



GUILHERME PEREIRA ALVES

**COBERTURA VEGETAL DA PAISAGEM AFETA A
REMOÇÃO DE DIÁSPOROS POR FORMIGAS**

**LAVRAS – MG
2020**

GUILHERME PEREIRA ALVES

**COBERTURA VEGETAL DA PAISAGEM AFETA A
REMOÇÃO DE DIÁSPOROS POR FORMIGAS**

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

Prof. Dra. Carla Rodrigues Ribas

Orientadora

LAVRAS – MG

2019

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Alves, Guilherme Pereira.

A cobertura florestal da paisagem afeta negativamente a remoção de diásporos por formigas / Guilherme Pereira Alves. - 2019.

21 p.

Orientador(a): Carla Rodrigues Ribas.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2019.

Bibliografia.

1. Degradação. 2. Fragmentação. 3. Mata Atlântica. I. Ribas, Carla Rodrigues. II. Título.

GUILHERME PEREIRA ALVES

**COBERTURA VEGETAL DA PAISAGEM AFETA A REMOÇÃO DE DIÁSPOROS
POR FORMIGAS**

**VEGETABLE COVERAGE OF THE LANDSCAPE AFFECTS THE REMOVAL OF
DIASPORTS BY ANTS**

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

Aprovada em 11 de dezembro de 2019

Dra. Carla Rodrigues Ribas UFLA

Dra. Vanessa Leite Rezende UFLA

Dra. Leticia Maria Vieira UFLA

Dr. Fabricio Beggiato Bacaro UFAM

Prof. Dra. Carla Rodrigues Ribas

Orientadora

LAVRAS – MG

2019

AGRADECIMENTOS

A todos os envolvidos nas coletas dos dados, por estarem dispostos a coletarem ao longo de quatro meses e por sempre se manterem animados durante esse tempo.

A todos os professores e estudantes envolvidos no projeto maior do qual este se originou, por toda a discussão e apoio necessários para que este projeto se concretizasse.

A Tainá, por disponibilizar os dados sobre a cobertura florestal das paisagens.

Ao Julio, por disponibilizar os dados de serrapilheira.

Ao Laboratório de Ecologia, do departamento de ecologia florestal, por ajudar na triagem dos dados.

À Universidade Federal de Lavras, principalmente ao Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada pelas condições de desenvolver este mestrado.

Aos professores e professoras do Programa de Pós-graduação em Ecologia Aplicada pelos ensinamentos e pela oportunidade de aprender.

Aos amigos que fiz nessa caminhada, principalmente os da ecologia, pelas conversas, pelos cafés e cervejas.

Aos membros do Laboratório de Ecologia de Formigas, por todos os momentos bom dentro e fora do laboratório e por todas as discussões sobre ecologia e sobre formigas. Em particular ao Chaim, por auxiliar nas análises estatísticas e ao Antônio, por auxiliar no processo de escrita.

À minha orientadora, Carla, por todo o auxílio durante essa caminhada. Por todas as conversas sobre ecologia e sobre formigas, por todos os momentos que precisei de alguém para conversar sobre problemas acadêmicos ou não e, principalmente, pela paciência.

À Ellen, por esclarecer todas as dúvidas sobre os processos burocráticos.

A Alice, minha companheira, por sempre estar ao meu lado nos momentos bons e ruins.

A minha família, por sempre apoiar minhas decisões e dar todo o suporte.

Ao CNPq, por financiar o projeto maior no qual este mestrado está inserido.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Resumo Geral

O homem tem modificado os ecossistemas terrestres através de atividades que geram a perda de habitat naturais e, conseqüentemente, a diminuição da biodiversidade terrestre (e.g. simplificação das comunidades e perda de serviços e funções ecológicas). Nas últimas décadas o ritmo da fragmentação causada pelo homem tem se tornado mais acelerado, principalmente com o aumento das áreas de agricultura, extração de madeiras e desenvolvimento das cidades. Neste estudo focamos especificamente na remoção de diásporos exercida pelas formigas, função extremamente importante para o funcionamento do meio ambiente, pois pode aumentar as chances de germinação das sementes e afeta a sobrevivência, abundância e distribuição das plantas. Tendo esse contexto em vista o nosso objetivo foi entender como a remoção de diásporos exercidas pelas formigas é afetada pela perda da cobertura florestal da paisagem. O estudo foi realizado em 30 paisagens, possuindo cobertura florestal variada, no bioma Mata Atlântica situadas no estado de Minas Gerais, Brasil. Posicionamos, em cada paisagem amostrada, quatro pontos amostrais espaçados por 20 metros um do outro, em um fragmento no centro da paisagem. Disponibilizamos, por 24 horas, 100 diásporos artificiais em cada um dos pontos amostrais. Após isso, contabilizamos quantos diásporos foram removidos. Utilizamos Modelos Lineares Generalizados para testar se a porcentagem de cobertura florestal em uma paisagem afeta a remoção de diásporos no fragmento. Encontramos que porcentagem de cobertura florestal da paisagem se correlaciona negativamente com a remoção de sementes. A mudança no uso do solo em paisagens com menor cobertura florestal também pode ter modificado a composição de espécies da paisagem, sendo assim, mais espécies, possivelmente, poderiam desempenhar o papel de removedoras. Nossos resultados podem fortalecer a importância das formigas em relação à remoção de diásporos em paisagens com menor cobertura florestal, pois, em tais paisagem elas poderiam ser utilizadas para iniciar um processo de recuperação.

