014; Hausberger & Korb, 2016; Ribeiro-Neto, Arnan, Tabarelli & Leal, 2016).

Verificamos auto correlação espacial significativa entre os pontos de coleta dentro das Reservas Legais, indicando que áreas mais próximas apresentam maior similaridade na composição de espécies (Diniz-filho, Bini & Hawkins, 2003). Contudo, a similaridade entre as áreas de cultivo de soja não foi influenciada pela distância espacial. A composição de espécies que permanece no cultivo de soja é a mesma, independente de similaridade do habitat nativo ou contexto de paisagem. Dessa forma, a preservação das espécies locais se mantém dentro das reservas. As novas espécies se mantiveram em função da expansão do cultivo, ou seja, espécies de ambiente antropizado se mantem num gradiente dentre as áreas de cultivo e independem das espécies das reservas. Bem como, a área agrícola não colabora para a preservação de espécies raras. Além disso, as espécies que substituem as espécies das reservas podem dominar e competir impedindo que as espécies locais abrigadas nas reservas colonizem as áreas agrícolas.

O efeito da modificação é tão forte sobre o número de espécies e composição que a quantidade de habitat nativo é indiferente sobre a comunidade de formigas. De modo geral, áreas de habitat nativo maiores apresentam maior número de espécies de formigas, pois, por serem mais complexos, tendem a fornecer maior disponibilidade de recursos e abrigo para a maioria das espécies (Fischer, Fazey, Briese & Lindenmayer, 2005). E, a conversão do habitat reduz drasticamente o caráter espacial da paisagem natural (Metzger, 2001). Contudo, em nosso estudo observamos que as Reservas Legais protegem a biodiversidade, mas sua quantidade e complexidade não influencia a comunidade de formigas, e logo, os serviços e desserviços que ocorrem nas plantações. Observamos ainda, que em escala de paisagem a relação entre a quantidade de habitat e complexidade do habitat nativo não influenciou a diversidade de espécies dentro do cultivo de soja adjacente em nenhuma fitofisionomia representativa.

É possível que essas variáveis preditoras não sejam o processo mais importante na determinação da diversidade a esse habitat, de modo que esse padrão possa ser melhor explicado pela conversão e simplificação das áreas (Ribas, Campos., Schmidt & Solar, 2012; Ortega, Thomaz & Bini, 2018).

Também é possível que a modificação seja forte o bastante e nem faça diferença no montante de espécies encontrado nos cultivos. Além disso, demonstramos que a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos são mantidos pelo fato de existir uma Reserva Legal junto ao cultivo, independente ao seu tamanho ou estrutura de sua vegetação.

Conclusão

O Código Florestal brasileiro exige que as propriedades rurais preservem áreas de habitat nativo como a Reserva Legal. Nossos resultados comprovam que essas áreas são extremamente importantes para manutenção da biodiversidade de formigas em uma região que sofre os impactos do avanço da fronteira agrícola sobre os biomas Amazônia e Cerrado. Verificamos que a composição de espécie é diferente entre os biomas, mas, nas lavouras de soja a composição é invariável espacialmente, indicando que as espécies que persistem nesses ambientes são as mesmas, independente do bioma que estão inseridas e da quantidade de habitat nativo nesses remanescentes.

Referências bibliográficas

Agosti, D. & Alonso, L.E. (2000). The ALL Protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington.

Almeida - Neto, M., Guimarães, P., Guimarães, P.R., Loyola, R.D., and Ulrich, W. (2008). Uma métrica consistente para análise de aninhamento em sistemas ecológicos: reconciliando conceito e medição. *Oikos*, 117, 1227 - 1239. <http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16644.x>.

Alvares, C.A., Stape, J.L., and Sentelhas, P.C. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Zeitschrift*, 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

Anderson, M.J. (2017). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32–46. doi:10.1111/j.14429993.2001.01070.pp.x.

Ambrecht, I., & Gallego, M.C. (2007). Testing ant predation on the coffee berry borer in shaded and sun coffee plantations in Colombia. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 124, 261–267. doi: 10.1111 / j.1570-7458.2007.00574.x.

Baccaro, F. B., Feitosa, R. M., Fernández, F., Fernandes, I. O., Izzo, T. J., Souza, J. L. P., and Solar, R. (2015). Guia Para os Gêneros de Formigas do Brasil. Editora INPA, Manaus.

Baccaro, F. B., Souza, J. L. P., Franklin, E., Landeiro, V. L., and Magnusso, W. E. (2012). Limited effects of dominant ants on assemblage species richness in three Amazon forests. *Ecological Entomology*, 37, 1–12. doi: 10.1111 / j.1365-2311.2011.01326.x.

Baselga, A., (2010). Particionando os componentes de rotatividade e aninhamento da diversidade beta. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 134– 143.

Biudes, M.S., Voulitis, G. L., Machado, N.G., De Arruda, P.H.Z., Neves, G. A. R., Lobo, F. A., Neale, M. C. M. U., and Nogueira, J. S. (2015). Patterns of energy exchange for tropical ecosystems across a climate gradiente in Mato Grosso, Brazil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 202, 112-124. doi: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.12.008>.

BRASIL, (2012). Brazilian Forest Code. Available in: <http://www.jusbrasil.com.br/legislaçã/1032082/lei-12651-12>. Accessed on September 29, 2019.

Brown, D.W. & Goyer, R.A. (1982). Effects of a predator complex on soybean lepidopteran defoliators. *Environmental Entomology*, 11, 385-389.

Cohen-shacham, E., Andrade, A., Dalton, J., Dudley, N., Jones, M., Kumar, C., ...Walters, G. (2019). Core principles for successfully implementing and upscaling nature-based solutions. *Environmental Science and Policy*, 98, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2019.04.014>.

Costanza, R., De Groot, R., Sutton, P., Van Der Ploeg, S., Anderson, S. J., Kubiszewski, I., ... Turner, R. K. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, 26, 152– 158. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>.

Crawley, M.J. (2013). *The R Book*.

Diniz-filho, J. A. F., Bini, L. M., and Hawkins, B. A. (2003). Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography*, 12, 53-64. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00322.x>.

Dray, S., Bauman, D., and Blanchet, G. (2019). *Adespatial: Multivariate Multiscale Spatial Analysis*.

EMBRAPA, (2018). Brazilian agricultural research company. Available in: https://www.embrapa.br/soja/culti_vos/soja1/dados-economicos. Accessed on February 9, 2020.

EMBRAPA, (2019). Brazilian agricultural research company. Available in: <https://www.embrapa.br/soja/cultivos/soja1/dados-economicos>. Accessed on April 9, 2020.

FAO, (2018). The future of food and agriculture: Alternative patchwats to 2050.

Fearnside, P. M. (2003). A Floresta Amazônica nas mudanças globais. Manaus, AM: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia-INPA.

Fehr, W. R., c, J.S. (1971). Stage of Development Descriptions for Soybeans, *Glycine Max (L.) Merrill*. *Crop Science*, 11, 929–931. <https://doi.org/10.2135/cropsci1971.0011183X001100060051x>.

Felippe, M. F. & Souza, T. A. R. (2006). The biogeography of the cerrado in conjunction with its economic history and prospects for the future. *Biosphere Encyclopedia: the biogeography of the savannah along with its history*. Belo Horizonte, MG: Instituto de Geociências – UFMG, 1-33.

Fischer, J., Fazey, I., Briese, R., and Lindenmayer, D.B. (2005). Making Matrix Important: Challenges in Australian Grassland Landscapes. *Biodiversity Conservation*, 14, 561–578. doi 10.1007 / s10531-004-3916-5

Frederico, S. (2010). O novo tempo do Cerrado. Expansão dos fronts agrícolas e o controle do sistema de armazenamento de grãos, São Paulo, Annablume.

Frizzo, T.L.M. & Vasconcelos, H.L. (2013). The Potential Role of Scattered Trees for Ant Conservation in an Agriculturally Dominated Neotropical Landscape. *Biotropica*. 45, 644–651. <https://doi.org/10.1111/btp.12045>.

Giroldo, A. B. & Scariot, A. (2015). Land use and management affects the demography and conservation of an intensively harvested Cerrado fruit tree species. *Biological Conservation*, 191, 150–158. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.020>.

Gonthier, D. J., Ennis, K.K., Philpott, S.M., Vandermeer, J., and Perfecto, I. (2013). Ants defend coffee from berry borer colonization. *BioControl*, 58, 815-820.

Hausberger, B. & Korb, J. (2016). The impact of anthropogenic disturbance on termite community assembly patterns. *Biotropica*, 48, 356- 364. <https://doi.org/10.1111/btp.12278>.

Hölldobler, B. & Wilson, E. O. (1990). *The Ants*. Cambridge: Belknap Press of Harvard University Press.

Howe, A., Lövei, G.L., and Nachman, G. (2009). Dummy caterpillars as a simple method to assess predation rates on invertebrates in a tropical agroecosystem. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 131, 325– 329. doi: 10.1111 / j.1570-7458.2009.00860.x.

- Hsieh, T.C., Ma, K.H., and Chao, A. (2016). iNEXT: Um pacote R para interpolação e extrapolação da diversidade de espécies (números de Hill). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451-1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.
- IMEA, (2017). Map of the macro regions of Imea. Mato Grosso Institute of Agricultural Economics. Available in: https://docpl.ayer.com.br/67975_674-Mapa-das-macro-regioes-do-imea.html. Accessed on February 15, 2020.
- Júnior, J. F.V., Lima, A. C. S., Cidade, M. P. N., Bandeira, H. F. S., and Cruz, D. L. S. (2017). Composition of the ant assembly in a savanna area in northern Amazonia. *Revista Agroambiente On-line*, 11, 152-162.
- Kaspari, M. & Majer, J.D. (2000). Using Ants to Monitor Environmental Change. In: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E. & Schultz, T.R. (eds.). *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Washington, Biological Diversity Handbook Series, Smithsonian Institution Press.
- Kessler., M., Abrahamczyk, S., Bos, M., Buchori, D., Putra, D.D., Gradstein, S.R., ...Tschamtk, T. (2009). Alpha and beta diversity of plants and animals along a tropical land-use gradient. *Ecological Applications*, 19, 2142-2156. doi:10.1890 / 08-1074.1.
- Lewinsohn, T. M. (2010). ABECO and the Brazilian Forest Code. *Natureza & Conservação*, 8, 100–102. doi: 10.4322/natcon.00801018.
- Marcuzzo, F.F.N. & Melo, D.C.R. (2011). Spatio-temporal distribution and rainfall seasonality in the state of Mato Grosso. *Brazilian Journal of Water Resources*, 16,157–167. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v4.4.p793-804>.
- Marichal, R., Grimaldi, M., Feijo, A.M., Oszwald, J., Praxedes, C., Cobo, M.H.R., ... Lavelle, P. (2014). Soil macroinvertebrate communities and ecosystem services in deforested landscapes of Amazonia. *Applied Soil Ecology*, 83, 177-185. doi: 10.1016 / j.apsoil.2014.05.006.
- Marques, E.Q., Marimon-Junior, B.H., and Marimon, B.S. (2019). Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 29, 1501-1517. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01720-z>.
- Metzger, J.P. (2001). O que é ecologia de paisagens? *Biota Neotropica*, 1,1–9.
- Metzger, J.P. (2002). Bases biológicas para Reserva Legal. *Ciência Hoje*, 31, 183.
- Newbold, T., Hudson, L.N., Hill, S.L.L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R.A, ... Purvis, A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520, 45–50. <https://doi.org/10.1038/nature14324>.
- Offenberg, J. (2015). Ants as tools in sustainable agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 52, 1197–1205. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12496>.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., and Friendly, M.I. (2019). Vegan: Community Ecology Package.

Oliveira-Júnior, J.M.B., Almeida, S.M., Rodrigues, L., Silvério Júnior, A.J., and Anjos-silva, E.J. (2015). Orchid bees (apidae: euglossini) in a forest fragment in the ecotone cerrado-amazonian forest, Brazil. *Acta Biológica Colombiana*, 20, 67–78. doi: 10.15446 / abc.v20n3.41122.