Palavras Chave: Degradação. Fragmentação. Sementes. Mata Atlântica.

ABSTRACT

Humans have modified terrestrial ecosystems through activities that cause natural habitat loss, and consequently the reduction of terrestrial biodiversity (e.g. simplification of communities and loss of ecological services and functions). In recent decades the pace of anthropogenic fragmentation has become more rapid, especially as agricultural areas, logging and urban development have increased. In this study we focus specifically on the removal of diaspores by ants, an extremely important ecological function, as it can increase the chances of seed germination, affect plant survival, abundance and distribution. In this context, our aim was to understand how the removal of diaspores by ants is affected by the loss of landscape forest cover. The study was conducted in 30 landscapes with different levels of forest cover of the Atlantic Forest biome, in Minas Gerais state, Brazil. In each sampled landscape, we placed four sample points 20 meters apart from each other in a fragment in the center of the landscape. We provided 100 artificial diaspores at each of the sampling points for 24 hours, and then counted how many diaspores were removed. We used Generalized Linear Models to test whether the percentage of forest cover in a landscape affects the removal of diaspores. We found that the percentage of forest cover in the landscape correlates negatively with seed removal. Land use change in landscapes with less forest cover may also have modified species composition, so more species could possibly perform the role of seed remover. Our results strengthen our knowledge of the importance of ants in relation to diaspore removal in landscapes with less forest cover, because they could initiate recovery of this more degraded environment.

Keywords: Degradation. Fragmentation. Seeds. Atlantic Forest.

SUMÁRIO

1 Introdução.....	8
2 Materiais e Métodos.....	9
2.1 Área de Estudo.....	9
2.2 Desenho Amostral.....	11
2.3 Análise Estatística.....	12
3 Resultados.....	12
4 Discussão.....	13
5 Conclusão.....	15
REFERÊNCIAS.....	16

1 Introdução

As atividades antrópicas têm modificado os ecossistemas terrestres (Steffen et al. 2015) e a perda de habitat é um dos principais fatores ligados à diminuição da biodiversidade (Newbold, 2015). Essas atividades se baseiam na substituição das áreas naturais por ambientes antropizados (Reid et al., 2005). A perda e a fragmentação de habitats são duas das consequências mais comuns da conversão de paisagens naturais. Nas últimas décadas, o aumento das áreas de agricultura, extração de madeiras e desenvolvimento das cidades têm elevado o ritmo da fragmentação (Wright, 2005; Lewis, 2015), e, neste contexto, as mudanças na estrutura das comunidades (Dornelas et al. 2014), perda de serviços e funções ecossistêmicas (Mitchell et al. 2015) tornam-se consequências desses processos antrópicos. Para entender tais processos, muitos estudos têm avaliado e debatido os efeitos da perda de habitat relacionada à fragmentação de paisagens para populações animais (Jaeger et al, 2000; Ewers & Didham, 2006; Fahrig, 2017).

A modificação da paisagem causada, por exemplo, pela perda de cobertura florestal nativa e diminuição da conectividade entre ambientes pode afetar negativamente o funcionamento de um ambiente (Córdova-Lepe et al., 2018). Para medir o efeito de tais mudanças, podemos usar como organismo modelo as formigas, uma vez que elas são sensíveis às mudanças ambientais (Philpott et al, 2010 Ribas et al., 2012), bastante numerosas nos ambientes terrestres, possuem método de amostragem relativamente simples (Agosti e Alonso, 2000) e taxonomia relativamente bem conhecida (Baccaro et al. 2015). Além disso, elas desempenham funções ecológicas chave para o funcionamento do ecossistema, tais como predação de pequenos invertebrados, dispersão de diásporos e polinização (Hölldobler e Wilson 1990, Rico-Gray e Oliveira 2007, Blüthgen e Feldhaar, 2010). Por esses motivos, podemos considerá-las como um bom modelo ecológico para medir os efeitos causados por mudanças ambientais (Tiede et. al. 2017).

A composição das assembleias de formigas pode ser afetada pela fragmentação florestal quando associada a mudanças na estrutura do habitat como, por exemplo, abertura do dossel, estrutura da vegetação e riqueza de plantas (Underwood e Fisher, 2006; Hoffmann, 2010; Yusah, 2016), e esses efeitos também podem afetar negativamente a riqueza de espécies de formigas (Vasconcelos, 2006; Amaral, 2019). Dentre as funções ecológicas exercidas pelas formigas, a remoção de diásporos se mostra extremamente importante, pois aumenta as chances

de germinação das sementes, afeta a sobrevivência, abundância e distribuição das plantas (Gallegos, 2014). Porém, essa função pode ser afetada negativamente pelas mudanças da paisagem (Leal et al., 2013), como pela perda de cobertura florestal (Rocha-Ortega et al., 2017).

Nesse contexto, o nosso objetivo neste trabalho foi entender como a remoção de diásporos exercidas pelas formigas é afetada pela perda de cobertura florestal nativa da paisagem. Nós testamos a hipótese que, quanto maior a cobertura florestal na paisagem, maior será a remoção de diásporos em um fragmento no centro da mesma.

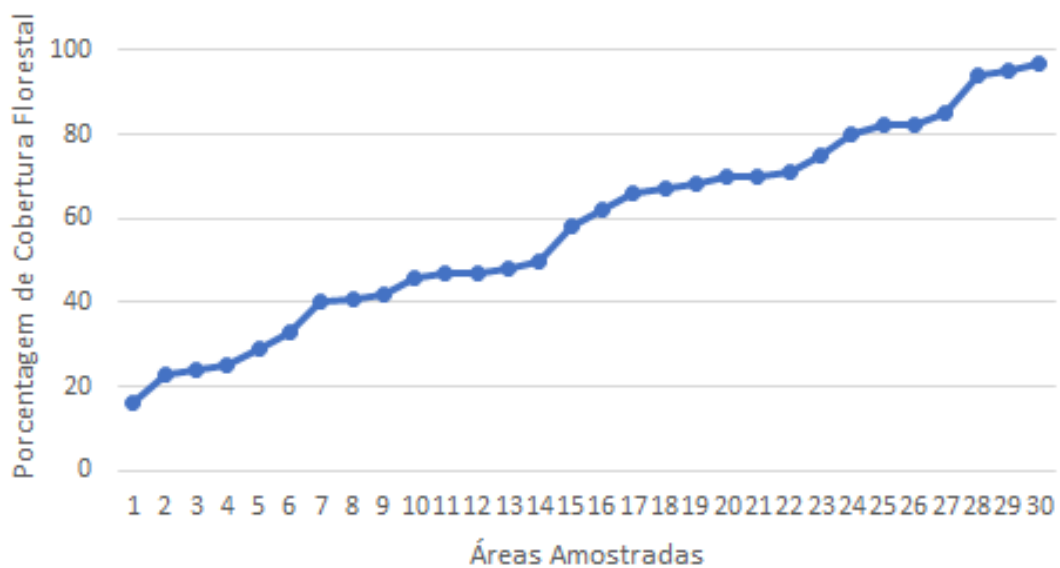
2 Materiais e métodos

2.1 Área de estudo

Nosso estudo foi realizado em 30 paisagens inseridas dentro do bioma Mata Atlântica situadas no estado de Minas Gerais, Brasil, nas mesorregião Sul e Sudoeste do estado. A vegetação desta região pode ser classificada em Floresta Ombrófila Montana, Floresta Ombrófila Alto Montana e Floresta Estacional Semidecidual Montana. O clima é classificado como Cwa (clima temperado úmido com inverno seco e verão quente) e Cwb (clima temperado úmido com inverno seco e verão moderadamente quente). Para os ambientes Cwa, os meses onde o volume médio de chuva é maior são novembro e dezembro, com médias mensais de mais de 220 mm. As temperaturas médias são de 19.7°C e 22.7°C, para inverno e verão, respectivamente. Já para os ambientes Cwb, os meses onde o volume médio de chuva é maior estão entre novembro e fevereiro, com precipitação média de 230 mm. As temperaturas médias são de 14.3°C e 17°C, para inverno e verão, respectivamente (De Sá Júnior, 2012).

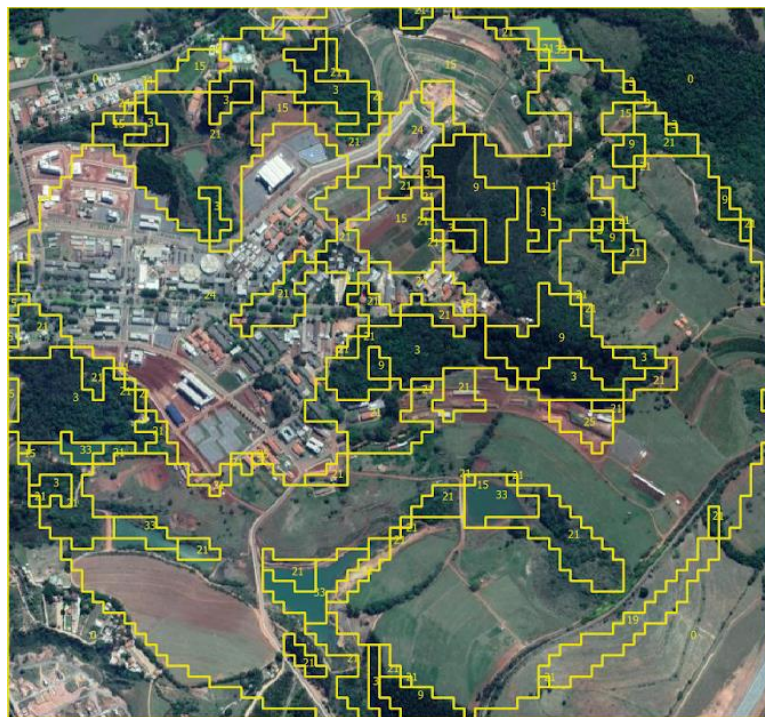
As paisagens em que estes fragmentos estão inseridos variam em porcentagem de cobertura florestal, de 16% de cobertura até 97% (Figura 1). Em cada paisagem escolhemos um fragmento florestal e, a partir deste fragmento, plotamos um buffer de 2 km que representaria a paisagem. As coletas foram feitas no centro do fragmento escolhido. As bordas de todos os buffers das paisagens selecionados estão distantes entre si por, pelo menos, um quilômetro. As porcentagens de cobertura florestal dentro dos buffers foram obtidas utilizando o software ArcGIS, utilizando a área da formação florestal dividida pela área total com todos os outros usos do solo para obter a porcentagem de cobertura florestal na paisagem (Figura 2).