Ortega, J.C.G., Thomaz, S.M., and Bini, L.M. (2018). Experiments reveal that environmental heterogeneity increases species richness, but they are rarely designed to detect the underlying mechanisms. *Oecologia*, 188, 1-22. doi: 10.1007 / s00442-018-4150-2.

Pacheco, R., Camacho, G. P., Frizzo, T.L.M., and Vasconcelos, H. L. (2017). Effects of land-use changes on ecosystem services: decrease in ant predation in human-dominated landscapes in central Brazil. *Entomologia experimentalis et applicata*, 162, 302-308. <https://doi.org/10.1111/eea.12542>.

Pacheco, R., Vasconcelos, H.L., Groc, S., Camacho, G.P., and Frizzo, T.L.M., (2013). The importance of remnants of natural vegetation for maintaining ant diversity in Brazilian agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 22, 983-997. doi: 10.1007 / s10531-013-0463-y.

Philpott, S. M. & Armbrecht, I. (2006). Biodiversity in tropical agroforests and the ecological role of ants and ant diversity in predatory function. *Ecological Entomology*, 31, 369–377.

Ribas, C. R., Campos, R. B., F., Schmidt, F. A., and Solar, R. C. (2012). Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche*, 2012, 1-23. <https://doi.org/10.1155/2012/636749>.

Ribeiro-neto, J. D., Arnan, X., Tabarelli, M., and Leal, I. R. (2016). Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. *Biodiversity and Conservation*, 25, 943–956. doi: 10.1017 / S0376892916000291.

Rocha, W. O., Dorval, A., Filho, O. P., and Vaez, C. A. (2015). Formigas (Hymenoptera: Formicidae) Bioindicadoras de Degradação Ambiental em Poxoréu, Mato Grosso, Brasil. *Floresta e Ambiente*, 22, 88-98. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.0049>.

Rosa, D.B., de Sousa, R.R., Nascimento, L.A. (2007). A distribuição espacial das chuvas na porção centro oeste do estado de Mato Grosso- Brasil. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros*, 1, 127–152.

Saito, A., Fonseca, G. L. M., Sobral Escada, M. I., and Sehn Korting, T. (2012). Efeitos da mudança de escala em padrões de desmatamento na Amazônia. *Revista Brasileira de Cartografia*, 63, 3-1.

Schmidt, F.A., Ribas, C.R., Sobrinho, T.G., Ubaidillah, R., Schoederer, J.H., Clough, Y., and Tschardtke, T. (2017). Similar alpha and beta diversity changes in tropical ant communities, comparing savannas and rainforests in Brazil and Indonesia. *Oecologia* 185, 487–498. doi: 10.1007 / s00442-017-3960-y.

Solar, R.R.C., Barow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A.C., Thomson, J.R., ... Gardner, T.A. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscape? *Ecology Letters*, 18, 1108-1118. <https://doi.org/10.1111/ele.12494>.

Sparovek, G., Berndes, G., Barretto, A.G. de, O.P., and Klug, I.L.F. (2012). A revisão da Lei Florestal Brasileira: aumento do desmatamento ou um passo histórico no sentido de equilibrar o desenvolvimento agrícola e a conservação da natureza? *Ciência e Política Ambiental*, 16, 65–72. <https://doi.org/10.1590/S0101-33002011000100007>.

Spiesman, B.J. & Cumming, G.S. (2008). Communities in context: the influences of multiscale environmental variation on local ant community structure. *Landscape Ecology*, 23, 313– 325. doi: 10.1007/s10980-007-9186-3.

Stein, A., Gerstner, K., and Kreft, H. (2014). Environmental heterogeneity as a universal factor of species richness among taxa, biomes and spatial scales. *Ecology Letters* ,17, 866–880. <https://doi.org/10.1111/ele.12277>.

Styrsky, J.D. & Eubanks, M.D. (2007). Ecological consequences of interactions between ants and honeydew-producing insects. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Science*, 274,151- 164. doi: 10.1098 / rspb.2006.3701.

Styrsky, J.D. & Eubanks, M.D. (2010). A facultative mutualism between aphids and an invasive ant increases plant reproduction. *Ecological Entomology*, 35,190-199. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2009.01172.x>.

Townsend, J.P. et al. (2003). Population genetic variation in gene expression throughout the genome. *Molecular Biology and Evolution*, 20, 955-63.

Van Meerbeek, K., Helsen, K., and Hermy, M. (2014). Impact of land-use intensity on the conservation of functional and phylogenetic diversity in temperatesemi-natural plant communities. *Biodiversity and Conservation*, 23, 2259-2272. Doi: 10.1007/s10531-014-0720-8.

Vasconcelos, H. L., Maravalhas, J. B., Neves, K.C., Pacheco, R., Vieira, J., Camarota, F.C., ... and Araújo, G.M. (2019). Congruent spatial patterns of ant and tree diversity in Neotropical savannas. *Biodiversity and Conservation*, 28, 1075-1089. <https://doi.org/10.1007/s10531-019-01708-9>.

Zanetti, R., Zanuncio, J. C., Santos, J. C., Silca, W.L.P., Ribeiro, G.T., and Lemes, P.G. (2014). An overview of integrated management of leaf-cutting ant (Hymenoptera: Formicidae) in brazilian forest plantations. *Forests*, 5 (3), 439-454. doi: 10.3390/f5030439.

Weiner, C.N., Werner, M., Linsenmair, K.E., and Blüthgen, N. (2014). Land-use impacts on plant–pollinator networks: interaction strength and specialization predict pollinator declines. *Ecology*, 95, 466-474. doi:10.1890 / 13-0436.1.

Wickham, H. (2016) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*.

ARTIGO 02: Armadilhas *Pitfall* com Iscas para Besouros Scarabeíneos Podem Substituir Armadilhas Convencionais para Captura de Formigas?

[Revista:Sociobiology]

RESUMO

As formigas e besouros rola-bosta são amplamente utilizados no monitoramento da biodiversidade e considerados excelentes indicadores ambientais. Porém no protocolo para coleta dos besouros é necessário a presença de iscas atrativas nos *pitfall*. As iscas, não são empregadas em protocolos de amostragem de formigas. Buscando minimizar esforço de coleta, custos e facilitar a logística, é necessário determinar se há efeito das iscas sobre a biodiversidade de formigas coletadas nas mesmas armadilhas. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi descobrir se *pitfalls* iscados podem substituir *pitfalls* convencionais para captura de formigas. Em um total de 42 áreas de habitat nativo foram instaladas três armadilhas *pitfalls* iscadas e três não, todas num mesmo transecto equidistantes dez metros e em atividade por 48 horas. No total foram coletadas 150 espécies, das quais 131 foram registradas em *pitfalls* não iscados e 107 em *pitfalls* iscados. As armadilhas sem isca contribuíram com 28% do número de espécies total capturadas nesse estudo, já os *pitfalls* com isca contribuíram com apenas 12% do total das espécies capturadas. Ainda, 60% do total de espécies foram capturadas independentemente do método. Além da perda de espécies entre os tipos de armadilhas, o efeito do método modifica a composição de espécies. Concluímos que dependendo do tipo de estudo, uma pequena diminuição do número de espécies e mudança na composição pode influenciar os resultados. Dessa forma, recomendamos que *pitfalls* iscados não devem substituir os *pitfalls* convencionais, apenas podem complementar levantamentos, especialmente em estudos com propósito mais zoológico que ecológico.

Palavras – chave: Método de coleta; Protocolo de coleta; Esforço amostral.

ABSTRACT

Ants and dung beetles are widely used in monitoring biodiversity and are considered excellent environmental indicators. However, in the protocol for collecting the beetles, it is necessary to have attractive baits in pitfalls. Baits are not used in ant sampling protocols. In order to minimize collection effort, costs and facilitate logistics, it is necessary to determine if there is an effect of the baits on the biodiversity of ants collected in the same traps. Therefore, the objective of this work was to find out whether baited pitfalls can replace conventional pitfalls for ants' capture. In a total of 42 areas of native habitat, three baited pitfall traps and three not were installed, all in the same transect equidistant ten meters and in activity for 48 hours. In total, 150 species were collected, of which 131 were recorded in non-baited pitfalls and 107 in baited pitfalls. Traps without bait contributed 28% of the total number of species captured in this study, whereas pitfalls with bait contributed only 12% of the total species caught. Still, 60% of the total species were captured regardless of the method. In addition to the loss of species among the types of traps, the effect of the method modifies the species

composition. We conclude that depending on the type of study, a small decrease in the number of species and change in the composition can influence the results. Thus, we recommend that baited pitfalls should not replace conventional pitfalls, they can only complement surveys, especially in studies with a more zoological than ecological purpose.

Key words: Collection method; Collection protocol; Sampling effort.

Introdução

De modo geral, os insetos são considerados bons indicadores da qualidade ambiental por apresentarem importância nos processos biológicos naturais dos ecossistemas, grande diversidade de habitats e diversidade de espécies (Brow, 1997; Engelbrecht, 2010; Mcgeoch et al., 2011). Dentre os insetos com potencial para uso em programas de monitoramento ambiental, as ordens Coleoptera e Hymenoptera se destacam, particularmente besouros rola-bosta (Coleoptera:Scarabaeinae) e formigas (Hymenoptera:Formicidae) (Barthi et al., 2016; Louzada et al., 2010). Ambos são extremamente abundantes e desempenham papéis de extrema importância nos ecossistemas onde habitam, como a ciclagem de nutrientes, decomposição, polinização, predação, dispersão de sementes (Nichols et al., 2008; Offenberg, 2015). Também, respondem de forma rápida as mudanças que acontecem nos ecossistemas e são considerados excelentes indicadores da qualidade de habitat (Lach, 2010; Louzada et al., 2010)

Scarabeíneos, apresentam grande diversidade de espécies, desempenham importantes funções nos ecossistemas e são sensíveis as mudanças ambientais, que afetam a riqueza, distribuição e abundância do grupo (Barlow et al., 2010; Nichols & Gardner, 2011). Formigas atuam nos ecossistemas como predadoras, herbívoras, saprófagas, dispersoras de sementes, afetando diretamente a estrutura e composição da vegetação (Underwood & Fisher, 2006; Melo, 2014). Uma vantagem de estudos de avaliação ambiental com formigas é se tratar de um grupo bem estudado em termos de taxonomia (Bolton, 2003), ecologia (Holdobler & Wilson, 1990) e história natural (Petters et al., 2011), o que permite importantes conclusões sobre conservação de ambientes a partir de monitoramentos de sua biodiversidade (Underwood & Fisher, 2006).

Uma vantagem para uso de rola bostas e formigas em estudos de impacto ambiental e monitoramento da biodiversidade é o fato de ambos serem amostrados de

forma rápida e relativamente barata, os dois grupos são frequentemente empregados (Gardner et al., 2008; Ribas et al., 2012). Os métodos de coleta de formigas e rola bostas divergem nos protocolos de coleta. E variam de acordo com o objetivo de cada estudo (Lobo et al., 1988; Delabie et al., 2000). Entretanto, existem métodos que podem ser utilizados para coletar os dois grupos simultaneamente, reduzindo os custos e facilitando a logística do trabalho de campo. É o caso das armadilhas de queda tipo *pitfall*, que, com algumas modificações, são eficientes na captura tanto de formigas quanto de besouros rola-bosta (Aquino et al., 2006). Em ambos os casos, as armadilhas são comumente confeccionadas com embalagens plásticas recicladas, que são enterradas ao nível do solo e preenchidas com solução de captura, tornando relativamente baixo o custo de confecção e instalação (Corn, 1994; Souza et al., 2016). Porém, armadilhas visando coletar rola bostas comumente contém iscas (geralmente fezes humanas), que atraem os besouros forrageando por recurso. Apesar de alguns estudos utilizarem iscas nas coletas de formigas, os *pitfalls* são preferencialmente instalados sem nenhum atrativo, capturando formigas forrageando externamente a colônia (Alonso & Agosti., 2000).