Figura 1: Variação da porcentagem de cobertura florestal da paisagem de cada fragmento amostrado na mesorregião Sul e Sudoeste do estado de Minas Gerais, no bioma Mata Atlântica



Fonte: do autor (2019).

Figura 2: Representação da porcentagem de cobertura florestal de uma área. Na paisagem temos 23% de cobertura florestal dentro do buffer.



Fonte: do autor (2019).

2.2 Desenho amostral

As coletas foram realizadas de janeiro a abril de 2019, na estação chuvosa. Para avaliarmos a remoção de diásporos, foi posicionado, em cada uma das áreas amostradas, quatro pontos amostrais espaçados por 20 metros um do outro. Foram disponibilizados, por 24 horas, 100 diásporos artificiais em cada um dos pontos amostrais. Após isso, contabilizamos quantos diásporos foram removidos em cada fragmento.

Para simular os diásporos foram utilizadas miçangas de 0,03 g e 2 mm de diâmetro, envoltas em uma massa atrativa (75% gordura vegetal hidrogenada, 4,8% de frutose, 0,5 % de sacarose, 4,7% glicose, 7% caseína, 3% carbonato de cálcio, 5% de maltodextrina) (Raimundo et. al. 2004; Bieber et. al., 2014; Rabello et. al., 2014). Escolhemos utilizar diásporos artificiais para minimizar problemas com relação a escassez de diásporos naturais durante o período de realização do experimento, além de variações químicas e morfológicas que os naturais podem apresentar (Angotti et. al., 2018). A utilização de diásporos artificiais também ajuda a padronizar a metodologia. Por fim, ao utilizar frutos artificiais, não haverá problemas decorrentes de uma possível germinação (Angotti et. al., 2018). Também posicionamos gaiola, construída a partir de uma tela de arame, em cima dos diásporos para evitar a ação de vertebrados.

Coletamos algumas variáveis que podem ter influência no comportamento das formigas, tais como: temperatura, umidade, incidência de luz e quantidade de serapilheira. Essas variáveis também podem influenciar, direta ou indiretamente, a remoção de diásporos (Traniello 1989; Lima e Antonialli-Junior 2013). A temperatura é um fator que influencia a distribuição e a estruturação da comunidade de formigas (Wittman et al., 2010). A umidade pode ter efeitos diretos e indiretos no forrageamento das formigas (Farji-Brener et al., 2018). Além disso, a temperatura e umidade também têm ligação com a atividades das formigas (Dornhaus et al., 2010). A cobertura de dossel pode proporcionar condições mais favoráveis para a comunidade de artrópodes, uma vez que pode levar a um microclima mais estável e com maior disponibilidade de recursos (Levings, 1982). A serapilheira no solo pode auxiliar na criação de microhabitats mais propícios para o forrageamento das formigas, uma vez que, dependendo das suas proporções, podem influenciar na dificuldade de chegar ao recurso ou até mesmo impedir o acesso ao mesmo (Farji-Brener et al. 2004; Karungi et al. 2015).

Instalamos, em cada uma das áreas, um datalogger que registrava a temperatura a cada meia hora. Em cada um dos pontos amostrais, utilizamos uma lente olho de peixe para retirada de uma foto de dossel. Em laboratório, o software Gap Light Analyzer foi utilizado para obter os dados de abertura de dossel (Frazer et al., 1999). Nos mesmos pontos, coletamos 30 cm² de serapilheira que, em laboratório, com o auxílio de uma estufa, foi pesado para obtermos o peso seco de serapilheira.

2.3 Análises Estatísticas

Inicialmente, utilizamos um teste de *Shapiro-wilk* para testar a normalidade das variáveis coletadas e saber qual teste de correlação melhor se ajustava a elas (Royston, P. 1993, Thode Jr., H.C. 2002). Após não encontrarmos variáveis com distribuição normal, testamos a correlação das variáveis amostradas utilizando o teste de *Spearman* (Conover W. J., 1999). Nenhuma das variáveis testadas se correlacionou ($p > 0,05$). Após isso, construímos Modelos Lineares Generalizados (GLMs) (Crawley, 2011), onde a proporção de remoção de diásporos foi a variável resposta e a porcentagem de cobertura florestal, a umidade média, a abertura de dossel, temperatura média e peso seco de serapilheira, as variáveis explicativas. Nos modelos, utilizamos a distribuição de erros binomial e ajustamos para quasibinomial após observarmos sobredispersão. A ordem em que as variáveis foram colocadas no modelo seguiu a ordem do maior para o menor valor de R da correlação com a porcentagem de cobertura florestal. O modelo foi simplificado com a retirada de todas as variáveis não-significativas. As análises estatísticas foram feitas no software R (R Development Core Team., 2018).

3 Resultados

A remoção de diásporos variou de 12,25% a 100% nas paisagens amostradas. Em relação à variação de cada uma das variáveis explicativas, a porcentagem de cobertura florestal na paisagem variou de 16% a 97%, a temperatura média variou de 15,5°C até 21,5°C, a umidade média variou de 83,60% até 98%, abertura de dossel variou de 4,89% até 25,59% e, por fim, o peso seco de serapilheira variou de 14 g a 55 g.

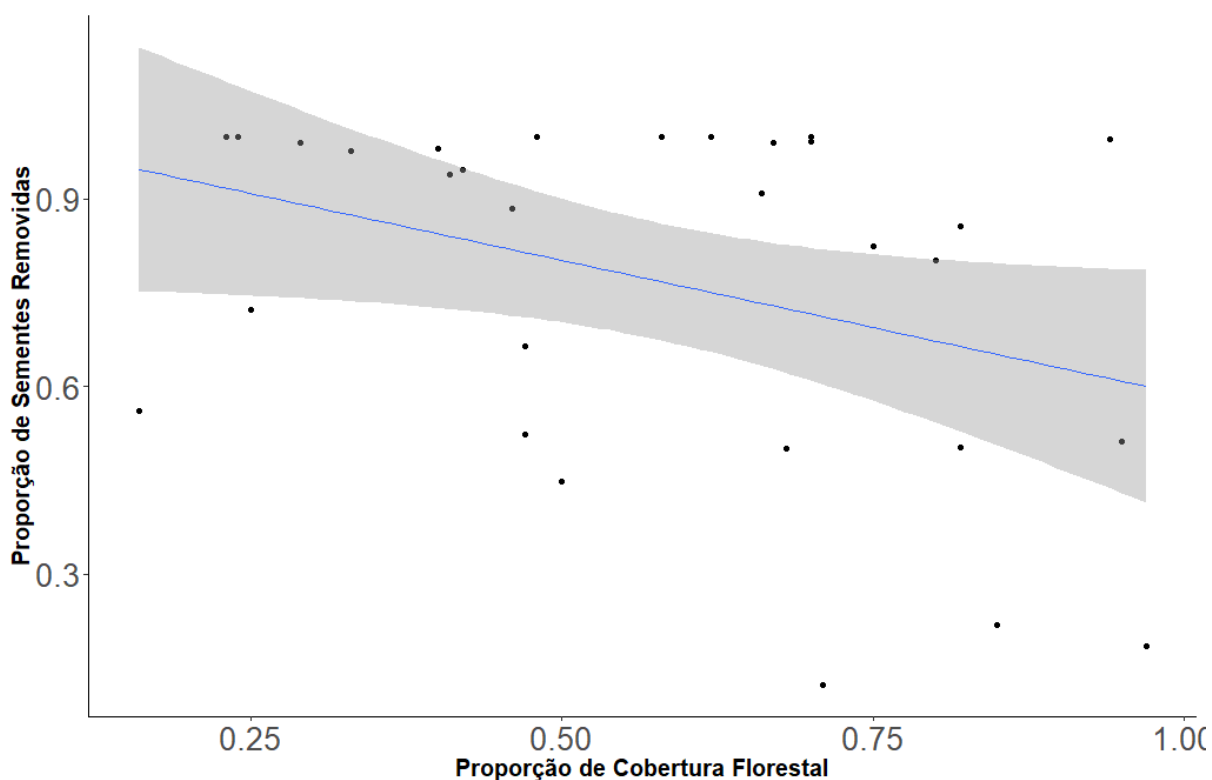
A porcentagem de cobertura florestal na paisagem influenciou negativamente a remoção de diásporos ($F = 4,275$; $p = 0,048$; Figura 3). Já as outras variáveis não tiveram influência na remoção de diásporos por formigas (Tabela 1).

Tabela 1: Valores de F e p referentes a influência das variáveis explicativas coletadas na remoção de diásporos por formigas.

	Valor de F	Valor de p
Porcentagem de Cobertura Florestal	4,275	0,048
Serapilheira	0,104	0,749
Temperatura Média	0,351	0,559
Umidade Média	2,756	0,109
Abertura de Dossel	2,074	0,163

Fonte: do autor (2019).

Figura 3: Relação entre a proporção de sementes removidas em uma área e a proporção de cobertura florestal desta mesma área.



Fonte: do autor (2019).

4 Discussão

Contrariando o que esperávamos inicialmente, a quantidade de diásporos artificiais removidos por formigas em paisagens florestais da Mata Atlântica foi afetada negativamente pela porcentagem de cobertura florestal deste ambiente, ou seja, quanto maior a cobertura florestal na paisagem, menor a remoção de diásporos nos fragmentos. Isso pode ter ocorrido

pois em paisagens com porcentagens de cobertura florestal maiores, as formigas têm a possibilidade de forragear por toda a área, já que é, em sua maior parte, um ambiente florestal. Assim, as formigas podem distribuir seu forrageamento no fragmento amostrado e em seu entorno. Dessa forma, o forrageamento pode cobrir grande parte da paisagem. Já em paisagens com menor cobertura florestal, as formigas possuem uma área menor de floresta para forragear, talvez concentrando sua atividade nos fragmentos amostrados e aumentando, assim, a quantidade de remoção nos mesmos.

Outro motivo que pode explicar o resultado encontrado é que paisagens com menor cobertura florestal possuem uma maior heterogeneidade no uso do solo. Ambientes com mais tipos de uso do solo podem modificar a diversidade de espécies total da paisagem (Wang et al. 2001; Bruhn, 2003). A maior riqueza de espécies e a composição diferenciada podem ter aumentado as possibilidades de espécies removedoras de diásporos, uma vez que nestes ambientes não florestais podem existir espécies mais generalistas em relação às condições e recursos. Além disso, tais espécies podem dominar os recursos com mais eficiência (Lima et al. 2013) aumentando, assim, a remoção de diásporos nos fragmentos analisados.