Observações de campo e conversas com especialistas nos indicaram que a quantidade de formigas capturadas em armadilhas para besouros rola-bosta é frequentemente elevada e, muitas vezes, não é avaliada. Dessa forma, os espécimes coletados são depositados sem identificação em coleções ou, em muitos casos, são descartados em campo. Dentre os principais motivos para não utilização é a preocupação dos pesquisadores de que a isca de fezes humanas possa apresentar efeito negativo sobre algumas espécies de formigas. De fato, de nosso conhecimento nenhum trabalho foi realizado com objetivo de avaliar se os *pitfalls* para besouros rola-bosta são eficientes para amostrar a comunidade de formigas de um determinado local. Caso a isca para besouros rola-bosta não interfira na captura de formigas, a armadilha *pitfall* torna-se uma importante ferramenta para minimizar esforços de amostragem na pesquisa e custos em levantamentos, otimizando assim o protocolo amostral (Souza et al., 2012; Souza et al., 2016; Graça et al., 2017).

Assim, esse trabalho tem como objetivo avaliar se as armadilhas *pitfall* com iscas atrativas (fezes humanas) utilizadas para captura de besouros rola-bosta podem ser aproveitadas, sem prejuízos na capacidade de biomonitoramento ambiental, para captura de formigas. Para isso, avaliamos se: 1) o uso de armadilhas *pitfall* com isca causa alguma modificação (aumento ou diminuição) no número de espécies de formigas

capturadas? 2) a composição de espécies de formigas capturadas em armadilhas iscada e não iscadas é diferente? 3) A modificação na captura é observada tanto em nível de amostra como em nível de site?

Material e métodos

Área de estudo

As coletas de dados foram realizadas em 42 áreas de habitat nativo distribuídas em oito municípios (Figura 01; Tabela S1). Estas, inseridas em uma região de extensa transição entre os biomas Amazônia e Cerrado dentro do Estado de Mato Grosso, localizado na região Centro-Oeste do Brasil (Marques et al., 2019). Estas áreas foram definidas a partir de: 1) Distância mínima de 3,5 km entre os pontos amostrais para garantir independência e; 2) necessidade de permissão dos produtores rurais para acesso a propriedade. Os sites eram caracterizados por um clima tipo Savana Tropical, segundo a classificação de Köppen-Geiger (Alvares et al., 2013), temperaturas médias que variam de 24 a 36°C e precipitação anual de 1700 mm (Rosa et al., 2007) com períodos bem definidos entre seca e precipitação (Marcuzzo & Melo, 2011).

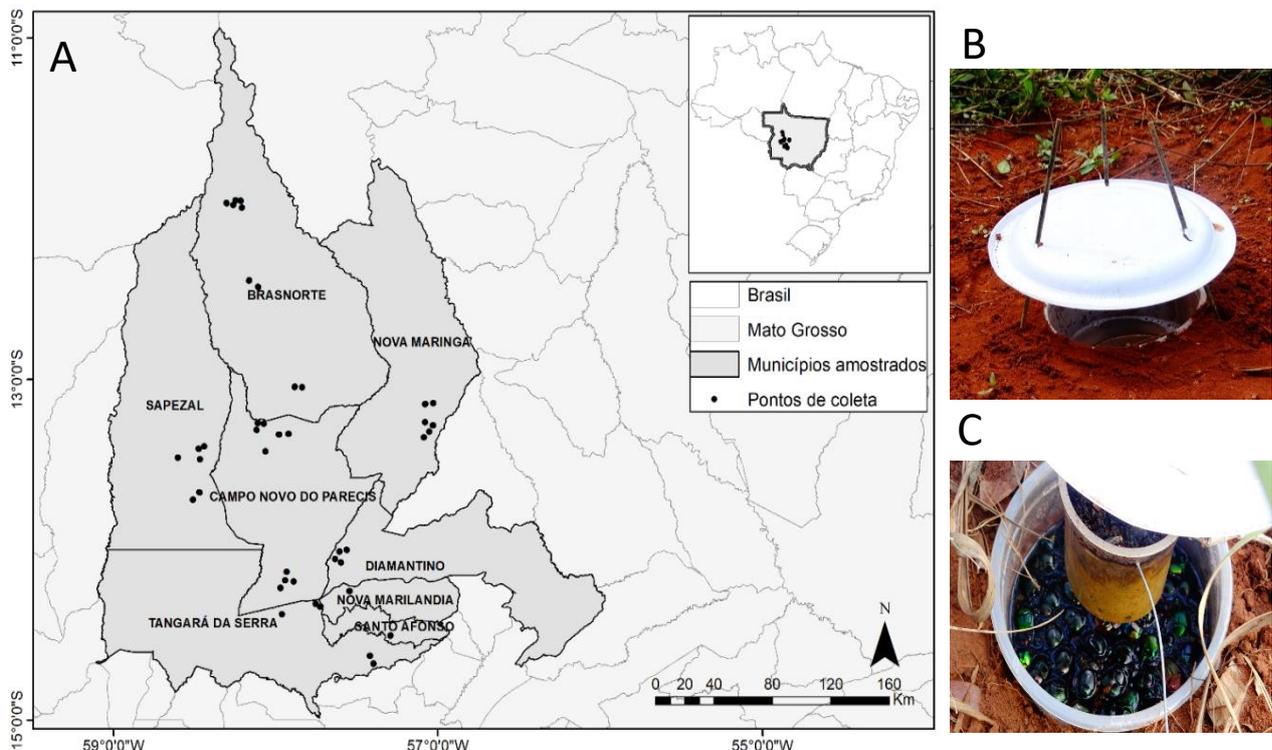


Figura 01. Em (A) Municípios do Estado de Mato Grosso onde foram realizadas as amostragens e os pontos de coleta onde foram instaladas as armadilhas *pitfall*. Em (B) armadilha de queda tipo *pitfall* com solução de captura (água, detergente e sal) para captura de formigas e em (C) *pitfalls* com iscas atrativas (fezes humanas) para captura de besouros rola-bosta.

Protocolo amostral

Em cada local de coleta foi estabelecido um transecto linear dentro de habitats nativos, 150 m a partir da borda de cultivos agrícolas. Em cada transecto foram instaladas três pares de armadilhas equidistantes 30 m. Cada par compreendia um *pitfall* com iscas atrativas (fezes humanas) para captura de besouros rola-bosta e outra contendo apenas solução de captura (água, detergente e sal) para captura de formigas. As armadilhas de cada par eram distantes 10 m entre si (Agosti et al., 2000) (Figura 01). Todas as armadilhas foram mantidas ativas por 48 horas.

As amostras foram transferidas para o Laboratório de Entomologia da Universidade do Estado de Mato Grosso, *campus* de Tangará da Serra, onde foram triadas e morfotipadas até o menor nível taxonômico possível. Esse processo foi auxiliado pelo Dr. Ricardo Eduardo Vicente, especialista no grupo, e os exemplares de referência estão depositados na Coleção Entomológica de Tangará da Serra, Mato Grosso – Brasil.

Análise dos dados

Afim de comparar a eficiência dos dois métodos de coleta e comparar o número total de espécies coletadas em função da amostra, curvas de acumulo de espécies foram geradas através da função *iNEXT* do pacote *iNEXT* (Hsieh et al., 2019) (n=750).

Para avaliar os efeitos do tipo de armadilha sobre o número de espécies de formigas por site, construímos um Modelo Linear Generalizado Misto (GLMM) com a função *glmer* do pacote *MuMIn* (Barton, 2019). Nesse modelo o tipo de armadilha (com ou sem isca) foi inserida como variável explicativa e a família de erro empregada foi Poisson. Uma vez que houve variação no tipo de vegetação onde o ponto foi realizado (indo de cerrado arbustivo e floresta), e como o objetivo desse trabalho é demonstrar o efeito da isca sobre a captura de formigas independentemente do tipo de vegetação, a fitofisionomia da vegetação do ponto de coleta foi inserida como variável aleatória no modelo.

Para avaliar se houve diferença na composição de espécies entre as armadilhas com e sem iscas, utilizamos uma Análise Multivariada Permutacional (PERMANOVA) (Anderson, 2017). Para testar a homogeneidade da dispersão dentro dos grupos formados pela PERMANOVA, utilizamos a função *betadisper* (Oksanen et al., 2019). Também foi feita uma Análise de Coordenadas Principal (PCoA), utilizando índice de Jaccard. Os dois primeiros eixos do PCoA foram empregados para construção de

gráficos da similaridade entre os pontos. Utilizamos um PROTEST com a função *procrustes*, do pacote Vegan, para verificar se a composição das comunidades de ambos os tipos de armadilhas co-variaram (Peres-Neto & Jackson, 2001).

E, por fim, foi utilizada a análise Índice de Valores Indicativos (IndVal) do pacote labdsv (Roberts, 2016) de Dufrene e Legendre (1997), para avaliar quais espécies foram associadas as armadilhas iscadas e não iscadas. Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o *Software R* versão 3.4.2 (Team R Core 2018) e utilizou-se o pacote ggplot2 para a construção dos gráficos (Wickham, 2016).

Resultados

Das 2599 ocorrências foram identificadas 150 espécies de formigas distribuídas em sete subfamílias e 38 gêneros (Tabela S2). Destas, 131 espécies foram registradas nas armadilhas sem isca e 107 nas armadilhas iscadas. Dentre as espécies coletadas, 43 ocorreram exclusivamente nas armadilhas sem isca e 19 foram exclusivas das armadilhas com isca. Ainda, destas, 88 espécies ocorreram tanto nas armadilhas com isca como nas armadilhas sem isca. Myrmicinae foi a subfamília com maior número de espécies (77), seguida de Formicinae (25) e Ponerinae (17). As espécies mais frequentemente encontradas nas armadilhas sem isca foram *Pheidole aff radoszkowskii* com 47 ocorrências, *Camponotus sp1* com 45 ocorrências e *Gigantiops destructor* com 41 ocorrências e as mais frequentes nas armadilhas iscadas foram *Pheidole sp9* com 128 ocorrências, *Atta sp2* com 108 ocorrências e *Camponotus sp1* com 98 ocorrências.

As duas curvas de acumulação de espécies, das armadilhas sem isca e de todas as armadilhas juntas, tiveram os seus intervalos de confiança sobrepostos independentemente da quantidade de amostras. Em ambos os casos essas não se sobrepuseram com a curva que representa as armadilhas iscadas (Figura 02).

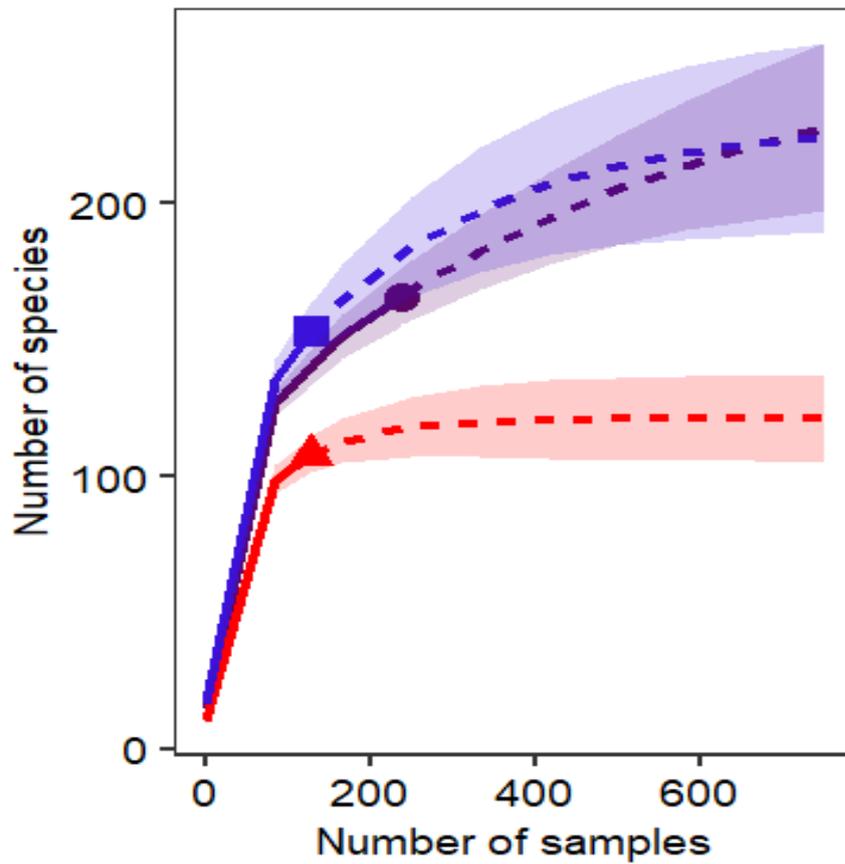


Figura 02. Curvas de acumulo de espécies de formigas coletadas em todas as armadilhas (linha roxa), armadilhas sem isca (linha azul) e armadilhas com isca (linha vermelha).