A remoção de diásporos desempenhada por formigas ser negativamente relacionada a cobertura florestal pode fortalecer a importância das formigas em paisagens com pouca cobertura florestal. Nestes ambientes mais degradados, onde os dispersores primários podem ter sua abundância e diversidade reduzida (Bieber et al. 2013), os insetos se tornam ainda mais importantes para esta função (Linabury, 2019). Desta forma, a maior remoção de diásporos pelas formigas pode levar a maiores taxas de germinação das sementes.

Já em relação à ausência de influência das outras variáveis na remoção de diásporos, a temperatura, que variou 6 °C, também não teve influência. As formigas são um grupo que possuem alta tolerância térmica (Kaspari et al., 2015; Costa et al. 2018) e essa tolerância varia entre cada espécie (Sunday et al. 2011). Assim, acreditamos que a variação de temperatura observada ainda esteja dentro do limite suportado pelas formigas dispersoras nestes fragmentos. Além disso, as formigas possuem mecanismos para evitar temperaturas que seriam prejudiciais às suas condições fisiológicas, tais como forragear nos horários mais apropriados ao longo do dia (Fitzpatrick et al., 2014).

Adicionalmente, a umidade média, que ficou sempre acima de 83%, não afetou a remoção de diásporos. A umidade relativa pode ser um limitante para a atividade das formigas

quando se mostra baixa. Entretanto, este não foi o caso. Embora tenha variado (14%), a porcentagem de umidade relativa sempre se manteve elevada, com teor mínimo sempre maior que 80%. Assim, a umidade pode não ter chegado a um limite crítico que afetasse o forrageamento das formigas.

A abertura de dossel, que variou 21%, também não influenciou a remoção de diásporos. Esperávamos que a remoção fosse maior em ambientes mais sombreados, uma vez que têm um microclima mais estável (Levings 1982) o que contribuiria para condições de forrageamento mais favoráveis (Wiescher et al. 2012; Wittman et al. 2010). Porém, todas as nossas áreas eram formações florestais com pouca abertura de dossel (máximo de 26%). Portanto, essa variável pode ter tido pouca importância para influenciar a remoção de diásporos, já que todas as nossas áreas eram relativamente bem sombreadas.

Por fim, a remoção de diásporos não foi influenciada pela quantidade de serapilheira. Maiores quantidades de serapilheira favorecem o forrageamento de formigas maiores e com comportamento de forrageamento solitário. Já espécies menores e que utilizam o recrutamento para explorar o recurso, são prejudicadas por esta condição (Wilkinson e Feener Jr. 2007). Entretanto, nesse estudo, as formigas responsáveis pela remoção conseguiriam forragear em áreas com qualquer quantidade de serapilheira.

5 Conclusão

A remoção de diásporos está relacionada às características das formigas que desempenham esta função, das sementes e do ambiente. A dispersão de diásporos por formigas é uma função extremamente importante, pois promove o estabelecimento de espécies vegetais em locais mais adequados, contribuindo, assim, para a manutenção do ecossistema.

Nosso estudo buscou entender como a remoção de sementes é influenciada por uma característica ambiental, a porcentagem de cobertura florestais da paisagem. Ao contrário do que nossa hipótese propunha, a quantidade de diásporos artificiais removidos por formigas foi afetada negativamente pela porcentagem de cobertura florestal da paisagem, ou seja, quanto maior a cobertura florestal na paisagem menor a remoção de diásporos nos fragmentos. Já as outras variáveis testadas não apresentaram valores significativos de influência.

Uma vez que as formigas removeram mais sementes em paisagens mais antropizadas, elas podem ser organismos-chave para o processo de recuperação natural desses ambientes.

Entretanto, destacamos a importância de estudos buscando avaliar como características funcionais e comportamentais das espécies de formiga estão relacionadas às características ambientais, às funções ecológicas desempenhadas por estas formigas, à qualidade da remoção e consequente dispersão. Destacamos, também, a importância de entender como outras variáveis de paisagem, como tamanho de fragmentos, forma e conectividade, estão relacionadas com a dispersão de diásporos. Estes estudos podem expandir os conhecimentos sobre a dispersão de diásporos desempenhada por formigas. Vale ressaltar que estudos que buscam explorar a qualidade da remoção de diásporos são extremamente importantes para melhorar o entendimento dessa função ecológica, uma vez que mais sementes removidas pode não significar, necessariamente, melhor qualidade de dispersão.

REFERÊNCIAS

- ANGOTTI, M.A; RABELLO, A.; SANTIAGO, G.; RIBAS, C. Seed removal by ants in tropical savannas: optimizing fieldwork. **Sociobiology**, v. 65, p. 155, 2018.
- BACCARO, F.B. et al. (2015) Chaves para as subfamilies e gêneros de formigas do Brasil. (ed.) **Guia par gêneros de formigas do Brasil**. Editora INPA, Manaus.
- BESTELMEYER, B.T. et al. (2000) Field techniques for the study of ground- living ants: An overview, description and evaluation, p.122-144.
- BIEBER. A.G.D; SILVA P.S.D; Oliveira P.S. Attractiveness of fallen fleshy fruits to ants depends on previous handling by frugivores. **Ecoscience**, v. 20, p. 85–89, 2013.
- BLÜTHGEN, N.; FELDHAAR, H. Food and Shelter: How Resources Influence. **Ant Ecology**. Oxford University Press Inc., New York, 2010. cap. 7, p. 115-136, 2010.
- BRÜHL, C.A.; ELTZ, T.; LINSENMAIR, K.E. Size does matter effects of tropical rainforest fragmentation on the leaf litter ant community in Sabah, Malaysia. **Biodiversity & Conservation**, v. 12(7), p. 1371-1389, 2003.
- CONOVER, W. J. **Practical Nonparametric Statistics**. 3. ed. Wiley, 1999.
- LEPE, F. C.; DEL VALLE, R; JILIBERTO, R.R. The process of connectivity loss during habitat fragmentation and their consequences on population dynamics. **Ecological Modelling**, v. 376, p. 68-75, 2018.

AMARAL, G.C. do; VARGAS, A.B.; ALMEIDA, F.S. Efeitos de atributos ambientais na biodiversidade de formigas sob diferentes usos do solo. **Ciência Florestal**, v.29, p. 660-672, 2019.

COSTA, F.V.; BLÜTHGEN, N.; VIANA-JUNIOR, A.B.; GUERRA, T.J.; DI SPIRITO, L.; NEVES, F.S. Resilience to fire and climate seasonality drive the temporal dynamics of ant-plant interactions in a fire-prone ecosystem. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 247–255, 2018.

CRAWLEY, M. J. **Statistics**. Wiley, 2011.

DE LA MORA, A.; MURNEN, C.J.; PHILPOTT, S.M. Local and landscape drivers of biodiversity of four groups of ants in coffee landscapes. **Biodiversity and conservation**, v. 22(4), p. 871-888, 2013.

SÁ JÚNIOR, A.L.G. de; SILVA, F.F. da; ALVES, M.C. Application of the Köppen classification for climatic zoning in the state of Minas Gerais, Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 108, n. 1-2, p. 1–7, 27, 2012.

DORNHAUS, A.; POWELL, S. Foraging and Defence Strategies. **Ant Ecology**. Oxford University Press Inc., New York. cap. 12, p. 210-230, 2010.

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews**, v. 81, p. 117–142, 2006.

FAHRIG, L. Ecological responses to habitat fragmentation per se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, p. 1-23, 2017.

BRENER, A.G.F.; BARRANTES, G.; RUGGIERO, A. Environmental rugosity, body size and access to food: a test of the size-grain hypothesis in tropical litter ants. **Oikos** v. 104, p. 165-171, 2004.

BRENER, A.G.F.; DALTON, M.C.; BALZA, U. COURTIS, A.; DOMÍNGUEZ, I.L.; HILARIO, R.F.; LEVI, D.C. Working in the rain? Why leaf-cutting ants stop foraging when it's raining. **Insectes Sociaux**, v. 65(2), p. 233-239, 2018.

FITZPATRICK, G.; LANAN, M.C.; BRONSTEIN, J.L. Thermal tolerance affects mutualist attendance in an ant–plant protection mutualism. **Oecologia**, v. 176(1), p. 129-138, 2014.

GALLEGOS, S. C.; HENSEN, I.; SCHLEUNING, M. Secondary dispersal by ants promotes forest regeneration after deforestation. **Journal of Ecology**, v. 102, p. 659-666, 2014.

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

Jaeger, J.A.G. Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. **Landscape Ecology**, v. 15, p. 115, 2000.

KARUNGI, J.; NAMBI, N.; IJALA, A. R.; JONSSON, M.; KYAMANYWA, S.; EKBOM, B. Relating shading levels and distance from natural vegetation with hemipteran pests and predators occurrence on coffee. **Journal of applied entomology**, v. 139(9), p. 669-678, 2015.

KASPARI, M.; CLAY, N.A.; LUCAS, J.; YANOVIK, S.P.; KAY, A. Thermal adaptation generates a diversity of thermal limits in a rainforest ant community. **Global Change Biology**, v. 21, p. 1092–1102, 2015.

LEAL, L.C.; ANDERSEN, A.N.; LEAL, I.R. Anthropogenic disturbance reduces seed-dispersal services for myrmecochorous plants in the Brazilian caatinga. **Oecologia**, v. 174, p. 173-181, 2013.

LEVINGS, S.C.; FRANKS, N.R. Patterns of nest dispersion in a tropical ground ant community. **Ecology**, v. 63, p. 338-344, 1982.

LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; Galbraith, D. Increasing human dominance of tropical forests. **Science** v. 349, p. 827–832, 2015.

LIMA, L.D.; ANTONIALLI-JUNIOR, W.F. Foraging strategies of the ant *Ectatomma vizottoi* (Hymenoptera, Formicidae). **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 57, p. 392- 396, 2013.

LIMA, M. H. C.; OLIVEIRA, E. G.; SILVEIRA, F. A. O. Interactions between ants and non-myrmecochorous fruits in *Miconia* (Melastomataceae) in a Neotropical Savanna. **Biotropica**, v. 45, p. 217-223, 2013.

LINABURY, M.C.; TURLEY, N. E.; BRUDVIG, L.A. Insects remove more seeds than mammals in first-year prairie restorations, **Restoration Ecology** v. 27(6), p 1300-1306, 2019.

ORTEGA, M.R.; BARTIMACHI, A.; NEVES, J.; EMILIO, M.; HERALDO, B.; VASCONCELOS, L. Seed removal patterns of pioneer trees in an agricultural landscape. **Plant Ecology**, v. 218, p. 737, 2017.