As armadilhas sem iscas apresentaram em média 27 espécies. Já as armadilhas iscadas apresentaram um número de espécies significativamente menor, tendo em média apenas 20 ($p < 0,001$; $\chi^2 = 52.581$) (Figura 03).

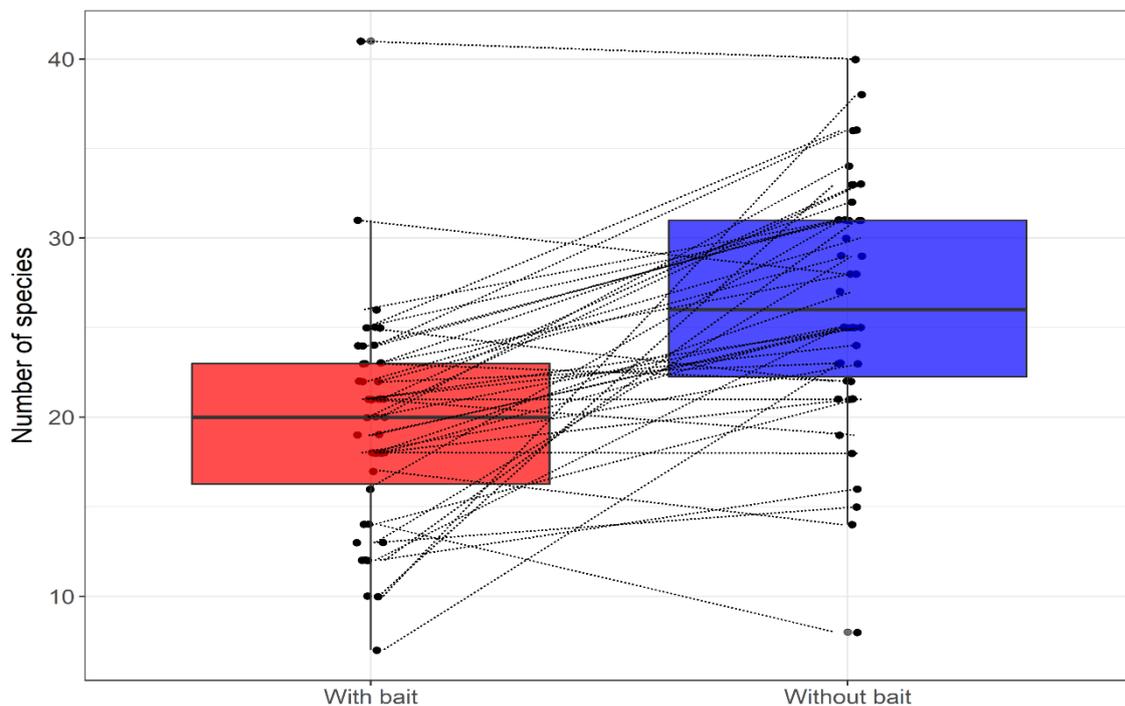


Figura 03. Número de espécies registradas nas armadilhas com isca (vermelho) e sem isca (azul) dentro dos remanescentes de habitat nativo, as linhas estão ligando o número de espécies capturas em cada tipo de armadilha de cada ponto de coleta.

A composição de espécies também diferiu entre as armadilhas iscadas e não iscadas (PERMANOVA: $R^2= 0.04$, $p<0,001$). Adicionalmente, não observamos diferença na dispersão entre os dois grupos (PERMDISP: $p=0,78$; $F= 0,37$). Essas comunidades diferentes co-variam espacialmente, porém com um ajuste de apenas 0,43 (PROTEST $p<0,01$) (Figura 04 A, B).

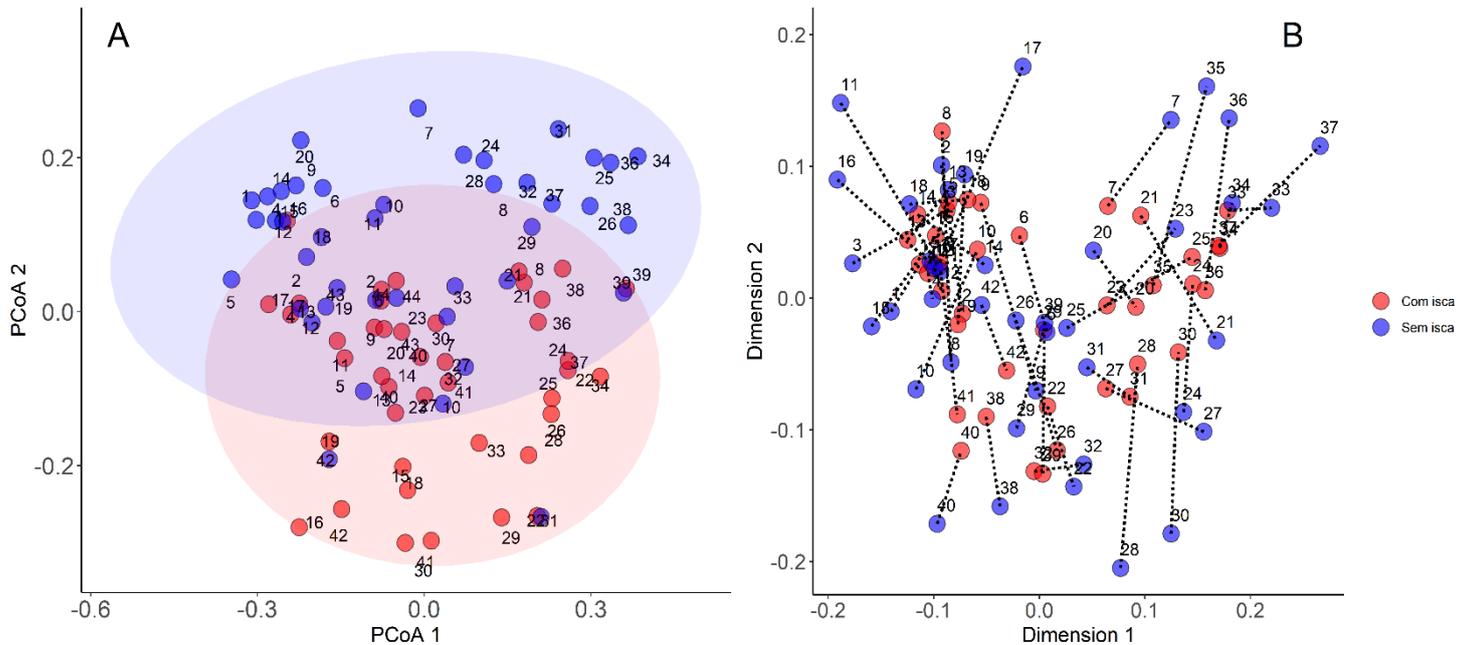


Figura 04. Em (A) composição de espécies total indicados pelos pontos de coleta entre armadilhas com isca (vermelho) e sem isca (azul) e em (B) quanto o grupo das espécies capturadas nas armadilhas sem isca covariaram em relação as espécies capturadas nas armadilhas iscadas.

Considerando os dois tipos de armadilhas, apenas as espécies *Camponotus* sp3 e *Gnamptogenys* sp1 foram associadas as armadilhas com isca. Quando avaliamos as armadilhas sem isca, 27 espécies se mostraram associadas tendo *Pheidole* aff *radoszkowskii* com 72% de associação, seguida de *Camponotus* sp2 com 53% de associação, *Gigantiops destructor* com 47% de associação, *Ectatomma edentatum* associada 41% e *Pachycondyla crassinoda* com 47% de associação. (Tabela 01).

Tabela 1 Espécies de formigas indicadoras capturadas nas armadilhas *pitfalls* com isca e sem iscas dentro do interior de habitats nativos (Reserva Legal), onde a frequência de ocorrência representa o total de ocorrência nos *pitfalls* dos tipos de armadilhas.

Espécies	Pitfall	Indval	P-valor	Frequência
<i>Acromyrmex</i> sp1	Sem isca	0,32	0.008	27
<i>Acromyrmex</i> sp2	Sem isca	0,32	0.009	27
<i>Acromyrmex</i> sp3	Sem isca	0,32	0.007	27
<i>Acromyrmex</i> sp4	Sem isca	0,32	0.007	27
<i>Acromyrmex</i> sp5	Sem isca	0,32	0.012	27

<i>Acropyga</i> sp1	Sem isca	0,32	0.008	27
<i>Brachymyrmex</i> sp1	Sem isca	0,24	0.042	22
<i>Camponotus</i> sp1	Sem isca	0,19	0.003	08
<i>Camponotus</i> sp2	Sem isca	0,53	0.026	68
<i>Camponotus</i> sp3	Com isca	0,39	0.018	36
<i>Crematogaster tenacula</i>	Sem isca	0,19	0.030	11
<i>Ectatomma edentatum</i>	Sem isca	0,41	0.013	04
<i>Gigantiops destructor</i>	Sem isca	0,47	0.015	54
<i>Gnamptogenys</i> sp1	Com isca	0,35	0.006	28
<i>Linepithema</i> sp1	Sem isca	0,35	0.006	29
<i>Ochetomyrmex neopolitus</i>	Sem isca	0,16	0.020	07
<i>Pachycondyla crassinoda</i>	Sem isca	0,37	0.050	42
<i>Pachycondyla harpax</i>	Sem isca	0,28	0.034	24
<i>Pheidole aff radoszkowskii</i>	Sem isca	0,72	0.001	46
<i>Pheidole aff transversostriata</i>	Sem isca	0,19	0.008	10
<i>Pheidole bilimeki</i>	Sem isca	0,23	0.001	10
<i>Pheidole bufo</i>	Sem isca	0,21	0.042	01
<i>Pheidole gertrudae</i>	Sem isca	0,19	0.039	14
<i>Pheidole</i> sp1	Sem isca	0,14	0.018	06
<i>Pheidole</i> sp2	Sem isca	0,24	0.039	20
<i>Pheidole</i> sp3	Sem isca	0,32	0.002	22
<i>Pheidole</i> sp4	Sem isca	0,31	0.001	16
<i>Pheidole</i> sp5	Sem isca	0,21	0.006	09
<i>Trachymyrmex</i> sp1	Sem isca	0,31	0.004	22

Discussão

Nossos resultados sugerem fortemente que a utilização de armadilhas iscadas para besouros rola-bosta não geram dados plenamente compatíveis com uma coleta sem isca. As armadilhas convencionais, recomendadas nos protocolos amostrais e utilizadas para captura de formigas (Agosti & Alonso, 2000; Bestelmeyer et al., 2000), não devem ser substituídas por armadilhas iscadas empregadas para capturar besouros coprófagos. As armadilhas iscadas capturam menos espécies e composição diferente das armadilhas sem iscas. Porém, mesmo que baixa (43%), houve correlação entre as comunidades capturadas por ambos os protocolos. Isso indica que as comunidades coletadas em ambos os métodos podem responder com alguma consonância à alguns distúrbios na escala em que as amostragens desse estudo foram realizadas. Essa correlação foi insuficiente para sugerir que os protocolos são semelhantes e que ambos capturariam os padrões de processos ecológicos de forma equivalente.

Aproximadamente 26% das espécies coletadas nos dois tipos de armadilhas podem ser consideradas como raras, já que apresentaram um único registro neste estudo.