NEWBOLD, T; HUDSON, L.N.; HILL, S.L.L.; CONTU, S.; LYSENKO, I.; SENIOR, R.A.; Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. **Nature**. v. 520, p. 45–50, 2015.

PHILPOTT, M. S.; PERFECTO, I.; ARMBRECHT, I.; PARR, L. Ant Diversity and Function in Disturbed and Changing Habitats. **Ant Ecology**. Oxford University Press Inc., New York, cap. 12, p. 137-156, 2010.

RABELLO, A. M.; BERNARDI, L. F.O.; RIBAS, C. R. Testing an artificial aril as a new ant-attractant. **Revista Biociências**, v. 20, p. 77-81, 2014.

RAIMUNDO, R. L. G.; GUIMARÃES, J.R.; NETO, M. A.; PIZO, M. A. The Influence of Fruit Morphology and Habitat Structure on Ant-Seed Interactions: A Study with Artificial Fruits. **Sociobiology**, v. 44, p. 1-10, 2004.

REID, W.V., H.A. MOONEY, A. CROPPER, D. CAPISTRANO, S.R. CARPENTER, K. CHOPRA, P. DASGUPTA, T. DIETZ, A. DURAIAPPAH, R. KASPERSON, R. LEEMANS, R.M. MAY, A.J. MCMICHAEL, P. PINGALI, R. HASSAN, C. SAMPER, R. SCHOLES, S. ZHAO, R.T. WATSON, A.H. ZAKRI, (2005). Millennium Ecosystem Assessment Synthesis Report. Washington, D.C.: Millennium Ecosystem Assessment and Island Press.

RIBAS C.R.; SOLAR, R.R.C.; CAMPOS, R.B.F.; SCHIMIDT, F.A.; VALENTIM, C.L.; SCHOEREDER, J.H. Can ants be used as indicators of environmental impacts caused by arsenic? **Journal of Insect Conservation**. V. 16, p. 413–421, 2012.

RICO-GRAY, V.; OLIVEIRA, P.S.; **The Ecology and Evolution of Ant-Plant Interactions**. Chicago. The University of Chicago Press, 2007.

ROYSTON, P. A pocket-calculator algorithm for the Shapiro-Francia test for non-normality: an application to medicine. **Statistics in Medicine**, v. 12, p. 181–184, 1993.

STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S. E.; FETZER, I.; BENNETT, E. M.; FOLKE, C. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347(6223), p. 1259855, 2015.

SUNDAY, J.M.; BATES, A.E.; DULVY, N.K. Global analysis of thermal tolerance and latitude in ectotherms. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*. V. 278, p. 1823–1830, 2011.

THODE JR., H.C. **Testing for Normality**. New York. Marcel Dekker, 2002.

TIBCHERANI, M.; NACAGAVA, V. A. F.; ARANDA, R.; MELLO, R. L. Review of Ants (Hymenoptera: Formicidae) as bioindicators in the Brazilian Savanna. **Sociobiology**, v. 65(2), p. 112-129, 2018.

TIEDE, Y.; SCHLAUTMANNA, J.; DONOSOB, D. A.; WALLISA, C. I. B.; BENDIXC, J.; BRANDLD, R.; FARWIGA, N. Ants as indicators of environmental change and ecosystem processes. **Ecological Indicators**. v. 83, p. 527–537, 2017.

TRANIELLO, J.F.A.; Foraging strategies of ants. **Annual Reviews Entomology**, v. 34, p. 191-210, 1989.

UNDERWOOD, E.C.; FISHER, B.L. The role of ants in conservation monitoring: if, when, and how. **Biological Conservation** v. 132, p. 166–182, 2006.

VASCONCELOS, H. L.; VILHENA, J. M.; MAGNUSSON, W. E.; ALBERNAZ, A. L. M. Long-term effects of forest fragmentation on Amazonian ant communities. **Journal of Biogeography**, v. 33(8), p. 1348-1356, 2006.

WANG, C.; STRAZANAC, J.S.; BUTLER, L. Association between ants (Hymenoptera: Formicidae) and habitat characteristics in oak-dominated mixed forests. **Environ Entomol**, v. 30, p. 842–847, 2001.

WIESCHER, P.T.; PEARCE-DUVET, J.M.C.; FEENER JR, D.H. Assembling an ant community: species functional traits reflect environmental filtering. **Oecologia**, v. 169, p. 1063-1074, 2012.

WILKINSON, E.B.; FEENER JR, D.H. Habitat complexity modifies ant-parasitoid interactions: implications for community dynamics and the role of disturbance. **Oecologia** v. 152, p. 151-161, 2007.

WITTMAN, S.E. *et. al.* Species interactions and thermal constraints on ant community structure. **Oikos**. V. 119, p. 551-559, 2010.

WITTMAN, S.E.; SANDERS, N.J.; ELLISON, A.M.; JULES, E.S.; RATCHFORD, J.S.; GOTELLI, N.J. Species interactions and thermal constraints on ant community structure. **Oikos**. V. 119, p. 551– 559, 2010.

WRIGHT, S. J. Tropical forests in a changing environment. **Trends in ecology & evolution**, v. 20(10), p. 553-560, 2005.

YUSAH, K.M.; FOSTER, W.A. Tree size and habitat complexity affect antcommunities (Hymenoptera: Formicidae) in the high canopy of Bornean rainforest. **Myrmecological News**. v. 23, p. 15–23, 2016.