Algumas espécies dos gêneros como *Azteca*, *Labidus*, *Apterostigma*, *Cyphomyrmex*, *Myrmicocripta*, *Strumigenys* que foram consideradas raras, já são consideradas espécies de baixa ocorrência em outros estudos utilizando-se de armadilhas *pitfalls* (e.g. McGill et al., 2007; Campos et al., 2011; Souza et al., 2012). Nossas curvas de acumulação de espécies indicaram que os intervalos de confiança do número total de espécies coletadas por armadilhas não iscadas e com o uso conjugado de armadilhas iscadas e não iscadas se sobrepôs, indicando não haver diferença quando se mantém o mesmo número de amostras. Adicionalmente, apenas 19 espécies foram acrescentadas pelo uso de armadilhas iscadas. Mesmo que em outros estudos sejam comumente coletadas em *pitfalls* sem isca (Lopes & Vasconcelos, 2008; Soares et al., 2010; Souza et al., 2012; Rocha et al., 2015; Gomes et al., 2018), as 19 espécies exclusivas de armadilhas iscadas foram pouco abundantes (máximo seis ocorrências). Esse resultado nos indica que apesar dos *pitfalls* iscados terem contribuído com algum incremento no número de espécies coletadas elas contribuem pouco no levantamento de espécies da mirmecofauna local.

Quanto a composição de espécies de formigas, observamos que as espécies capturadas em ambos os métodos foram diferentes, demonstrando que a presença das iscas nas armadilhas foi uma variável forte o suficiente para modificar o padrão de composição das espécies. Esse fato pode estar relacionado a grande variedade de hábitos que as formigas apresentam (Holdobler & Wilson, 1990; Hoffmann & Andersen, 2003). Caso houvesse a atração de algumas espécies pela isca, essa poderiam agir repelindo demais espécies. Porém, não observamos um significativo aumento na frequência e abundância. Em nosso estudo, apenas duas espécies se mostraram beneficiadas pela isca e mesmo essas tiveram frequência relativa baixa. É provável que formigas com hábito generalista não são afetadas com facilidade pelos distúrbios e recursos (Baccaro et al., 2015; Barthi et al., 2016), mas formigas com algumas preferências alimentares ou de condições do ambiente poderiam evitar a presença das fezes, sendo menos capturadas ou mesmo estar ausentes em armadilhas iscadas. Isso sugere um possível efeito negativo da isca de fezes na captura das formigas, dificultando que algumas espécies sejam coletadas e modificando o padrão de comunidades capturado por amostragens.

De fato, nenhuma das espécies que dominou nas armadilhas convencionais, dominou as armadilhas iscadas. Isso demonstra condições totalmente diferentes para a comunidade, havendo relevância nas espécies capturadas pelo tipo do método de amostragem. Estas espécies que dominaram em cada tipo de armadilha foram as

associadas por Indval, como uma espécie não identificada do gênero *Camponotus* (sp3) que foi associado as armadilhas iscadas e *Pheidole* aff *radoszkowskii* fortemente associada as armadilhas sem iscas. Entretanto, a relevância dessas espécies serem associadas as armadilhas não é forte o bastante para inferirmos uma indicação, pois em maioria, espécies desses gêneros apresentam hábito generalista (Longino, 2009; Baccaro et al., 2015; Barthe et al., 2016).

Ainda, nos questionamos quanto a otimização de custos e aproveitamento de amostras para complementar levantamentos, pois as técnicas de amostragem para formigas podem ser complementares (Delabie et al., 2000; Parr & Chown, 2001; Lopes & Vasconcelos, 2008). Entretanto, estudos anteriores avaliaram técnicas de amostragem apenas em relação ao número de espécies coletadas (Ivanov & Keiper, 2009; Tista & Fiedler, 2010) e em nenhum houve investigação se métodos utilizados para outros grupos poderiam complementar levantamentos de espécies de formigas. As armadilhas *pitfalls* são a melhor técnica a ser utilizada para monitorar a fauna de formigas e geralmente é tão eficiente quanto qualquer outra combinação de técnicas (Souza et al., 2012). Reduzir ainda mais e otimizar custos monetários e tempo de amostragem para diversos estudos com o grupo das formigas é uma estratégia que pode viabilizar estudos taxonômicos, biogeográficos e financeiros dos monitoramentos (Souza et al., 2016; Gomes et al., 2018; Souza et al., 2018). Nossos resultados mostraram que as armadilhas sem iscas foram mais eficazes na estimativa do número de espécies de formigas que as armadilhas iscadas. Entretanto, com intuito de um levantamento rápido e dependendo o objetivo do estudo essa perda de espécies e mudança na composição pode ser uma estratégia econômica de tempo e dinheiro ao uso de ambas técnicas combinadas.

Conclusão

Concluimos que o uso de iscas atrativas nas armadilhas *pitfall* tem efeito negativo sobre o número de espécies da comunidade de formigas e esse efeito é forte o suficiente para modificar os padrões de composição de espécies. Porém, dependendo do objetivo do estudo, uma pequena diminuição no número de espécies devido ao uso de *pitfalls* iscadas não compromete o conhecimento de parte representativa da mirmecofauna de uma determinada região. Sendo assim, essa diferença pode ser relevada pela redução no custo logístico em trabalhos de levantamento rápido ou orçamento reduzido. Entretanto, para o estudo de padrões ecológicos, ou mesmo para

bioindicação, o uso de armadilhas iscadas não é recomendável. Sugerimos que *pitfalls* iscadas não devem substituir os *pitfalls* convencionais estabelecidos em protocolos de coleta, particularmente em estudos com enfoque mais ecológico. Contudo, visando otimizar o material coletado em estudos de besouros rola bosta, a mirmecofauna pode ser utilizada para estudos taxonômicos, biogeográficos e assim contribuir para os padrões de distribuição das espécies.

Referências bibliográficas

- Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L. & Schultz, T.R. (2000). *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, 280p.
- Agosti, D. & Alonso, L.E. (2000). The ALL Protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity* (D. Agosti, J.D. Majer, L.E. Alonso & T.R. Schultz, eds.). Smithsonian Institution Press, Washington, 280p.
- Alonso, L.E. & Agosti, D. (2000). Biodiversity studies, monitoring, and ants: an overview. In: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E., Schultz, T.R. (Eds.), *Ants: Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, 280p.
- Alvares, C.A., Stape, J.L. & Sentelhas, P.C. (2013). Koppens climate classification map for Brazil. *Meteorol Zeitschrift*, 22: 711-728. doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507
- Anderson, M.J. (2017). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26: 32–46. doi: 10.1111 / j.14429993.2001.01070.pp.x.
- Aquino, A. M., Aguiar-Menezes, E. L. & Queiroz, J. M. (2006). Recomendações para coleta de artrópodes terrestres por armadilhas de queda ("pitfall- traps"). Seropédica: Embrapa Agrobiologia.
- Baccaro, F. B., Feitosa, R. M., Fernández, F., Fernandes, I. O., Izzo, T. J., Souza, J. L. P. & Solar, R. (2015). *Guia Para os Gêneros de Formigas do Brasil*. Editora INPA, Manaus, 388p.
- Barlow, J., Louzada, J., Parry, L., Hernández, Hawes, J., Peres, C., Vaz-de-Mello, F. Z. & Gardner, T. (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. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01825.x.
- Barton, K. (2019). *MuMIn: Multi-Model Inference*.
- Bharti, H., Bharti, M. & Pfeifer, M. (2016). Ants as bio-indicators of ecosystem health in Shivalik Mountains of Himalayas: assessment of species diversity and invasive species. *Asian myrmecology*, 8: 65-79. doi: 10.20362 / am.008023.
- Bestelmeyer, B.T., Agosti, D., Leanne, F., Alonso, T., Brandão, C.R.F., Brown, W.L., Delabie, J.H.C. & Silvestre, R. (2000). Field techniques for the study of ground-living ants: An Overview, description, and evaluation. In D. Agosti, J.D. Majer, A. Tennant & T. de Schultz (eds), *Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, 280p.

- Bolton, B. (2003). *Synopsis and classification of Formicidae*. Gainesville: The American Entomological Institute.
- Brown, K.S. (1997). Diversity, disturbance, and sustainable use of Neo-tropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. *Journal of Insect Conservation*, 1: 25-42. doi: 10.1023/A:1018422807610.
- Campos, R.I., Vasconcelos, H.L., Andersen, A.N., Frizzo, T.L.M. & Spena, K.C. (2011). Multi- scale ant diversity in savanna woodlands: an intercontinental comparison. *Austral Ecology*, 36: 983-992. doi: 10.1111/j.1442-9993.2011.02255.x.
- Delabie, J.H.C., Fisher, B.L., Majer, J.D. & Wrigth, I.W. (2000). Sampling effort and choice of methods. In: Agosti, D., Majer, J.D., Alonso, L.E., Schultz, T.R. (Eds.), *Ants Standard Methods for Measuring and Monitoring Biodiversity*. Smithsonian Institution Press, Washington, 280p.
- Dufrene, M. & Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67: 345-366. doi: 10.1890/0012-9615
- Engelbrecht, I.A. (2010). Invertebrate species inventories in protected area management: are they useful? *African Entomology*, 18: 235-245. doi: <http://hdl.handle.net/2263/15751>.
- Gardner, T. A., Barlow, J., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E. & Peres, C. A. (2008). The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*, 11: 139–50. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x.
- Gomes, C.B., Souza, J.L.P. & Franklin, E. (2018). A comparison between time of exposure, number of pitfall traps and the sampling cost to capture ground-dwelling poneromorph ants (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, 65: 138–148. doi: 10.13102 /socio biolo gy.v65i2 .1207.
- Graça, M.B., Souza, J.L.P., Franklin, E., Morais, J.W. & Pequeno, P.A.C.L. (2017). Sampling effort and common species: optimizing surveys of under storey fruit-feeding butterflies in the Central Amazon. *Ecological Indicators*, 73: 181–188. doi: 10.1016/j.ecoli nd.2016.09.040.
- Hoffmann, B.D. & Andersen, A.N. (2003). Responses of ants to disturbance in Australia, with particular reference to functional groups. *Austral Ecology*, 28: 444–464. doi: 10.1046/j.1442-9993.2003.01301.x.
- Hölldobler, B. & Wilson, E. O. (1990). *The ants*. Cambridge: The Belknap Press of Harvard University Press, 732p.
- Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2016). iNEXT: Um pacote R para interpolação e extrapolação da diversidade de espécies (números de Hill). *Methods in Ecology and Evolution*, 7: 1451-1456. doi: 10.1111/2041-210X.12613.
- Ivanov, K. & Keiper, J. (2009). Effectiveness and biases of winkler litter extraction and pitfall trapping for collecting ground-dwelling ants in northern temperate forests. *Environmental Entomology*, 38: 1725–1736.
- Lach, L., Parr, C. L. & Abbott, K. L. (2010). *Ant ecology*. Oxford: Oxford University Press, 402 p.
- Lobo, J.M., Martin-Piera, F. & Veiga, C.M. (1988). Las trampas pitfall com cebo, sus posibilidades em el estudio de las comudades coprófagas de Scarabaeidae (Col.). I. Características determinantes de su capacidade de captura. *Revue d' Ecologie et de Biologie du Sol*, 25: 77-100.

- Longino, J.T. (2009). Additions to the new world *Pheidole* taxonomy. *Zootaxa*, 2181: 1-90.
- Lopes, C.T. & Vasconcelos, H.L. (2008). Evaluation of three methods for sampling ground-dwelling ants in the Brazilian Cerrado. *Neotropical Entomology*, 37: 399–405. doi:10.1590/S1519-566X2008000400007.
- Louzada, J., Lima, A.P., Matavelli, R., Zambaldi, L. & Barlow, J. (2010). Community structure of dung beetles in Amazonian savannas: role of fire disturbance, vegetation and landscape structure. *Landscape ecology*, 25: 631–641. doi: 10.1007 / s10980-010-9448-3.
- Marcuzzo, F.F.N. & Melo, D.C.R. (2011). Distribuição espaço-temporal e sazonalidade das chuvas no estado do Mato Grosso. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos* 16: 157–167. doi:10.21168/rbrh.v16n4.p157-167.
- Marques, E.Q., Marimon-Junior, B.H. & Marimon, B.S. (2019). Redefining the Cerrado–Amazonia transition: implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 29: 1501-1517. doi: 10.1007/s10531-019-01720-z.
- McGill, B. J., Etienne, R. S., Gray, J. S., Alonso, D., Anderson, M. J., Benecha, H. K., Dornelas, M., Enquist, B. J., Green, J. L., Hurlbert, A. H., Magurran, A. E., Marquet, P. A., Maurer, B. A., Ostling, A., Soykan, C.U., Uglan, K. I. & White, E. (2007). Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. *Ecology Letters*, 10: 1–21. doi: 10.1111 / j.1461-248.2007.01094.x.
- Mello, R. (2014). The relevance of social life in the forms of structuring terrestrial ecosystems: science and literature as a trans-disciplinary proposal for ecological awareness. *Revista Terceiro Incluído*, 4: 24-43. doi: 10.5216/teri.v4i1.33942.
- Nichols, E. S. & Gardner, T. A. (2011). Dung Beetles as a candidate study taxon in applied biodiversity conservation research. In L. W. Simmons & T. J. Ridsdill-Smith (Eds.), *Ecology and Evolution of Dung Beetles*. Oxford, 570 p.
- 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. doi: 10.1016 / j.biocon.2008.04.011.
- Offenberg, J. (2015). Ants as tools in sustainable agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 52: 1197–1205. doi:10.1111/1365-2664.12496.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M.I. (2019). *Vegan: Community Ecology Package*.
- Parr, C.L. & Chown, S.L. (2001). Inventory and bio-indicator sampling: testing pitfall and Winkler methods with ants in a South African savanna. *Journal Insect Conservation*, 5: 27–36. doi:10.1023/A:1011311418962.
- Peres-Neto, P.R. & Jackson, D.A. (2001). How well do multi-variate data sets match? The advantages of a Procrustean superimposition approach over the Mantel test. *Oecologia*, 129: 169-178. doi: 10.1007/s004420100720.
- Petters, M. K., Lunk, T., Schaab, G. & Wagele, J. W. (2011). Deforestation and the population decline of the army ant *Dorylus wilverthi* in western Kenya over the last century. *Journal of Applied Ecology*, 48: 697-705. doi:10.1111/j.1365-2664.2011.01959.x.
- Ribas, C. R., Campos, R. B. F., Schmidt, F. A. & Solar, R. C. (2012). Ants as indicators in Brazil: a review with suggestions to improve the use of ants in environmental monitoring programs. *Psyche*, 2012: 1-23. doi: 10.1155/2012/636749.
- Roberts, D.W. (2016). *Labdsv: Ordination and Multivariate Analysis for Ecology*.

Rosa, D.B., de Sousa, R.R. & Nascimento, L.A. (2007). A distribuição espacial das chuvas na porção centro oeste do estado de Mato Grosso- Brasil. *Revista Eletrônica da Associação dos Geógrafos Brasileiros*, 1: 127–152.

Soares, S. A., Antonialli-júnior, W. F. & Lima-júnior, S. E. (2010). Diversidade de formigas epigéias (Hymenoptera, Formicidae) em dois ambientes no Centro-Oeste do Brasil. *Revista Brasileira de Entomologia*, 54: 76-81. doi: 10.1590/S0085-56262010000100009.

Souza, J.L.P., Baccaro, F.B., Landeiro, V.L., Franklin, E. & Magnusson, W.E. (2012). Trade-offs between complementarity and redundancy in the use of different sampling techniques for ground-dwelling ant assemblages. *Applied Soil Ecology*, 56: 63–73. doi: 10.1016 / j.apsoil.2012.01.004.

Souza, J.L.P., Baccaro, F.B., Landeiro, V.L., Magnusson, W.E., Pequeno, P.A.C.L. & Fernandes, I.O. (2016). Taxonomic sufficiency and indicator taxa reduce sampling costs and increase monitoring effectiveness for ants. *Diversity and Distributions*, 22: 111–122. doi:10.1111/ddi.12371.

Souza, J. L. P., Baccaro, F. B., Pequeno, P. A. C. L., Franklin, E. & Magnusson, W. E. (2018). Effectiveness of genera as a higher-taxon substitute for species in ant biodiversity analyses is not affected by sampling technique. *Biodiversity and Conservation*, 27: 3425-3445. doi: 10.1007/s10531-018-1607.

Tista, M. & Fiedler, K. (2010). How to evaluate and reduce sampling effort for ants. *Journal Insect Conservation*, 15: 547–559. doi:10.1007/s10841-10841-010-9350-y.

Underwood, E.C. & Fisher, B.L. (2006). The role of ants in conservation monitoring: If, when, and how. *Biological Conservation*, 132: 166-182. doi: 10.1016/j.biocon.2006.03.022.

Wickham, H. (2016). *Ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

No primeiro capítulo desta dissertação foram analisados diversos aspectos relativos à mirmecofauna e conservação da biodiversidade em Reservas Legais inseridas nos biomas Amazônia e Cerrado, bem como áreas de ecótono entre ambos.

Mostramos que as áreas de Reserva Legal asseguram a biodiversidade dentro dos agrossistemas. Esse fato, independe de fatores da paisagem como quantidade de habitat e complexidade da vegetação. Dessa forma demonstramos que a Lei de conservação das Reservas Legais de fato funciona e não deve ser modificada, pois identificamos que as áreas de cultivo não conseguem manter as espécies nas áreas dos biomas Cerrado e Amazônia. As espécies das áreas de reserva são substituídas por espécies de preferência por ambiente antropizado, que ocorrem num gradiente entre cultivos indiferente a qual fitofisionomia estão inseridas.

Estudos de como a antropização das áreas de Cerrado e Amazônia são necessários a fim de entender como as comunidades inseridas dentro desse novo ambiente está respondendo a nova condição. Assim como, potencializar a conservação da biodiversidade nos remanescentes de habitats nativos garantindo serviços ecossistêmicos prestados por essas áreas para o cultivo.

No segundo capítulo avaliamos um método de armadilha muito utilizado para captura de artrópodes que forrageiam o solo: as armadilhas de queda tipo *pitfall* com iscas atrativas (fezes humanas) utilizadas para coletar besouros rola-bosta, buscamos descobrir se estas podem substituir as armadilhas convencionais para captura de formigas.

Verificamos que houve redução no número de espécies de formigas quando utilizamos as armadilhas iscadas. Esse efeito foi forte o suficiente para modificar a composição das espécies capturadas em armadilhas iscadas e não iscadas. Dessa forma, indicamos que o uso das armadilhas iscadas não deve substituir as armadilhas convencionais para captura de formigas. Ainda, frisamos que em estudos com enfoque ecológico as armadilhas com iscas podem influenciar negativamente nos resultados. Dessa forma, não recomendamos o uso das iscas nas armadilhas, pois pode-se deixar de coletar uma parcela

considerável do total de espécies e não ter uma resposta satisfatória em monitoramentos de biodiversidade.

Esse tipo de estudo é necessário, pois geralmente o custo de amostragem, logística e esforço amostral para monitorar apenas um grupo de insetos não é possível. Havendo a possibilidade de unir métodos de amostragem, é uma excelente estratégia para monitorar mais de um grupo, minimizando custos e esforço de coleta, assim como, podendo comparar a resposta de grupos com comportamentos distintos a um mesmo habitat.

Material suplementar artigo 01

Tabela S1. Número dos pontos* amostrados com suas respectivas coordenadas geográficas e municípios representativos.

Locais	Longitude	Latitude	Municípios
1	58°14'48W	11°57'01S	Brasnorte
2	58°12'54W	11°57'12S	Brasnorte
4	58°12'28W	11°59'35S	Brasnorte
5	58°18'08W	11°58'00S	Brasnorte
6	58°28'28W	13°24'26S	Sapezal
7	58°26'23W	13°23'33S	Sapezal
8	58°27'56W	13°28'05S	Sapezal
9	58°36'09W	13°27'32S	Sapezal
10	58°36'09W	13°27'32S	Sapezal
11	58°28'10W	13°39'45S	Sapezal
12	57°05'11W	13°20'21S	Nova Maringá
13	57°03'13W	13°18'22S	Nova Maringá
14	57°01'47W	13°16'09S	Nova Maringá
15	57°04'45W	13°15'02S	Nova Maringá
16	57°04'42W	13°08'40S	Nova Maringá
17	57°01'45W	13°08'21S	Nova Maringá
18	57°17'33W	14°30'05S	Santo Afonso
19	57°23'47W	14°39'58S	Tangará da Serra
20	57°43'26W	14°19'55S	Tangará da Serra
21	57°45'13W	14°18'52S	Tangará da Serra
22	57°32'40W	14°14'29S	Nova Marilândia
23	57°37'57W	14°03'09S	Diamantino
24	57°35'50W	14°04'22S	Diamantino
25	57°33'41W	13°59'58S	Diamantino
26	57°36'20W	14°00'34S	Diamantino
27	58°03'45W	13°25'17S	Campo Novo do Parecis
28	58°07'02W	13°17'45S	Campo Novo do Parecis
29	58°04'19W	13°15'39S	Campo Novo do Parecis
30	58°06'35W	13°15'22S	Campo Novo do Parecis
31	57°55'12W	13°19'09S	Campo Novo do Parecis
32	57°58'47W	13°19'22S	Campo Novo do Parecis
33	57°58'12W	14°13'19S	Campo Novo do Parecis
34	57°55'55W	14°07'38S	Campo Novo do Parecis
36	57°53'19W	14°11'05S	Campo Novo do Parecis
37	57°57'36W	14°22'35S	Tangará da Serra
38	57°52'55W	13°02'38S	Brasnorte
39	57°50'13W	13°02'46S	Brasnorte
40	58°06'27W	12°27'30S	Brasnorte
41	58°09'48W	12°25'09S	Brasnorte
42	57°25'10W	14°37'15S	Tangará da Serra
43	58°09'40W	12°25'32S	Brasnorte
44	57°25'66W	14°37'19S	Tangará da Serra

*Ao total foram coletadas 44 áreas, mas por motivos de problemas com os *pitfalls* na amostragem dos pontos 03 e 35, excluímos de nossos resultados, dessa forma ficando 42 ao total.

Tabela S2 – Espécies de formigas registradas dentro do cultivo de soja e no interior do habitat nativo em seus respectivos tipos de ambiente: Cerrado, ecótono e Floresta.

Espécies	Cerrado			Ecótono			Floresta			Total Geral
	Cultivo	Nativo	Cerrado Total	Cultivo	Nativo	Ecótono Total	Cultivo	Nativo	Floresta Total	
Subfamília Amblyoponinae										
<i>Prionopelta</i> sp1					1	1				1
Subfamília Dolichoderinae										
<i>Azteca</i> sp1					1	1		4	4	5
<i>Azteca</i> sp2								1	1	1
<i>Dolichoderus aff rugosus</i>		1	1		3	3	2	17	19	23
<i>Dolichoderus attelaboides</i>					1	1		6	6	7
<i>Dolichoderus decollatus</i>								3	3	3
<i>Dolichoderus ghilianii</i>					1	1				1
<i>Dolichoderus imitator</i>		1	1					58	58	59
<i>Dolichoderus</i> sp3								1	1	1
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	5	12	17	6	8	14	32	5	37	68
<i>Dorymyrmex goeldii</i>	3		3	1		1	13		13	17
<i>Dorymyrmex pyramycus</i>	3	28	31	3	9	12	3	3	6	76
<i>Dorymyrmex</i> sp1		2	2	4		4	2		2	8
<i>Linepithema</i> sp1		38	38		13	13	7	11	18	69
<i>Linepithema</i> sp2		1	1				1		1	2
<i>Tapinoma</i> sp1					1	1		1	1	2
Subfamília Dorylinae										
<i>Labidus</i> sp1								4	4	4
Subfamília Ectatomminae										
<i>Ectatomma brunneum</i>				1		1	7	3	1	11
<i>Ectatomma edentatum</i>		19	19		3	3		36	36	85
<i>Ectatomma lugens</i>		4	4		1	1		6	6	11
<i>Ectatomma permagnum</i>		2	2		1	1		8	8	11

Tabela S2 – Espécies de formigas registradas dentro do cultivo de soja e no interior do habitat nativo em seus respectivos tipos de ambiente: Cerrado, ecótono e Floresta.

Espécies	Cerrado			Ecótono			Floresta			Total Geral
	Cultivo	Nativo	Cerrado Total	Cultivo	Nativo	Ecótono Total	Cultivo	Nativo	Floresta Total	
<i>Ectatomma tuberculatum</i>		24	24		18	18		16	16	58
<i>Gnamptogenys haensch</i>								2	2	2
<i>Gnamptogenys moelleri</i>		4	4		3	3		19	19	26
<i>Gnamptogenys</i> sp1							2		2	2
<i>Gnamptogenys</i> sp2		4	4		3	3	4	4	8	15
<i>Gnamptogenys</i> sp3		14	14		6	6	1	16	17	37
<i>Gnamptogenys</i> sp4		5	5		2	2		11	11	18
Subfamília Formicinae										
<i>Camponotus aff atriceps</i>	1	5	6		9	9		59	59	74
<i>Camponotus aff cacicus</i>							1	1	2	2
<i>Camponotus aff textor</i>							1		1	1
<i>Camponotus burtoni</i>		1	1							1
<i>Camponotus femoratus</i>		1	1					6	6	7
<i>Camponotus</i> sp1		45	45		54	54	4	95	99	189
<i>Camponotus</i> sp11		4	4		1	1		9	9	14
<i>Camponotus</i> sp12		6	6		2	2		1	1	9
<i>Camponotus</i> sp13		1	1		1	1		8	8	1
<i>Camponotus</i> sp14								1	1	1
<i>Camponotus</i> sp15								5	5	5
<i>Camponotus</i> sp16		2	2							2
<i>Camponotus</i> sp17								1	1	1
<i>Camponotus</i> sp2		37	37	1	38	39	1	15	16	182
<i>Camponotus</i> sp21								4	4	4
<i>Camponotus</i> sp23		1	1							1
<i>Camponotus</i> sp3					1	1	1	3	4	5

Tabela S2 – Espécies de formigas registradas dentro do cultivo de soja e no interior do habitat nativo em seus respectivos tipos de ambiente: Cerrado, ecótono e Floresta.

Espécies	Cerrado			Ecótono			Floresta			Total Geral
	Cultivo	Nativo	Cerrado Total	Cultivo	Nativo	Ecótono Total	Cultivo	Nativo	Floresta Total	
<i>Camponotus</i> sp4		7	7		4	4		2	2	31
<i>Camponotus</i> sp5		4	4		6	6		12	12	22
<i>Camponotus</i> sp6		8	8		18	18		34	34	6
<i>Camponotus</i> sp7					1	1		3	3	4
<i>Camponotus</i> sp8		23	23		3	3		29	29	82
<i>Camponotus</i> sp9					1	1				1
<i>Gigantiops destructor</i>		11	11	1	36	37		67	67	114
<i>Acropyga</i> sp1					1	1				1
<i>Brachymyrmex</i> sp1	7	18	25	1	12	13	17	9	26	64
<i>Brachymyrmex</i> sp2		3	3		2	2		12	12	17
<i>Nylanderia</i> sp1		2	2		25	25	31	52	83	128
Subfamília Myrmicinae										
<i>Acromyrmex</i> sp1		18	18		14	14		14	14	46
<i>Acromyrmex</i> sp2		29	29		2	2		28	28	77
<i>Acromyrmex</i> sp3								4	4	4
<i>Acromyrmex</i> sp4								2	2	2
<i>Acromyrmex</i> sp5								1	1	1
<i>Apterostigma megacephala</i>					5	5		15	15	2
<i>Apterostigma</i> sp1					2	2		5	5	7
<i>Apterostigma</i> sp2								1	1	1
<i>Apterostigma</i> sp3								1	1	1
<i>Atta</i> sp1		6	6	4	4	8	5		5	19
<i>Atta</i> sp2		55	55	2	8	1	3	63	66	23
<i>Atta</i> sp3					1	1	1	6	7	8
<i>Atta</i> sp4		3	3				1	2	3	6

Tabela S2 – Espécies de formigas registradas dentro do cultivo de soja e no interior do habitat nativo em seus respectivos tipos de ambiente: Cerrado, ecótono e Floresta.

Espécies	Cerrado			Ecótono			Floresta			Total Geral
	Cultivo	Nativo	Cerrado Total	Cultivo	Nativo	Ecótono Total	Cultivo	Nativo	Floresta Total	
<i>Basiceros militaris</i>								1	1	1
<i>Cephalotes atratus</i>					1	1		6	6	7
<i>Cyphomyrmex</i> sp1		2	2					4	4	6
<i>Cyphomyrmex</i> sp2					2	2		1	1	3
<i>Cyphomyrmex</i> sp3					1	1		2	2	3
<i>Cyphomyrmex</i> sp4								1	1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp5		1	1							1
<i>Cyphomyrmex</i> sp6								1	1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp7								1	1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp8								1	1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp9								1	1	1
<i>Daceton armigerum</i>								1	1	1
<i>Mycocepurus smithii</i>		2	2					1	1	3
<i>Myrmicocrypta</i> sp1								1	1	1
<i>Myrmicocrypta</i> sp2								1	1	1
<i>Myrmicocrypta</i> sp3								1	1	1
<i>Ochetomyrmex neopolitus</i>		1	1		1	1		4	4	6
<i>Ochetomyrmex semipolitus</i>								1	1	1
<i>Pheidole aff biconstricta</i>		1	1					1	1	2
<i>Pheidole aff bilimeki</i>		1	1	1	1	2	2	8	1	13
<i>Pheidole aff fimbriata</i>								1	1	1
<i>Pheidole aff radoszkowskii</i>	9	26	35	2	27	29	34	61	95	177
<i>Pheidole aff transversostriata</i>		1	1	3	3	6	4	8	12	19
<i>Pheidole bufo</i>		1	1		15	15		9	9	25
<i>Pheidole gertrudae</i>		8	8	1	6	7	5	8	13	28

Tabela S2 – Espécies de formigas registradas dentro do cultivo de soja e no interior do habitat nativo em seus respectivos tipos de ambiente: Cerrado, ecótono e Floresta.

Espécies	Cerrado			Ecótono			Floresta			Total Geral
	Cultivo	Nativo	Cerrado Total	Cultivo	Nativo	Ecótono Total	Cultivo	Nativo	Floresta Total	
<i>Pheidole nitella</i>							8	2	1	1
<i>Pheidole</i> sp1	3	13	16	1	8	9	6	36	42	5
<i>Pheidole</i> sp11	4	1	5	6	1	7	4	4	8	2
<i>Pheidole</i> sp12		1	1	1		1				2
<i>Pheidole</i> sp13					1	1		5	5	6
<i>Pheidole</i> sp14		2	2		11	11		12	12	25
<i>Pheidole</i> sp15	1		1	2	21	23	2	14	16	4
<i>Pheidole</i> sp16	3	27	3	1	29	3	8	54	62	122
<i>Pheidole</i> sp17	1	7	8	3	3	6	1	14	15	29
<i>Pheidole</i> sp18		1	1					2	2	3
<i>Pheidole</i> sp19								5	5	5
<i>Pheidole</i> sp2	1		1				5		5	6
<i>Pheidole</i> sp2					1	1				1
<i>Pheidole</i> sp21		1	1				1	1	2	3
<i>Pheidole</i> sp22								3	3	3
<i>Pheidole</i> sp3	28	1	29	25		25	19	4	23	77
<i>Pheidole</i> sp4	2		2	2		2	4		4	8
<i>Pheidole</i> sp5	1		1		3	3	1	7	8	12
<i>Pheidole</i> sp6		3	3		4	4	5	23	28	35
<i>Pheidole</i> sp7		1	1		2	2		8	8	11
<i>Pheidole</i> sp8					2	2	3	2	5	7
<i>Pheidole</i> sp9	3	59	62	3	5	8		19	19	224
<i>Sericomyrmex</i> sp1		8	8		24	24	3	55	58	9
<i>Sericomyrmex</i> sp2								1	1	1
<i>Strumigenys</i> sp1	1	3	4		2	2	1	1	2	8

Tabela S2 – Espécies de formigas registradas dentro do cultivo de soja e no interior do habitat nativo em seus respectivos tipos de ambiente: Cerrado, ecótono e Floresta.

Espécies	Cerrado			Ecótono			Floresta			Total Geral
	Cultivo	Nativo	Cerrado Total	Cultivo	Nativo	Ecótono Total	Cultivo	Nativo	Floresta Total	
<i>Strumigenys</i> sp2					1	1				1
<i>Strumigenys</i> sp3								1	1	1
<i>Trachymyrmex</i> sp1		3	3		3	3		22	22	28
<i>Trachymyrmex</i> sp2		2	2		3	3		41	41	46
<i>Trachymyrmex</i> sp3								1	1	1
<i>Wasmannia auropunctata</i>								1	1	1
<i>Crematogaster</i>		3	3					4	4	7
<i>Crematogaster brasiliensis</i>					15	15	1	18	19	34
<i>Crematogaster carinata</i>		5	5		11	11	1	36	37	53
<i>Crematogaster levior</i>							1		1	1
<i>Crematogaster limata</i>		1	1		1	1		18	18	29
<i>Crematogaster longispina</i>					1	1		3	3	4
<i>Crematogaster nigropilosa</i>		1	1					5	5	6
<i>Crematogaster stollii</i>							1		1	1
<i>Crematogaster tenuicula</i>	1		1		5	5		11	11	17
<i>Tetramorium aff bicarinatum</i>							3		3	3
<i>Tetramorium</i> sp1								1	1	1
<i>Tetramorium</i> sp2								1	1	1
<i>Rogeria</i> sp1								1	1	1
<i>Solenopsis</i> sp1	1	2	3		5	5	4	1	5	22
<i>Solenopsis</i> sp2		1	1		1	1		3	3	5
<i>Solenopsis</i> sp3		31	31	2	22	24	5	21	26	81
<i>Solenopsis</i> sp4					1	1		1	1	2
<i>Solenopsis</i> sp5		4	4		7	7	7	33	4	51
<i>Solenopsis</i> sp6								1	1	1

Tabela S2 – Espécies de formigas registradas dentro do cultivo de soja e no interior do habitat nativo em seus respectivos tipos de ambiente: Cerrado, ecótono e Floresta.

Espécies	Cerrado			Ecótono			Floresta			Total Geral
	Cultivo	Nativo	Cerrado Total	Cultivo	Nativo	Ecótono Total	Cultivo	Nativo	Floresta Total	
<i>Solenopsis</i> sp7					1	1				1
Subfamília Ponerinae										
<i>Anochetus</i> sp1		1	1		2	2	1	4	5	8
<i>Anochetus</i> sp2		1	1	1	1	2		2	2	5
<i>Hypoponera</i> sp1	1		1	1		1	8	2	1	12
<i>Hypoponera</i> sp2					1	1		2	2	3
<i>Hypoponera</i> sp3								1	1	1
<i>Hypoponera</i> sp4		1	1		1	1		4	4	6
<i>Leptogenys</i> sp1								1	1	1
<i>Mayaponera constricta</i>							1		1	1
<i>Mayaponera</i> sp1								2	2	2
<i>Neoponera apicalis</i>					3	3	1	48	49	52
<i>Neoponera commutata</i>		1	1		4	4	2	14	16	21
<i>Neoponera verena</i>								27	27	27
<i>Odontomachus</i> sp1					1	1		3	3	4
<i>Odontomachus</i> sp2					1	1		4	4	5
<i>Odontomachus</i> sp3		1	1		18	18	1	18	19	38
<i>Odontomachus</i> sp4		1	1					5	5	6
<i>Odontomachus</i> sp5								2	2	2
<i>Pachycondyla crassinoda</i>		3	3	2	19	21		64	64	88
<i>Pachycondyla harpax</i>		4	4		1	1	3	22	25	39
<i>Pachycondyla inversa</i>					1	1		2	2	3
Subfamília Pseudomyrmicinae										
<i>Pseudomyrmex aff peruvianus</i>								1	1	1
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>		2	2		2	2		2	2	6

Tabela S2 – Espécies de formigas registradas dentro do cultivo de soja e no interior do habitat nativo em seus respectivos tipos de ambiente: Cerrado, ecótono e Floresta.

Espécies	Cerrado			Ecótono			Floresta			Total Geral
	Cultivo	Nativo	Cerrado Total	Cultivo	Nativo	Ecótono Total	Cultivo	Nativo	Floresta Total	
<i>Pseudomyrmex</i> sp1		2	2		3	3		6	6	11
<i>Pseudomyrmex</i> sp6		1	1							1
<i>Pseudomyrmex tenuis</i>		3	3		3	3		15	15	21
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> sp1		2	2		1	1		2	2	5
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> sp2		1	1		2	2				3
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>		31	31		12	12		3	3	46
<i>Dúvida</i> sp					2	2		1	1	3
Riqueza total	21	88	109	27	111	128	57	15	72	176
Abundância total	79	747	826	97	862	959	323	1887	221	3994

Material suplementar artigo 02

Tabela S1. Número dos pontos* amostrados com suas respectivas coordenadas geográficas e municípios representativos.

Locais	Longitude	Latitude	Municípios
1	58°14'48W	11°57'01S	Brasnorte
2	58°12'54W	11°57'12S	Brasnorte
4	58°12'28W	11°59'35S	Brasnorte
5	58°18'08W	11°58'00S	Brasnorte
6	58°28'28W	13°24'26S	Sapezal
7	58°26'23W	13°23'33S	Sapezal
8	58°27'56W	13°28'05S	Sapezal
9	58°36'09W	13°27'32S	Sapezal
10	58°36'09W	13°27'32S	Sapezal
11	58°28'10W	13°39'45S	Sapezal
12	57°05'11W	13°20'21S	Nova Maringá
13	57°03'13W	13°18'22S	Nova Maringá
14	57°01'47W	13°16'09S	Nova Maringá
15	57°04'45W	13°15'02S	Nova Maringá
16	57°04'42W	13°08'40S	Nova Maringá
17	57°01'45W	13°08'21S	Nova Maringá
18	57°17'33W	14°30'05S	Santo Afonso
19	57°23'47W	14°39'58S	Tangará da Serra
20	57°43'26W	14°19'55S	Tangará da Serra
21	57°45'13W	14°18'52S	Tangará da Serra
22	57°32'40W	14°14'29S	Nova Marilândia
23	57°37'57W	14°03'09S	Diamantino
24	57°35'50W	14°04'22S	Diamantino
25	57°33'41W	13°59'58S	Diamantino
26	57°36'20W	14°00'34S	Diamantino
27	58°03'45W	13°25'17S	Campo Novo do Parecis
28	58°07'02W	13°17'45S	Campo Novo do Parecis
29	58°04'19W	13°15'39S	Campo Novo do Parecis
30	58°06'35W	13°15'22S	Campo Novo do Parecis
31	57°55'12W	13°19'09S	Campo Novo do Parecis
32	57°58'47W	13°19'22S	Campo Novo do Parecis
33	57°58'12W	14°13'19S	Campo Novo do Parecis
34	57°55'55W	14°07'38S	Campo Novo do Parecis
36	57°53'19W	14°11'05S	Campo Novo do Parecis
37	57°57'36W	14°22'35S	Tangará da Serra
38	57°52'55W	13°02'38S	Brasnorte
39	57°50'13W	13°02'46S	Brasnorte
40	58°06'27W	12°27'30S	Brasnorte
41	58°09'48W	12°25'09S	Brasnorte
42	57°25'10W	14°37'15S	Tangará da Serra
43	58°09'40W	12°25'32S	Brasnorte
44	57°25'66W	14°37'19S	Tangará da Serra

*Ao total foram coletadas 44 áreas, mas por motivos de problemas com os *pitfalls* na amostragem dos pontos 03 e 35, excluimos de nossos resultados, dessa forma ficando 42 ao total.

Tabela S2. Espécies capturas nas armadilhas com e sem isca dentro dos habitats nativos amostrados no Estado de Mato Grosso - Brasil.

Espécies	Armadilhas		Total Geral
	Com isca	Sem isca	
Subfamília Dolichoderinae			
<i>Azteca</i> sp1	2	2	4
<i>Azteca</i> sp2	1		1
<i>Dolichoderus aff rugosus</i>	11	4	15
<i>Dolichoderus attelaboides</i>	8	3	11
<i>Dolichoderus decollatus</i>	3	1	4
<i>Dolichoderus imitator</i>	27	21	48
<i>Dolichoderus</i> sp3	1		1
<i>Dorymyrmex brunneus</i>	12	4	16
<i>Dorymyrmex pyramycus</i>	15	14	29
<i>Linepithema</i> sp1	13	25	38
<i>Linepithema</i> sp2		1	1
<i>Tapinoma</i> sp1		1	1
Subfamília Dorylinae			
<i>Labidus</i> sp1	1	1	2
Subfamília Ectatomminae			
<i>Ectatomma edentatum</i>	29	33	62
<i>Ectatomma lugens</i>	4	7	11
<i>Ectatomma permagnum</i>	5	3	8
<i>Ectatomma tuberculatum</i>	27	14	41
<i>Gnamptogenys haensch</i>		1	1
<i>Gnamptogenys moelleri</i>	13	6	19
<i>Gnamptogenys</i> sp2	9	2	11
<i>Gnamptogenys</i> sp3	26	7	33
<i>Gnamptogenys</i> sp4	5	8	13
Subfamília Formicinae			
<i>Brachymyrmex</i> sp1	10	15	25
<i>Brachymyrmex</i> sp2	9	6	15
<i>Camponotus aff atriceps</i>	55	17	72
<i>Camponotus femoratus</i>	1	2	3
<i>Camponotus</i> sp1	98	45	143
<i>Camponotus</i> sp10		3	3
<i>Camponotus</i> sp11	3	5	8
<i>Camponotus</i> sp12		4	4
<i>Camponotus</i> sp13	2	5	7
<i>Camponotus</i> sp14		1	1
<i>Camponotus</i> sp15	4	1	5
<i>Camponotus</i> sp16	2		2
<i>Camponotus</i> sp17	1		1
<i>Camponotus</i> sp2	73	55	128

<i>Camponotus</i> sp21	4		4
<i>Camponotus</i> sp23	1		1
<i>Camponotus</i> sp3	1	2	3
<i>Camponotus</i> sp4	19	10	29
<i>Camponotus</i> sp5	15	7	22
<i>Camponotus</i> sp6	30	18	48
<i>Camponotus</i> sp7		4	4
<i>Camponotus</i> sp8	56	10	66
<i>Camponotus</i> sp9		1	1
<i>Gigantiops destructor</i>	38	41	79
<i>Nylanderia</i> sp1	42	33	75
Subfamília Myrmicinae			
<i>Acromyrmex</i> sp1	11	22	33
<i>Acromyrmex</i> sp2	44	22	66
<i>Acromyrmex</i> sp3	4		4
<i>Acromyrmex</i> sp4		2	2
<i>Acromyrmex</i> sp5	1		1
<i>Apterostigma megacephala</i>	10	7	17
<i>Apterostigma</i> sp1	1	3	4
<i>Apterostigma</i> sp2		1	1
<i>Apterostigma</i> sp3		1	1
<i>Atta</i> sp1	5	4	9
<i>Atta</i> sp2	108	45	153
<i>Atta</i> sp3	6	1	7
<i>Atta</i> sp4		2	2
<i>Basiceros militaris</i>	1		1
<i>Cephalotes atratus</i>	3	4	7
<i>Crematogaster</i> sp	1	3	4
<i>Crematogaster brasiliensis</i>	12	14	26
<i>Crematogaster carinata</i>	27	19	46
<i>Crematogaster limata</i>	18	4	22
<i>Crematogaster longispina</i>	2	3	5
<i>Crematogaster nigropilosa</i>	3	1	4
<i>Crematogaster tenuicula</i>	2	5	7
<i>Cyphomyrmex</i> sp1	4	1	5
<i>Cyphomyrmex</i> sp2	1	1	2
<i>Cyphomyrmex</i> sp3	2		2
<i>Cyphomyrmex</i> sp6		1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp8		1	1
<i>Cyphomyrmex</i> sp9		1	1
<i>Daceton armigerum</i>	1		1
<i>Mycocepurus smithii</i>		2	2
<i>Myrmicocrypta</i> sp1		1	1
<i>Myrmicocrypta</i> sp2		1	1

<i>Ochetomyrmex neopolitus</i>		6	6
<i>Ochetomyrmex semipolitus</i>		1	1
<i>Pheidole aff biconstricta</i>		1	1
<i>Pheidole aff bilimeki</i>		4	4
<i>Pheidole aff radoszkowskii</i>	14	47	61
<i>Pheidole aff transversostriata</i>	1	6	7
<i>Pheidole bufo</i>	6	9	15
<i>Pheidole gertrudae</i>	4	10	14
<i>Pheidole nitella</i>		2	2
<i>Pheidole sp1</i>	2	4	6
<i>Pheidole sp10</i>	29	9	38
<i>Pheidole sp11</i>		3	3
<i>Pheidole sp13</i>	4	4	8
<i>Pheidole sp14</i>	14	7	21
<i>Pheidole sp15</i>	9	14	23
<i>Pheidole sp16</i>	62	25	87
<i>Pheidole sp17</i>	5	13	18
<i>Pheidole sp18</i>	2	1	3
<i>Pheidole sp19</i>		1	1
<i>Pheidole sp20</i>		1	1
<i>Pheidole sp21</i>		1	1
<i>Pheidole sp22</i>	3		3
<i>Pheidole sp3</i>		1	1
<i>Pheidole sp5</i>	2	1	3
<i>Pheidole sp6</i>	2	15	17
<i>Pheidole sp7</i>		6	6
<i>Pheidole sp8</i>		3	3
<i>Pheidole sp9</i>	128	54	182
<i>Sericomyrmex sp1</i>	41	28	69
<i>Sericomyrmex sp2</i>	1		1
<i>Solenopsis sp1</i>	10	2	12
<i>Solenopsis sp2</i>		3	3
<i>Solenopsis sp3</i>	29	27	56
<i>Solenopsis sp4</i>		1	1
<i>Solenopsis sp5</i>	26	11	37
<i>Solenopsis sp6</i>		1	1
<i>Strumigenys sp1</i>	1	3	4
<i>Strumigenys sp2</i>		1	1
<i>Strumigenys sp3</i>		1	1
<i>Tetramorium sp1</i>		1	1
<i>Tetramorium sp2</i>	1		1
<i>Trachymyrmex sp1</i>	13	6	19
<i>Trachymyrmex sp2</i>	9	21	30
<i>Trachymyrmex sp3</i>	1		1

<i>Wasmannia auropunctata</i>		1	1
Subfamília Ponerinae			
<i>Anochetus</i> sp1	3	1	4
<i>Anochetus</i> sp2	1	1	2
<i>Hypoponera</i> sp1		1	1
<i>Hypoponera</i> sp2		2	2
<i>Hypoponera</i> sp4	6		6
<i>Leptogenys</i> sp1		1	1
<i>Mayaponera</i> sp1	2		2
<i>Neoponera apicalis</i>	19	17	36
<i>Neoponera commutata</i>	4	4	8
<i>Neoponera verenae</i>	12	13	25
<i>Odontomachus</i> sp1		1	1
<i>Odontomachus</i> sp2	3	2	5
<i>Odontomachus</i> sp3	20	9	29
<i>Odontomachus</i> sp5		1	1
<i>Pachycondyla crassinoda</i>	31	26	57
<i>Pachycondyla harpax</i>	9	12	21
<i>Pachycondyla inversa</i>	2	1	3
Subfamília Pseudomyrmicinae			
<i>Pseudomyrmex aff peruvianus</i>		1	1
<i>Pseudomyrmex gracilis</i>	3	1	4
<i>Pseudomyrmex</i> sp1	2	6	8
<i>Pseudomyrmex</i> sp6	1		1
<i>Pseudomyrmex tenuis</i>	7	8	15
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> sp1	2	1	3
<i>Pseudomyrmex tenuis</i> sp2	2	1	3
<i>Pseudomyrmex termitarius</i>	15	11	26
<i>Dúvida</i>	1		1
Número total de espécies exclusivas	19	43	62
Número de espécies total	107	131	150
Número de ocorrências total	1507	1092	2599